



UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO SEMI-ÁRIDO
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM MANEJO DE SOLO E ÁGUA
DOUTORADO EM MANEJO DE SOLO E ÁGUA

TEREZA AMELIA LOPES CIZENANDO GUEDES ROCHA

**FERTIRRIGAÇÃO DA PALMA FORRAGEIRA MIÚDA COM EFLUENTE
AQUÍCOLA: QUALIDADE DA ÁGUA, SOLO E FITOESTABILIZAÇÃO NO
SEMIÁRIDO POTIGUAR**

MOSSORÓ

2025

TEREZA AMELIA LOPES CIZENANDO GUEDES ROCHA

**FERTIRRIGAÇÃO DA PALMA FORRAGEIRA MIÚDA COM EFLUENTE
AQUÍCOLA: QUALIDADE DA ÁGUA, SOLO E FITOESTABILIZAÇÃO NO
SEMIÁRIDO POTIGUAR**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Manejo de Solo e Água da Universidade Federal Rural do Semi-Árido como requisito para obtenção do título de Doutora em Manejo de Solo e Água.

Linha de Pesquisa: Tratamento e uso agrícola de resíduos e seus Impactos no Solo e da Água

Orientador: Rafael Oliveira Batista, Prof. Dr.

Coorientadora: Silvanete Severino da Silva, Prof^a. Dra.

MOSSORÓ

2025

© Todos os direitos estão reservados a Universidade Federal Rural do Semi-Árido. O conteúdo desta obra é de inteira responsabilidade do (a) autor (a), sendo o mesmo, passível de sanções administrativas ou penais, caso sejam infringidas as leis que regulamentam a Propriedade Intelectual, respectivamente, Patentes: Lei nº 9.279/1996 e Direitos Autorais: Lei nº 9.610/1998. O conteúdo desta obra tomar-se-á de domínio público após a data de defesa e homologação da sua respectiva ata. A mesma poderá servir de base literária para novas pesquisas, desde que a obra e seu (a) respectivo (a) autor (a) sejam devidamente citados e mencionados os seus créditos bibliográficos.

R 672f Rocha, Tereza Amelia Lopes Cizenando Guedes.
Fertirrigação da palma forrageira miúda com
efluente aquícola: qualidade da água, solo e
fitoestabilização no semiárido potiguar / Tereza Amelia
Lopes Cizenando Guedes Rocha. - 2025.
199 f. : il.

Orientador: Rafael Oliveira Batista.
Coorientadora: Silvanete Severino da Silva.
Tese (Doutorado) - Universidade Federal Rural do
Semi-árido, Programa de Pós-graduação em
Manejo de Solo e Água, 2025.

1. Água residuária. 2. Aquicultura. 3. Economia
circular. 4. Nopalea cochenillifera (L.) Salm-Dyck. 5.
Sustentabilidade. I. Batista, Rafael Oliveira, orient. II.
Silva, Silvanete Severino da, co-orient. III. Título.

Ficha catalográfica elaborada por sistema gerador automático em
conformidade com AACR2 e os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

Biblioteca Campus Mossoró / Setor de Informação e Referência

Bibliotecária: Keina Cristina Santos Sousa e Silva

CRB: 15/120

O serviço de Geração Automática de Ficha Catalográfica para Trabalhos de Conclusão de Curso (TCC's) foi desenvolvido pelo Instituto de Ciências Matemáticas e de Computação da Universidade de São Paulo (USP) e gentilmente cedido para o Sistema de Bibliotecas da Universidade Federal Rural do Semi-Árido (SISBI-UFERSA), sendo customizado pela Superintendência de Tecnologia da Informação e Comunicação (SUTIC) sob orientação dos bibliotecários da instituição para ser adaptado às necessidades dos alunos dos Cursos de Graduação e Programas de Pós-Graduação da Universidade.

TEREZA AMELIA LOPES CIZENANDO GUEDES ROCHA

**FERTIRRIGAÇÃO DA PALMA FORRAGEIRA MIÚDA COM EFLUENTE
AQUÍCOLA: QUALIDADE DA ÁGUA, SOLO E FITOESTABILIZAÇÃO NO
SEMIÁRIDO POTIGUAR**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Manejo de Solo e Água da Universidade Federal Rural do Semi-Árido como requisito para obtenção do título de Doutora em Manejo de Solo e Água.

Linha de Pesquisa: Tratamento e uso agrícola de resíduos e seus Impactos no Solo e da Água

Defendida em: 19 / 12 / 2025.

BANCA EXAMINADORA

Documento assinado digitalmente
 **RAFAEL OLIVEIRA BATISTA**
Data: 08/01/2026 07:59:06-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Rafael Oliveira Batista, Prof. Dr. (UFERSA)
Presidente

Documento assinado digitalmente
 **STEFESON BEZERRA DE MELO**
Data: 07/01/2026 17:31:52-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Stefeson Bezerra de Melo, Prof. Dr. (UFERSA)
Membro Examinador

Documento assinado digitalmente
 **LAIO ARIEL LEITE DE PAIVA**
Data: 07/01/2026 19:43:12-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Laio Ariel Leite de Paiva, Dr.
Membro Examinador

Documento assinado digitalmente
 **PHAMELLA KALLINY PEREIRA FARIAS**
Data: 07/01/2026 17:36:54-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Phâmella Kalliny Pereira Farias, Dra. (UFERSA)
Membra Examinadora

Documento assinado digitalmente
 **LUIZ FERNANDO DE SOUSA ANTUNES**
Data: 09/01/2026 20:29:36-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Luiz Fernando de Sousa Antunes, Dr.
Membro Examinador

*Dedico à minha filha, Maria Júlia Cizenando
Rocha, que é meu impulso para lutar todos os
dias.*

AGRADECIMENTOS

Primeiramente agradeço a Deus pelo dom da vida e por sua infinita misericórdia em meus momentos de fraqueza.

À minha família, em especial meus pais, Terezinha Costa Lopes e Francisco Cizenando Silva, pelo amor e apoio incondicional ao estudo desde criança e em todos os momentos dessa trajetória. E, não menos importante, meu marido, Antonio Fábio Guedes da Rocha, e minha filha, Maria Júlia Cizenando Rocha, pela compreensão nas ausências e por serem meu alicerce desde o curso de graduação em Engenharia Agrícola e Ambiental até a defesa de tese para tornar-me Doutora em Manejo de Solo e Água. Essa conquista é nossa!

Ao meu orientador, Rafael Oliveira Batista, por sua orientação, paciência e apoio ao longo de toda a realização desta pesquisa. Foram momentos difíceis, mas sua experiência, incentivo e dedicação foram fundamentais para o desenvolvimento deste trabalho. Além da minha co-orientadora, Silvanete Severino da Silva, essencial para trocar ideias acadêmicas, além de ter sido um ombro amigo para compartilhar alegrias e tristezas.

Aos membros da banca, Stefeson Bezerra de Melo, por todo seu apoio na análise estatística, Laio Ariel Leite de Paiva, por suas valiosas contribuições que enriqueceram minha pesquisa, a Phâmella Kalliny Pereira Farias, pela parceria durante o experimento e a Luiz Fernando de Sousa Antunes, por me tornar uma pessoa mais criteriosa. Às professoras que me ajudaram indiretamente, Daniela da Costa Leite Coelho, pelo apoio em confeccionar os mapas e Laísa Maria de Resende Castro, por sua leitura atenta.

Aos meus amigos e colegas de laboratório, especialmente, Francisco Éder Rodrigues de Oliveira, Fagner Nogueira Ferreira e Adler Lincoln Severiano da Silva, pela cooperação enquanto estive realizando as análises em laboratório. Sobre tudo as amigas de experimento, a já citada, Phâmella, e Palloma Vitória Carlos de Oliveira, que tornaram os dias mais leves com conversas e risadas que impulsionaram minha motivação e bem-estar mental.

Às técnicas de laboratório, Simone Cristina Freitas de Carvalho, Ana Kaline da Costa Ferreira e Maria Valdete da Costa, por toda ajuda e paciência em atender as minhas solicitações de análises.

Aos funcionários terceirizados da UFERSA, principalmente os do setor de aquicultura, pela ajuda na coleta do efluente e por todas as informações repassadas, bem como o terceirizado Alfran de Souza Silva, pelo apoio durante a condução do experimento tornando o trabalho de campo mais brando.

À UFERSA pela infraestrutura e por oferecer um ambiente propício para a realização de pesquisas de alto nível. Também às agências de fomento, Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) e Fundação de Amparo e Promoção da Ciência, Tecnologia e Inovação do RN (Fapern), cujo apoio financeiro foi imprescindível.

Por fim, agradeço a todos que, de alguma forma, contribuíram para a realização desta tese e para a minha formação como pesquisadora e profissional.

“O verdadeiro conhecimento não está no que sabemos, mas no que somos capazes de aprender”.

Aristóteles

RESUMO

O reúso agrícola vem sendo praticado em todo o mundo como forma de mitigar a escassez hídrica e fornecer nutrientes, todavia é necessário se ater a sua composição química, o tipo de solo e a tolerância da cultura. Diante disso, convém utilizar o efluente da aquicultura, que é a forma de produção de alimentos que mais cresce em todo o planeta e que gera uma quantidade significativa de efluente com elevado teor de sais, já a palma forrageira, é uma cactácea de grande expressão no semiárido brasileiro e que possui diferentes formas de uso. Dito isso, objetivo com o presente estudo analisar as diluições de efluente aquícola aplicados à cultura da palma forrageira miúda no segundo ano de cultivo quanto a qualidade ambiental e a fitoestabilização no semiárido potiguar. O experimento foi instalado na Unidade Experimental de Reúso de Água (UERA) da Universidade Federal Rural do Semi-Árido (UFERSA), Mossoró-RN, durante o período de 26 de outubro de 2021 a 20 de dezembro de 2023. O arranjo experimental foi o Delineamento em Blocos Casualizados, com cinco tratamentos, a saber: T1 (100% água); T2 (75% água + 25% efluente); T3 (50% água + 50% efluente); T4 (25% água + 75% efluente) e T5 (100% efluente); e cinco repetições, totalizando 25 parcelas experimentais. A irrigação ocorreu a cada sete dias, uma semana usando água de abastecimento e na outra as diluições. O experimento ocupou uma área de 56m² com mudas de um genótipo *Nopalea cochenillifera* (L.) Salm-Dyck, popularmente conhecida como palma miúda. Durante o período experimental, foram coletadas amostras da água de irrigação para a análise dos indicadores: pH, CE, K⁺, Na⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, Cl⁻, CO₃²⁻, HCO₃⁻, NTK, P, Fe⁺, Mn⁺, Zn²⁺, Cu²⁺, Pb, Cd, Ni e Cr. Também foram calculados os índices RAS, CSR e dureza. Ao final do segundo ano de cultivo, coletaram-se amostras compostas de solo de 0-20 cm e de 20-40 cm para análises dos indicadores: pH, CE, CE_{es}, MO, P, K⁺, Na⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, Al³⁺, H⁺ + Al³⁺, Cu²⁺, Mn⁺, Fe⁺, Zn²⁺, Cr, Ni, Cd e Pb. Também foram calculados os índices SB, t, T, V%, m%, PST e RAS. Do mesmo modo, foram realizadas coletas de amostras de tecido vegetal de duas plantas por parcela para analisar os elementos Cu²⁺, Zn²⁺, Mn⁺, Fe⁺ e Na⁺, a fim de obter os fatores de translocação e de bioacumulação da palma forrageira. Os dados foram submetidos à análise estatística descritiva e, posteriormente, realizou-se à estatística multivariada pelo programa computacional *Statistica*®. Com os dados da água e do solo foram gerados matriz de correlação e análises de componentes principais, de agrupamento e fatorial, compondo os Capítulos 1 e 2. Já os dados da planta e alguns do solo passaram por análise de agrupamento, além do teste de média para dados não paramétricos de *Kruskal-Wallis*, compondo o Capítulo 3. Os resultados da água indicaram que as diluições de água de abastecimento com efluente aquícola apresentaram restrições ao uso na irrigação quanto ao perigo de salinização, visto que a água de abastecimento foi considerada uma água de médio risco de salinidade e o efluente aquícola foi classificado com risco muito alto de salinidade, sendo as variáveis CE, Ca²⁺, Mg²⁺, Cl⁻, HCO₃⁻, P, RAS, Mn⁺, Zn²⁺ e N as mais relevantes na análise. Sobre o solo, não foi classificado como salino e/ou sódico em nenhum dos tratamentos e/ou profundidade, todavia, o uso de diluições de efluentes da aquicultura contribuiu para o aumento nos teores do solo dos parâmetros pH, CE_{es}, MO, Mg²⁺, K⁺, Na⁺, SB, V%, Fe⁺, Mn⁺ e Zn²⁺, principalmente na camada de 0-20 cm, sendo as variáveis pH, CE_{es}, Na⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, PST, RAS, Cu²⁺ e MO, mais relevantes na análise. Já com relação a planta, a palma forrageira miúda não foi eficiente na translocação de Cu²⁺, Fe⁺ e Na⁺, sendo acumuladora de Cu²⁺, Fe⁺, Zn²⁺ e Na⁺. Portanto, a *N. cochenillifera* pode ser considerada fitoestabilizadora para os seguintes elementos: Na⁺, Fe⁺ e Cu²⁺.

Palavras-chave: Água residuária. Aquicultura. Economia circular. *Nopalea cochenillifera* (L.) Salm-Dyck. Sustentabilidade.

ABSTRACT

Agricultural reuse has been practiced worldwide as a way to mitigate water scarcity and provide nutrients, but it is necessary to consider its chemical composition, soil type, and crop tolerance. Given this, it is advisable to use reused water from aquaculture, which is the fastest growing form of food production on the planet and generates a significant amount of effluent with a high salt content, applied to forage palm, which is a cactus of great importance in the Brazilian semi-arid region and has different uses. That said, the objective of this research was to analyze the dilutions of aquaculture effluent applied to the cultivation of small forage palm in the second year of cultivation in terms of environmental quality and phytostabilization in the semi-arid region of Rio Grande do Norte. The experiment was set up at the Water Reuse Experimental Unit (UERA) of the Federal Rural University of the Semi-Arid Region (UFERSA) in Mossoró, Rio Grande do Norte, during the period from October 26, 2021, to December 20, 2023. The experimental design was a randomized block design with five treatments, namely: T1 (100% water); T2 (75% water + 25% effluent); T3 (50% water + 50% effluent); T4 (25% water + 75% effluent); and T5 (100% effluent); and five replicates, totaling 25 experimental plots. Irrigation took place weekly, alternating between water supply and dilutions. The experiment occupied an area of 56m² with seedlings of a *Nopalea cochenillifera* (L.) Salm-Dyck genotype, popularly known as palma miúda. During the experimental period, composite samples of irrigation water were collected for analysis of the following indicators: pH, EC, K⁺, Na⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, Cl⁻, CO₃²⁻, HCO₃⁻, NTK, P, Fe⁺, Mn⁺, Zn²⁺, Cu²⁺, Pb, Cd, Ni, and Cr. The SAR, RSC, and hardness indices were also calculated. At the end of the second year of cultivation, composite soil samples were collected from 0-20 cm and 20-40 cm for analysis of the following indicators: pH, EC, ECes, OM, P, K⁺, Na⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, Al³⁺, H⁺ + Al³⁺, Cu²⁺, Mn⁺, Fe⁺, Zn²⁺, Cr, Ni, Cd, and Pb. The SB, t, T, V%, m%, PST, and RAS indices were also calculated. Similarly, plant tissue samples were collected from two plants per plot to analyze the elements Cu²⁺, Zn²⁺, Mn⁺, Fe⁺, and Na⁺ in order to obtain the translocation and bioaccumulation factors of the forage palm. The data were submitted to descriptive statistical analysis and subsequently to multivariate statistics using the Statistica® computer program. With the water and soil data, correlation matrices and principal component, cluster, and factor analyses were generated, comprising Chapters 1 and 2. The plant data and some of the soil data underwent cluster analysis, in addition to the Kruskal-Wallis nonparametric mean test, comprising Chapter 3. The water results indicated that dilutions of supply water with aquaculture effluent presented restrictions on use in irrigation due to the danger of salinization, since the supply water was considered to be of medium risk of salinity and the aquaculture effluent was classified as very high risk of salinity, with the variables EC, Ca²⁺, Mg²⁺, Cl⁻, HCO₃⁻, P, RAS, Mn⁺, Zn²⁺, and N were the most relevant in the analysis. Regarding the soil, it was not classified as saline and/or sodic in any of the treatments and/or depths; however, the use of aquaculture effluent dilutions contributed to an increase in soil levels of the parameters pH, ECes, OM, Mg²⁺, K⁺, Na⁺, SB, V%, Fe⁺, Mn⁺, and Zn²⁺, mainly in the 0-20 cm layer, with the variables pH, EC, Na⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, PST, SAR, Cu²⁺, and OM being the most relevant in the analysis. With regard to the plant, the small forage palm was not efficient in translocating Cu²⁺, Fe⁺, and Na⁺, accumulating Cu²⁺, Fe⁺, Zn²⁺, and Na⁺. Therefore, *N. cochenillifera* can be considered phytostabilizing for the following elements: Na⁺, Fe⁺, and Cu²⁺.

Keywords: Wastewater. Aquaculture. Circular economy. *Nopalea cochenillifera* (L.) Salm-Dyck. Sustainability.

LISTA DE FIGURAS

ARTIGO 1 – DA AQUICULTURA À AGRICULTURA: ECONOMIA CIRCULAR NO REÚSO DE EFLUENTES COMO ESTRATÉGIA HÍDRICA E NUTRICIONAL NO SEMIÁRIDO BRASILEIRO

- Figura 1 – Localização da Unidade Experimental de Reuso de Água (UERA), localizada no campus Leste da UFERSA, no município de Mossoró, estado do Rio Grande do Norte, Brasil.....40
- Figura 2 – Monitoramento da temperatura média (°C) e da precipitação (mm) de outubro de 2022 a dezembro de 2023 (A); monitoramento da radiação solar global (MJ m⁻²) e evapotranspiração de referência (mm d⁻¹) no mesmo período citado (B) da área do experimento, localizado no campus Leste da UFERSA, no município de Mossoró, estado do Rio Grande do Norte, Brasil.....41
- Figura 3 – Esquema da área experimental com componentes do sistema de irrigação, localizado no campus Leste da UFERSA, no município de Mossoró, estado do Rio Grande do Norte, Brasil.....44
- Figura 4 – Espectrofotômetro de absorção atômica usado para análises de micronutrientes e metais pesados, no LASAP, localizado no campus Leste da UFERSA, no município de Mossoró, estado do Rio Grande do Norte, Brasil.....45
- Figura 5 – Diagrama de classificação de água para irrigação dos tratamentos pela USSL, no município de Mossoró, estado do Rio Grande do Norte, Brasil.....66
- Figura 6 – Análise de agrupamento para os grupos dos atributos físico-químicos das diluições dos tratamentos utilizados para a irrigação da *Nopalea cochenillifera* (L.) Salm-Dyck, no município de Mossoró, estado do Rio Grande do Norte, Brasil.....72
- Figura 7 – Análise dos Componentes Principais (Componente 1-2) para atributos físico-químicos e tratamentos em função do tempo das diluições utilizados para a irrigação da *Nopalea cochenillifera* (L.) Salm-Dyck, no município de Mossoró, estado do Rio Grande do Norte, Brasil.....75
- Figura 8 – Análise dos Componentes Principais (Componente 1-3) para atributos físico-químicos e tratamentos em função do tempo das diluições utilizados para a irrigação da *Nopalea cochenillifera* (L.) Salm-Dyck, no município de

Mossoró, estado do Rio Grande do Norte, Brasil.....	77
---	----

**ARTIGO 2 - FERTIRRIGAÇÃO DA PALMA FORRAGEIRA MIÚDA COM
DILUIÇÕES DE EFLUENTE AQUÍCOLA NO SEMIÁRIDO POTIGUAR:
COMPORTAMENTO DOS INDICADORES DE QUALIDADE QUÍMICA DO SOLO**

Figura 1	–	Localização da Unidade Experimental de Reuso de Água (UERA), localizada no campus Leste da UFERSA, no município de Mossoró, estado do Rio Grande do Norte, Brasil.....	96
Figura 2	–	Acompanhamento da temperatura média do ar (°C) e da precipitação pluvial (mm) de outubro de 2021 a dezembro de 2023 (A); acompanhamento da radiação solar global (MJ m ⁻²) e da evapotranspiração de referência (mm d ⁻¹) no mesmo período citado (B) no campus Leste da UFERSA, no município de Mossoró, estado do Rio Grande do Norte, Brasil.....	97
Figura 3	–	Croqui do experimento localizado no campus Leste da UFERSA, no município de Mossoró, estado do Rio Grande do Norte, Brasil.....	99
Figura 4	–	Coleta de amostras de solo (A); solos armazenados (B); obtenção da TFSA (C); análise de solo (D), no município de Mossoró, estado do Rio Grande do Norte, Brasil.....	104
Figura 5	–	Análise de agrupamento para os grupos dos atributos químicos do solo após irrigação da <i>Nopalea cochenillifera</i> (L.) Salm-Dyck por dois anos com diluições de efluente da aquicultura no município de Mossoró, estado do Rio Grande do Norte, Brasil.....	134
Figura 6	–	Análise dos Componentes Principais (Componente 1-2) para atributos químicos e tratamentos do solo em função da profundidade após irrigação da <i>Nopalea cochenillifera</i> (L.) Salm-Dyck por dois anos com diluições de efluente da aquicultura, no município de Mossoró, estado do Rio Grande do Norte, Brasil.....	136
Figura 7	–	Análise dos Componentes Principais (Componente 1-3) para atributos químicos e tratamentos do solo em função da profundidade após irrigação da <i>Nopalea cochenillifera</i> (L.) Salm-Dyck por dois anos com diluições de efluente da aquicultura, no município de Mossoró, estado do Rio Grande do Norte, Brasil.....	138

ARTIGO 3 - REÚSO AGRÍCOLA NA POTENCIALIZAÇÃO DA CIRCULARIDADE DE SISTEMAS AQUÍCOLAS: FITOESTABILIZAÇÃO DE METAIS NA *Nopalea cochenillifera* (L.) Salm-Dyck CULTIVADA NO SEMIÁRIDO BRASILEIRO

Figura 1	–	Localização da Unidade Experimental de Reúso de Água (UERA), localizada no campus Leste da UFERSA, no município de Mossoró, estado do Rio Grande do Norte, Brasil.....	161
Figura 2	–	Monitoramento da temperatura média do ar (°C) (A), da radiação solar global (MJ m ⁻²) (B), da precipitação pluvial (mm) (C) e da evapotranspiração de referência (mm d ⁻¹) (D) no período de outubro de 2021 a dezembro de 2023 próximo à área do experimento no campus Leste da UFERSA, no município de Mossoró, estado do Rio Grande do Norte, Brasil.....	162
Figura 3	–	Imagem gráfica da área experimental no campus Leste da UFERSA, no município de Mossoró, estado do Rio Grande do Norte, Brasil.....	163
Figura 4	–	Obtenção da TFSA (A) e armazenamento dos solos armazenados em potes de 500 ml de polietileno com tampa (B), no LASAP, no município de Mossoró, estado do Rio Grande do Norte, Brasil.....	167
Figura 5	–	Cortes da parte aérea em formato palito (A), raízes em estufa de circulação forçada (B), moagem da planta em moinho Willey (C) e análise de tecido vegetal (D), no LASAP, no município de Mossoró, estado do Rio Grande do Norte, Brasil.....	169
Figura 6	–	Agrupamento do fator de translocação (FT) de metais no tecido vegetal da cultivar <i>Nopalea cochenillifera</i> (L.) Salm-Dyck fertirrigada com proporções de efluente aquícola e irrigada com água com abastecimento, no município de Mossoró, estado do Rio Grande do Norte, Brasil.....	172
Figura 7	–	Teores de metais presentes no tecido vegetal das raízes e parte aérea de <i>Nopalea cochenillifera</i> (L.) Salm-Dyck para cobre (A), ferro (B), manganês (C), sódio (D) e zinco (E), após fertirrigação com diferentes proporções de efluente aquícola e irrigação com água com abastecimento, no município de Mossoró, estado do Rio Grande do Norte, Brasil.....	176
Figura 8	–	Agrupamento do fator de bioacumulação (FB) de metais nas raízes da cultivar <i>Nopalea cochenillifera</i> (L.) Salm-Dyck fertirrigada com proporções de efluente aquícola e irrigada com água com abastecimento, no município de	

Mossoró, estado do Rio Grande do Norte, Brasil.....	183
---	-----

LISTA DE QUADROS

ARTIGO 1 – DA AQUICULTURA À AGRICULTURA: ECONOMIA CIRCULAR NO REÚSO DE EFLUENTES COMO ESTRATÉGIA HÍDRICA E NUTRICIONAL NO SEMIÁRIDO BRASILEIRO

Quadro 1 – Metodologias de análise de água utilizadas no experimento.....45

ARTIGO 2 - FERTIRRIGAÇÃO DA PALMA FORRAGEIRA MIÚDA COM DILUIÇÕES DE EFLUENTE AQUÍCOLA NO SEMIÁRIDO POTIGUAR: COMPORTAMENTO DOS INDICADORES DE QUALIDADE QUÍMICA DO SOLO

Quadro 1 – Metodologias de análise de solo utilizadas no experimento.....105

LISTA DE TABELAS

ARTIGO 1 – DA AQUICULTURA À AGRICULTURA: ECONOMIA CIRCULAR NO REÚSO DE EFLUENTES COMO ESTRATÉGIA HÍDRICA E NUTRICIONAL NO SEMIÁRIDO BRASILEIRO

Tabela 1	– Média, mediana, desvio-padrão e coeficiente de variação dos parâmetros físico-químicos das diluições de efluente da aquicultura em água de abastecimento, no município de Mossoró, estado do Rio Grande do Norte, Brasil.....	49
Tabela 2	– Padrões e valores orientadores acerca da potabilidade (1), do lançamento de efluentes (2 e 4) e do reúso agrícola e florestal (3, 4, 5 e 6), comparado as diluições de efluente da aquicultura em água de abastecimento, no município de Mossoró, estado do Rio Grande do Norte, Brasil.....	50
Tabela 3	– Valores encontrados na literatura para água de irrigação (1) e efluente aquícola (2, 3, 4, 5, 6, 7 e 8), comparado as diluições de efluente da aquicultura em água de abastecimento, no município de Mossoró, estado do Rio Grande do Norte, Brasil.....	56
Tabela 4	– Riscos de problemas de infiltração no solo causados pela sodicidade da água.....	65
Tabela 5	– Risco de salinidade e sodicidade da água de irrigação da pesquisa de acordo com as classificações de Richards (1954), Ayers e Westcot (1999) e Eaton (1950).....	68
Tabela 6	– Matriz de correlação de Pearson obtida a partir dos dados originais dos atributos físico-químicos das diluições dos tratamentos utilizados para a irrigação da <i>Nopalea cochenillifera</i> (L.) Salm-Dyck, no município de Mossoró, estado do Rio Grande do Norte, Brasil.....	70
Tabela 7	– Autovalores e variância acumulada obtidos na análise de componentes principais (ACP) para atributos físico-químicos das diluições dos tratamentos utilizados para a irrigação da <i>Nopalea cochenillifera</i> (L.) Salm-Dyck, no município de Mossoró, estado do Rio Grande do Norte, Brasil.....	78

**ARTIGO 2 - FERTIRRIGAÇÃO DA PALMA FORRAGEIRA MIÚDA COM
DILUIÇÕES DE EFLUENTE AQUÍCOLA NO SEMIÁRIDO POTIGUAR:
COMPORTAMENTO DOS INDICADORES DE QUALIDADE QUÍMICA DO SOLO**

Tabela 1	– Média e desvio-padrão dos parâmetros das diluições de efluente da aquicultura em água de abastecimento usadas para irrigação palma forrageira miúda, no município de Mossoró, estado do Rio Grande do Norte, Brasil.....	102
Tabela 2	– Caracterização química do solo realizada antes da instalação do experimento e após o primeiro ano de cultivo, no município de Mossoró, estado do Rio Grande do Norte, Brasil.....	107
Tabela 3	– Média, mediana, desvio-padrão e coeficiente de variação das substâncias químicas do solo ao final do experimento na profundidade de 0-40 cm, no município de Mossoró, estado do Rio Grande do Norte, Brasil.....	109
Tabela 4	– Valores de Referência de Qualidade (VRQs) de substâncias químicas para solos no território brasileiro e na área do experimento, no município de Mossoró, estado do Rio Grande do Norte, Brasil.....	110
Tabela 5	– Valores de Prevenção (VP) e Investigação (VI) de substâncias químicas para solos do Brasil.....	111
Tabela 6	– Média e desvio-padrão dos parâmetros químicos do solo na profundidade de 0-20 cm e 20-40 cm após irrigação da palma forrageira miúda por dois ciclos com diluições de efluente da aquicultura em água de abastecimento, no município de Mossoró, estado do Rio Grande do Norte, Brasil.....	116
Tabela 7	– Critérios e limites para classificação de solos normais, salinos, sódicos e salino-sólidos, usando os índices de extrato de saturação (CE _{es}), percentual de sódio trocável (PST), razão de adsorção de sódio (RAS) e pH.....	128
Tabela 8	– Classificação do solo quanto a salinidade e sodicidade na profundidade de 0-20 cm e 20-40 cm após irrigação da palma forrageira miúda por dois ciclos com diluições de efluente da aquicultura em água de abastecimento, no município de Mossoró, estado do Rio Grande do Norte, Brasil.....	129
Tabela 9	– Matriz de correlação de Pearson obtida a partir dos dados originais dos atributos químicos do solo após irrigação da <i>Nopalea cochenillifera</i> (L.) Salm-Dyck por dois anos com diluições de efluente da aquicultura, no município de Mossoró, estado do Rio Grande do Norte, Brasil.....	131

Tabela 10	–	Autovalores e variância acumulada obtidos na análise de componentes principais (ACP) para atributos químicos do solo após irrigação da <i>Nopalea cochenillifera</i> (L.) Salm-Dyck por dois anos com diluições de efluente da aquicultura, no município de Mossoró, estado do Rio Grande do Norte, Brasil.....	139
-----------	---	---	-----

ARTIGO 3 - REÚSO AGRÍCOLA NA POTENCIALIZAÇÃO DA CIRCULARIDADE DE SISTEMAS AQUÍCOLAS: FITOESTABILIZAÇÃO DE METAIS NA *Nopalea cochenillifera* (L.) Salm-Dyck CULTIVADA NO SEMIÁRIDO BRASILEIRO

Tabela 1	–	Valores médios e desvio-padrão dos parâmetros físico-químicos das diferentes proporções de efluente aquícola usados na fertirrigação da palma forrageira miúda, no município de Mossoró, estado do Rio Grande do Norte, Brasil...	166
Tabela 2	–	Fator de translocação (FT) de metais no tecido vegetal da cultivar <i>Nopalea cochenillifera</i> (L.) Salm-Dyck fertirrigada com proporções de efluente aquícola e irrigada com água com abastecimento, no município de Mossoró, estado do Rio Grande do Norte, Brasil.....	172
Tabela 3	–	Comparação da concentração de metais no tecido das raízes da <i>Nopalea cochenillifera</i> (L.) Salm-Dyck fertirrigada com proporções de efluente aquícola e irrigada com água com abastecimento, no município de Mossoró, estado do Rio Grande do Norte, Brasil.....	179
Tabela 4	–	Comparação da concentração de metais no tecido da parte aérea da <i>Nopalea cochenillifera</i> (L.) Salm-Dyck fertirrigada com proporções de efluente aquícola e irrigada com água com abastecimento, no município de Mossoró, estado do Rio Grande do Norte, Brasil.....	181
Tabela 5	–	Fator de bioacumulação (FB) de metais nas raízes da cultivar <i>Nopalea cochenillifera</i> (L.) Salm-Dyck fertirrigada com proporções de efluente aquícola e irrigada com água com abastecimento, no município de Mossoró, estado do Rio Grande do Norte, Brasil.....	183
Tabela 6	–	Comparação da concentração de metais no solo cultivado com <i>Nopalea cochenillifera</i> (L.) Salm-Dyck fertirrigado com proporções de efluente aquícola e irrigado com água com abastecimento, no município de Mossoró, estado do Rio Grande do Norte, Brasil.....	185

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AA	Água de abastecimento
ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ACP	Análise de Componentes Principais
Al ³⁺	Alumínio
Ca ²⁺	Cálcio
CAERN	Companhia de Águas e Esgotos do Rio Grande do Norte
CAM	Metabolismo Ácido das Crassuláceas
Cd	Cádmio
CE	Condutividade Elétrica
CE _{es}	Condutividade Elétrica do extrato de saturação
CERH	Conselho Estadual de Recursos Hídricos do Paraná
Cl ⁻	Cloreto
cm ³	Centrímetro cúbico
cmol _c dm ⁻³	Centimol por decímetro cúbico
CNPq	Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico
CO ₃ ²⁻	Carbonato
CO ₂	Gás carbônico
COEMA	Conselho Estadual do Meio Ambiente do Ceará
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CONERH	Conselho Estadual de Recursos Hídricos
CONSEMA	Conselho Estadual do Meio Ambiente do Rio Grande do Sul
CP	Componentes Principais
Cr	Cromo
CSR	Carbonato de Sódio Residual
CTC	Capacidade de Troca Catiônica
Cu ²⁺	Cobre
CV	Coefficiente de variação
DBC	Delineamento em Blocos Casualizados
Dr	Doutor
dS m ⁻¹	DeciSiemens por metro
EA	Efluente aquícola

EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
<i>et al.</i>	E colaboradores
ETo	Evapotranspiração de referência
ETc	Evapotranspiração da cultura
Fapern	Fundação de Amparo e Promoção da Ciência, Tecnologia e Inovação do RN
FAO	<i>Food and Agriculture Organization of the United Nations</i>
FB	Fator de Bioacumulação
Fe ⁺	Ferro
FT	Fator de Translocação
g	Grama
g cm ⁻³	Grama por centímetro cúbico
g kg ⁻¹	Grama por quilograma
h	Horas
H ⁺ + Al ³⁺	Acidez potencial
HCO ₃ ⁻	Bicarbonato
IFPA	Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Pará
K ⁺	Potássio
KCl	Cloreto de potássio
Kc	Coeficiente da cultura
Kg	Quilograma
kPa	Quilo pascal
L	Litro
L h ⁻¹	Litro por hora
LASAP	Laboratório de Análise de Solo, Água e Planta
m	Metros
M%	Saturação por alumínio
m ²	Metros quadrados
ml	Mililitro
Mg ²⁺	Magnésio
mg kg ⁻¹	Miligrama por quilo
MJ m ⁻²	Megajoule por metro quadrado
Mm	Miímetro
mm d ⁻¹	Milímetro por dia

mmol _c L ⁻¹	Milimol de carga por litro
Mn ⁺	Manganês
MO	Matéria orgânica
MS	Ministério da Saúde
NBR	Normas Brasileiras Regulamentadoras
NTK	Nitrogênio Total Kjeldahl
Na ⁺	Sódio
Ni	Níquel
ODS	Objetivos do Desenvolvimento Sustentável
P	Fósforo
Pb	Chumbo
pH	Potencial Hidrogeniônico
Precip	Precipitação
Prof	Professor
PTS	Percentual de Sódio Trocável
RAS	Razão de Adsorção de Sódio
Rad	Radiação solar
RN	Rio Grande do Norte
SB	Soma de bases
V%	Saturação por bases
t	CTC efetiva
T	CTC a pH 7
Temp	Temperatura
TFSA	Terra Fina Seca ao Ar
ton ha ⁻¹	Tonelada por hectare
UCCC	Comitê de Consultores da Universidade da Califórnia
UERA	Unidade Experimental de Reúso de Água
UFRPE	Universidade Federal Rural de Pernambuco
UFERSA	Universidade Federal Rural do Semiárido
USSL	<i>United States Salinity Laboratory</i>
Zn ²⁺	Zinco

LISTA DE SÍMBOLOS

°	Grau
°C	Grau célsius
®	Marca registrada
$\geq$	Maior igual
$>$	Maior que
$\leq$	Menor igual
$<$	Menor que
'	Minuto
%	Porcentagem
”	Segundo

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO GERAL	24
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	30
2. ARTIGO 1: DA AQUICULTURA À AGRICULTURA: ECONOMIA CIRCULAR NO REÚSO DE EFLUENTES COMO ESTRATÉGIA HÍDRICA E NUTRICIONAL NO SEMIÁRIDO BRASILEIRO	35
RESUMO.....	35
ABSTRACT.....	36
INTRODUÇÃO	37
MATERIAL E MÉTODOS	39
Descrição e caracterização da área experimental	39
Delineamento experimental e manejo da aplicação das diluições de efluente da aquicultura em água de abastecimento	42
Coleta e análise de dados da água de irrigação	44
Análise estatística	47
RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	47
Análise das diluições do efluente da aquicultura à luz da legislação brasileira	47
Análise das diluições do efluente da aquicultura quanto à literatura	54
Análise das diluições do efluente da aquicultura quanto à salinidade, sodicidade e toxicidade	64
Análise multivariada das diluições do efluente da aquicultura	70
Matriz de correlação	70
Agrupamento	72
Análise de Componentes Principais	73
Análise Fatorial	78
CONCLUSÕES	80
REFERÊNCIAS.....	81
3. ARTIGO 2: FERTIRRIGAÇÃO DA PALMA FORRAGEIRA MIÚDA COM DILUIÇÕES DE EFLUENTE AQUÍCOLA NO SEMIÁRIDO POTIGUAR: COMPORTAMENTO DOS INDICADORES DE QUALIDADE QUÍMICA DO SOLO	91
RESUMO.....	91
ABSTRACT.....	92

INTRODUÇÃO	93
MATERIAL E MÉTODOS	96
Descrição e caracterização da área experimental	96
Delineamento experimental e montagem da área de ensaios	98
Manejo da aplicação das diluições de efluente da aquicultura	100
Coleta e análise de dados dos atributos químicos do solo.....	103
Análise estatística	108
RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	108
Análise da qualidade do solo à luz da legislação brasileira	108
Análise da qualidade do solo quanto à literatura.....	115
Análise do solo quanto à salinidade e sodicidade	127
Análise multivariada do efeito das diluições no solo.....	130
Matriz de correlação	130
Agrupamento	133
Análise de Componentes Principais	135
Análise Fatorial	139
CONCLUSÕES	141
REFERÊNCIAS.....	142
4. ARTIGO 3: REÚSO AGRÍCOLA NA POTENCIALIZAÇÃO DA	
CIRCULARIDADE DE SISTEMAS AQUÍCOLAS: FITOESTABILIZAÇÃO DE	
METAIS NA <i>Nopalea cochenillifera</i> (L.) Salm-Dyck CULTIVADA NO SEMIÁRIDO	
BRASILEIRO	156
RESUMO.....	156
ABSTRACT.....	157
INTRODUÇÃO	158
MATERIAL E MÉTODOS	160
Descrição e caracterização do local de condução dos ensaios	160
Delineamento experimental.....	163
Montagem da área de ensaios e manejo da aplicação das proporções de efluente	
aquécola	164
Coleta e análise de dados dos atributos químicos do solo aos 26 meses de cultivo da	
palma miúda	167
Coleta e análise de dados dos atributos químicos das raízes e parte aérea da palma	
miúda aos 26 meses de cultivo da palma miúda	168

Análises estatísticas	171
RESULTADOS E DISCUSSÃO	171
Fator de translocação (FT) da <i>Nopalea cochenillifera</i> (L.) Salm-Dyck.....	171
Fator de bioacumulação (FB) nas raízes da <i>Nopalea cochenillifera</i> (L.) Salm-Dyck	
.....	182
CONCLUSÕES	187
REFERÊNCIAS.....	188
5. CONCLUSÕES GERAIS	199

1. INTRODUÇÃO GERAL

A aquicultura, que é a forma de produção de alimentos que mais cresce em todo o mundo (Mizuta; Froehlich; Wilson, 2023), tem despontado como alternativa para a segurança alimentar da população dado as mudanças nos padrões alimentares, seja por razões socioeconômicas, de saúde, por questões religiosas e pelo crescimento populacional (Abreu *et al.*, 2023). De fato, estudos da Organização das Nações Unidas (ONU) indicam que a população global deverá atingir 8,5 bilhões em 2030 e 10,9 bilhões em 2100 (ONU, 2019). Nesse sentido, a perspectiva é de que, com o aumento da população mundial, a aquicultura alcance 62% da produção global total até 2030 (Ahmad *et al.*, 2021).

Dessa forma, os impactos econômicos e sociais gerados pelas atividades aquícolas já se calcula como imensuráveis, já que são tão abrangentes que foi possível nomeá-la de *Blue Revolution* ou Revolução Azul. O termo é uma referência à experiência com a Revolução Verde, a qual proporcionou grandes mudanças na atividade agropecuária e no modo de vida da sociedade a partir da década de 1950 (Siqueira, 2018).

Contudo, a contribuição cada vez maior da aquicultura para o abastecimento global de alimentos aquáticos é mascarada pela retórica sobre sustentabilidade e comércio internacional (Garlock *et al.*, 2022). Embora a aquicultura seja um fator chave para a segurança alimentar, interage intimamente com o ecossistema circundante e seu rápido crescimento global levanta muitas preocupações ambientais (Asche *et al.*, 2022).

Devido à alta demanda, a produção aquícola gera grandes volumes de efluentes, representando um grande perigo para o meio ambiente (Ahmad *et al.*, 2021). Assim sendo, em um mundo que se preocupa cada vez mais com os agravos ambientais, investir no Desenvolvimento Sustentável (DS) da atividade aquícola é imprescindível, sendo o reúso da água uma alternativa cada vez mais presente para mitigar os impactos ambientais negativos da aquicultura, principalmente com relação ao manejo dos efluentes e dos resíduos no solo (Paiva *et al.*, 2021), devendo ser planejado e adotadas medidas de controle, mitigação ou intensificação dos impactos do efluente oriundos da aquicultura, fundamentados em práticas de manejo e conservação de sistemas mais eficientes quanto ao uso da água (Fonseca *et al.*, 2021).

Nesse viés, tem-se o fato da água ser um recurso finito que se encontra escasso, justificando a busca por gestão e inovação de práticas que a preserve (Bernardino,

2022), tornando o aproveitamento de água obtida por meio de reúso planejado uma realidade, sendo cada vez mais considerado como uma oportunidade para atender à necessidade de água doce a nível mundial (Dingemans *et al.*, 2020), considerando a escassez de água e o aumento do consumo de água por meio de atividades humanas (Al-Hazmi *et al.*, 2023).

Aliado a isso, Mota (2022) afirma que as modalidades de reúso industrial e urbano foram as que mais se desenvolveram no Brasil e acrescenta a necessidade de se incrementar a prática de reúso planejado como um todo e, especialmente, que sejam implantados projetos de reúso de água em irrigação e piscicultura, visto que apenas 4,9% da água utilizada no Brasil é reutilizada, sendo a maior parte nas atividades com risco de lançamento das águas residuárias tratadas no solo (Carvalho *et al.*, 2023). Desta forma, a utilização de efluentes na agricultura pode contribuir na redução da exploração dos recursos hídricos (Franco *et al.*, 2019), visto que, aproximadamente, 70% das retiradas de água doce em todo o mundo são usadas para a produção agrícola, sendo que cerca de 90% ocorre em países de renda baixa e média-baixa (FAO, 2020).

Além do aspecto quantitativo, as águas residuárias transportam uma quantidade significativa de materiais poluentes. Especificamente, as águas residuárias da aquicultura contêm quantidades consideráveis de matéria orgânica, nitrogênio e fósforo (Xie *et al.*, 2019). Devido a essa significativa quantidade de resíduos com excesso de nutrientes, há necessidade de não ocorrer o lançamento direto dessas águas no ambiente para não prejudicar os corpos hídricos, a fauna, a flora e as atividades humanas, como pesca, balneabilidade e navegação. Assim, tratar e reutilizar é um caminho para evitar a poluição do solo e dos ambientes aquáticos (Almeida, 2010).

Outra tendência é a alta dos preços das commodities no curto prazo, em termos globais, em função da recuperação da demanda, após a pandemia de COVID-19 e das interrupções no fornecimento e no comércio resultantes da guerra entre Rússia e Ucrânia. Tal conflito já tem produzido um impacto considerável nos mercados agrícolas e de insumos (OCDE-FAO, 2023). Como o Brasil depende da importação da maior parte de fertilizantes, o aproveitamento agrícola desses efluentes pode contribuir para a redução dos custos com a compra desses insumos (Schueler *et al.*, 2021). Portanto, o uso agrícola de águas residuárias tratadas apresenta uma oportunidade valiosa para a recuperação de água e nutrientes essenciais, como nitrogênio, fósforo e potássio, atendendo às necessidades hídricas e nutricionais das plantas (Kumar; Goyal, 2020).

Deste modo, a principal preocupação no tratamento de águas residuárias é eliminar substâncias inorgânicas e orgânicas e diminuir a concentração de nutrientes, sólidos totais e patógenos microbianos para evitar a poluição da água e os riscos à saúde, sendo fundamental ações imediatas para tratar eficazmente as águas residuárias e desenvolver perspectivas de reutilização mais seguras (Pratap *et al.*, 2023).

Assim sendo, muitas nações já incluíram a reutilização de águas residuárias como um recurso importante no seu planejamento de recursos hídricos. Vários países com clima semiárido estão usando águas residuárias na agricultura, por exemplo, Egito, Marrocos, Jordânia, Índia, Paquistão, Tunísia, Gana, África do Sul e países do Golfo (Abdelraouf; Ragab, 2017).

Importante lembrar que as regiões semiáridas se caracterizam por apresentar escassez e irregularidades de precipitações pluviais, elevada evaporação anual (> 2.000 mm) e possuem solos com baixa capacidade de retenção de umidade (Silva *et al.*, 2014). Assim, o fato do semiárido brasileiro enfrentar problemas relacionados à escassez hídrica culmina na estacionalidade de produção, com redução da quantidade e da qualidade de forragem no período seco, o que causa impacto sobre a produção animal, fato esse que faz com que o uso de efluentes nas atividades agrícolas cresça anualmente (Santos *et al.*, 2020).

Assim, em regiões áridas e semiáridas, a irrigação é uma alternativa segura de garantir a produção agrícola, sendo que as áreas irrigadas representam aproximadamente 16% das terras cultivadas e respondem por 36% da produção mundial de alimento (Gheyi *et al.*, 2016). Ademais, o semiárido nordestino possui propriedades próprias, a partir das quais algumas espécies vegetais conseguem sobreviver e produzir forragem com satisfação. Por terem metabolismos especializados, as cactáceas são plantas adaptadas a esse ambiente, produzindo quantidades expressivas de massa verde durante longos períodos com baixas precipitações pluviais (Senar, 2018).

No caso da palma forrageira, está classificada como planta com metabolismo ácido das crassuláceas (CAM), ou seja, tem a capacidade de captar a energia solar durante o dia e fixar o CO_2 durante a noite (Alves *et al.*, 2020), reduzindo a perda de água por evapotranspiração, além de exigir temperatura noturna amena e elevada umidade relativa do ar para o bom desenvolvimento (Rocha, 2012).

Mesmo sendo uma cactácea forrageira rústica, originária das regiões áridas do continente americano, sua resistência à seca e adaptabilidade possibilitou sua ampla difusão no semiárido brasileiro, constituindo a base alimentar de rebanhos da região

com grande importância socioeconômica (Frota *et al.*, 2015). Apresenta potencial de utilização na alimentação humana (verdura, sucos, pickles, gelatina entre outros), animal (bovinos, caprinos e ovinos), produção de energia, além da produção de cosméticos e itens medicinais, sendo a cactácea forrageira mais cultivada no planeta (Macêdo *et al.*, 2020).

Embora a palma apresente características morfofisiológicas que lhe conferem tolerância a condições adversas, estresses extremos, como a escassez de água e altas temperaturas, podem limitar sua produtividade e qualidade nutricional. Portanto, a adoção de tecnologias de produção se torna essencial para otimizar o potencial produtivo dessa cultura, sendo importante avaliar e considerar a utilização de águas de qualidade inferior, como as salinas, nos sistemas produtivos dessa cultura (Fonseca *et al.*, 2022).

Outro ponto de grande relevância é o processo de fitorremediação, no qual as plantas absorvem substâncias, como metais pesados e nutrientes, do solo ou da água, acumulando esses elementos nas suas partes aéreas (Coutinho *et al.*, 2015; Khan *et al.*, 2019). Esse processo tem sido estudado como uma ideia promissora, econômica e ambientalmente correta para tornar os metais menos biodisponíveis (fitoestabilização) ou limpar solos poluídos (fitoextração) (Nascimento *et al.*, 2021).

No entanto, no caso da palma forrageira miúda, a aplicação do conceito de fitorremediação ainda é bastante limitada e pouco explorado. A literatura sobre a capacidade de fitorremediar específica dessa planta é escassa, o que torna esse tema relevante para o entendimento do potencial da palma na remoção de micronutrientes presentes no efluente aquícola aplicado. Por conseguinte, este estudo busca preencher essa lacuna, investigando a eficácia da palma forrageira miúda no processo de fitoestabilizar, o que pode revelar novas perspectivas sobre o uso sustentável da planta nos sistemas de cultivo do semiárido potiguar.

Alinhando as vertentes mencionadas, o reúso requer a avaliação do uso contínuo de águas residuárias e seu poder de influência na disponibilidade e absorção de nutrientes por parte das culturas, bem como na estrutura, propriedade e contaminação dos solos, visto que algumas substâncias indesejáveis – metais pesados, sais em altas concentrações e patógenos – podem ser encontrados na água de reúso (Singh *et al.*, 2013). Ou seja, é imprescindível conhecer se o efluente utilizado prejudica a qualidade ambiental – da água e do solo – e a capacidade de fitoestabilização da palma.

Ao mesmo tempo que os nutrientes no solo exibem comportamentos variados, e o entendimento das particularidades de cada um permite antecipar esses comportamentos nos diferentes cenários de manejo. Esses nutrientes podem seguir diversas trajetórias, como: perda por erosão, lixiviação, volatilização, fixação nas argilas do solo, imobilização ou serem absorvidos pelas plantas, cumprindo, assim, sua principal função. Além disso, a exportação dos nutrientes absorvidos pelas culturas, juntamente com o produto colhido, para fora das áreas de cultivo, adiciona uma camada de complexidade às suas dinâmicas (Batista *et al.*, 2018).

No caso de águas com teores elevado de sais, a avaliação da viabilidade da utilização de água para irrigação requer a consideração das condições químicas da água no momento da análise, onde deve, obrigatoriamente, obedecer a critérios técnicos qualitativos. Além disso, é importante analisar as propriedades físico-químicas dos solos onde ela será aplicada, visto que é relevante para a sustentabilidade da agricultura irrigada. Finalmente, a planta, que deverá apresentar tolerância ou resistência a certa quantidade de sais (Cordeiro, 2001; Santos *et al.*, 2020; Voltolini *et al.*, 2022), além de ser imperativo estudar o potencial de fitoestabilização de metais, razão pela qual as plantas detêm alto fator de bioacumulação e baixo fator de translocação (Yoon *et al.*, 2006).

Finalmente, pode-se afirmar, em resumo, que a produção agrícola exige grandes quantidades de adubos químicos, agrotóxicos e água para irrigação, o que gera impactos negativos ao solo e à água. Uma alternativa para tornar a agricultura mais sustentável é o reúso da água, que pode ser proveniente de diversas fontes, inclusive da aquicultura. Essa prática economiza água limpa, fornece matéria orgânica e nutrientes ao solo, reduz a contaminação de corpos d'água e diminui o uso de insumos externos. Assim, o uso do efluente da aquicultura como base para fertirrigação se enquadra no conceito de economia circular (Saraiva; Preto, 2023).

Diante dos fatos apresentados, cabe acrescentar a relevância do estudo para atender a projeção da Agenda 2030 da Organização das Nações Unidas (ONU), que reúne 18 Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) temas, relacionados a aspectos ambientais e sociais. Para tanto, ao relacionar a aquicultura e o reúso de efluente na agricultura com os ODS, cita-se o ODS 1 (Erradicação da pobreza) pela contribuição ao aumentar a renda do pequeno produtor; ODS 2 (Fome Zero e Agricultura Sustentável) ao aumentar a produtividade agrícola através da redução do preço da água limpa e da reciclagem da água para fins agrícolas; ODS 6 (Água potável e

saneamento) ao aumentar a disponibilidade de água, melhorar a qualidade da água e promover uma descarga segura das águas residuais; ODS 11 (Cidades e Comunidades Sustentáveis) com a redução dos impactos ambientais através da circulação da água; ODS 12 (Consumo e produção responsáveis) com a utilização de uma água de reúso para a produção de uma cultura adaptada a região; ODS 14 (Vida na água) com a descarga eficiente de águas residuais minimiza os impactos negativos na vida aquática (ONU, 2016; Obaideen *et al.*, 2022).

Portanto, o objetivo dessa pesquisa foi de analisar as diluições de efluente aquícola aplicados à cultura da palma forrageira miúda no segundo ano de cultivo quanto à qualidade ambiental e a fitoestabilização no semiárido potiguar. Para tanto, foi necessário contemplar os seguintes objetivos específicos: Promover a gestão sustentável da água por meio da transformação de efluentes aquícolas em recurso produtivo, reduzindo o uso de água potável na irrigação e mitigando impactos ambientais por contaminação de corpos hídricos e de solo; Analisar os efeitos da fertirrigação com efluente aquícola sobre os parâmetros químicos, em especial, a salinidade e sodificação em ARGISSOLO Vermelho-Amarelo eutrófico de textura areia franca, garantindo que o manejo adequado evite riscos de degradação; Validar o uso de efluente aquícola na irrigação da *N. cochenillifera*, para contribuir com a fitoestabilização de efluentes e de áreas afetadas por metais; Disseminar práticas de manejo que integrem soluções hídricas, agrícolas e ambientais, alinhadas aos ODS para regiões semiáridas.

A tese está estruturada em três capítulos, cada um abordando um aspecto fundamental do estudo. O primeiro capítulo foca na base para o reúso, através da análise da água de irrigação, investigando a qualidade e os impactos do efluente aquícola, com ênfase na sua composição e possíveis efeitos ambientais. O segundo capítulo é dedicado ao solo como meio receptor de efluentes, examinando as alterações nas propriedades químicas, em resposta às diferentes diluições. Por fim, o terceiro capítulo concentra-se na planta, avaliando a capacidade de fitoestabilização da palma forrageira miúda, considerando o impacto das diluições de efluente no semiárido potiguar. Dessa forma, a pesquisa busca integrar essas três áreas para uma compreensão holística dos efeitos do uso de efluente em cultivo agrícola na região do semiárido potiguar, consolidando uma abordagem sustentável, inovadora e resiliente.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABDELRAOUF, R. E.; RAGAB, R. The benefit of using drainage water of fish farms for irrigation: Field and modelling study using the saltmed model. **Irrigation and Drainage**, v. 66, n. 5, p. 758–772, 2017. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/ird.2180>. Acesso em: 4 abr. 2025.
- ABREU, W. F. D.; SILVA, K. C. L. D.; BARBAS, L. A. L.; ROCHA, C. A. M. D. Estudo prospectivo sobre a aplicação da biorremediação na aquicultura. **Cadernos de Prospecção**, v. 16, n. 1, p. 262–277, 2023. Disponível em: <https://periodicos.ufba.br/index.php/nit/article/view/49089>. Acesso em: 4 abr. 2025.
- AHMAD, A.; SHEIKH ABDULLAH, S. R.; HASAN, H. A.; OTHMAN, A. R.; ISMAIL, N. ‘Izzati. Aquaculture industry: Supply and demand, best practices, effluent and its current issues and treatment technology. **Journal of Environmental Management**, v. 287, p. 112271, 2021. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301479721003339>. Acesso em: 13 abr. 2025.
- AL-HAZMI, H. E.; MOHAMMADI, A.; HEJNA, A.; MAJTACZ, J.; ESMAEILI, A.; HABIBZADEH, S.; SAEB, M. R.; BADAWI, M.; LIMA, E. C.; MAKINIA, J. Wastewater reuse in agriculture: Prospects and challenges. **Environmental Research**, v. 236, p. 116711, 2023. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0013935123015153>. Acesso em: 13 abr. 2025.
- ALMEIDA, O. A. de. **Qualidade da água de irrigação**. Cruz das Almas-BA: Embrapa Mandioca e Fruticultura, 2010., 2010. Disponível em: <http://www.alice.cnptia.embrapa.br/handle/doc/875385>. Acesso em: 4 abr. 2025.
- ALVES, F. A. L.; SANTOS, D. C.; SILVA, S. M. S.; OLIVEIRA, M. A. B. Photosynthesis and gas exchanges of forage cactus varieties (*Opuntia* and *Nopalea*) grown screen and irrigation. **Pesquisa Agropecuária Pernambucana**, v. 25, n. 1, p. 1–15, 2020. Disponível em: <https://pap.emnuvens.com.br/pap/article/view/223>. Acesso em: 25 mar. 2025.
- ASCHE, F.; EGGERT, H.; OGLEND, A.; ROHEIM, C. A.; SMITH, M. D. Aquaculture: Externalities and policy options. **Review of Environmental Economics and Policy**, v. 16, n. 2, p. 282–305, 2022. Disponível em: <https://www.journals.uchicago.edu/doi/10.1086/721055>. Acesso em: 9 abr. 2025.
- BATISTA, M. A.; INOUE, T. T.; ESPER NETO, M.; MUNIZ, A. S. Princípios de fertilidade do solo, adubação e nutrição mineral. In: BRANDÃO FILHO, L. U. T.; FREITAS, P. S. L.; BERIAN, L. O. S.; GOTO, R. (org.). **Hortaliças-fruto**. Maringá-PR: EDUEM, 2018. p. 113–162. Disponível em: <https://doi.org/10.7476/9786586383010.0006>.
- BERNARDINO, L. M. **Potencial de reúso de efluentes tratados para irrigação na agricultura periurbana no Semiárido Paraibano**. 2022. 93 f. Dissertação (Mestrado em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos) - Universidade Federal de Campina

Grande, Sumé-PB, 2022. Disponível em:

<http://dspace.sti.ufcg.edu.br:8080/jspui/handle/riufcg/26570>. Acesso em: 9 abr. 2025.

CARVALHO, C. B.; MOTA, S.; SANTOS, A. S. P.; SANTOS, A. B. Avaliação legal e prática da aplicação de águas residuárias tratadas no solo no contexto do reúso de água no Brasil. **Revista DAE**, v. 71, n. 241, p. 153–172, 2023. Disponível em:

http://revistadae.com.br/artigos/artigo_edicao_241_n_2141.pdf. Acesso em: 9 abr. 2025.

CORDEIRO, G. G. **Qualidade de água para fins de irrigação: Conceitos básicos e práticas**. Petrolina-PE: Embrapa Semiárido, 2001.

COUTINHO, P. W. R.; CADORIN, D. A.; NORETO, L. M.; GONÇALVES JÚNIOR, A. C. Alternative soil remediation: Bioremediation and phytoremediation. **Nucleus**, v. 12, n. 1, p. 59–68, 2015. Disponível em:

<http://www.nucleus.feituverava.com.br/index.php/nucleus/article/view/1400/1732>. Acesso em: 9 abr. 2025.

DINGEMANS, M. M. L.; SMEETS, P. W. M. H.; MEDEMA, G.; FRIJNS, J.; RAAT, K. J.; VAN WEZEL, A. P.; BARTHOLOMEUS, R. P. Responsible water reuse needs an interdisciplinary approach to balance risks and benefits. **Water**, v. 12, n. 5, p. 1264, 2020. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2073-4441/12/5/1264>. Acesso em: 9 abr. 2025.

FAO. **The State of Food and Agriculture 2020**. : FAO, 2020. Disponível em:

<http://www.fao.org/documents/card/en/c/cb1447en>. Acesso em: 9 abr. 2025.

FONSECA, V. A.; DONATO, S. L. R.; SANTOS, M. R. D.; OLIVEIRA, C. M.; KONDO, M. K.; COTRIM, C. E. Nutrients in ‘Gigante’ forage cactus pear under different saline water irrigation depths and planting densities. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 26, n. 5, p. 381–389, 2022. Disponível em:

http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1415-43662022000500381&tlng=en. Acesso em: 9 abr. 2025.

FONSECA, R. A.; SOUZA, M. N.; MENDONÇA, P. P.; MOURA NETO, H.; MOREIRA, C. G.; PASCHOA, J. C. V. D.; HORSTH, L. C.; CRESPO, A. M.; LOUBACK, G. C. Aquicultura: Impactos ambientais negativos e a mitigação com práticas agroecológicas. In: SOUZA, Maurício Novaes. **Tópicos em recuperação de áreas degradadas**. Canoas-RS: Mérida Publishers, 2021. Disponível em:

<http://meridapublishers.com/17topicos/capitulo2.html>. Acesso em: 4 abr. 2025.

FRANCO, H. A.; THODE FILHO, S.; PÉRES, D. V.; MARQUES, M. R. C. Aspectos associados à degradação ambiental e ao uso de efluentes na agricultura do Brasil.

Fronteiras: Journal of Social, Technological and Environmental Science, v. 8, n. 1, 2019.

FROTA, M. N. L.; CARNEIRO, M. S. S.; CARVALHO, G. M. C.; ARAÚJO NETO, R. B. **Palma forrageira na alimentação animal**. Teresina-PI: Embrapa Meio Norte, 2015. Documentos. Disponível em: Acesso em: 27 fev. 2023.

GARLOCK, T.; ASCHE, F.; ANDERSON, J.; CEBALLOS-CONCHA, A.; LOVE, D. C.; OSMUNDSEN, T. C.; PINCINATO, R. B. M. Aquaculture: The missing contributor

in the food security agenda. **Global Food Security**, v. 32, p. 100620, 2022. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S2211912422000116>. Acesso em: 9 abr. 2025.

GHEYI, H. R.; DIAS, N. S.; LACERDA, C. F.; GOMES FILHO, E. **Manejo da salinidade na agricultura: Estudo básico e aplicados**. 2. ed. Fortaleza-CE: INCT Sal, 2016.

KHAN, M. J.; AHMED, N.; HASSAN, W.; SABA, T.; KHAN, S.; KHAN, Q. Evaluation of Phytoremediation Potential of Castor Cultivars for Heavy Metals from Soil. **Planta Daninha**, v. 37, p. e019180998, 2019. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/pd/a/hTNp4x8wQpd8yYgV8t6QNVH/?lang=en>. Acesso em: 9 abr. 2025.

KUMAR, A.; GOYAL, K. Chapter Two - Water reuse in India: Current perspective and future potential. In: VERLICCHI, P. (org.). **Advances in Chemical Pollution, Environmental Management and Protection**. : Elsevier, 2020. (Wastewater Treatment and Reuse – Lessons Learned in Technological Developments and Management Issues). v. 6, p. 33–63. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2468928920300113>. Acesso em: 9 abr. 2025.

MACÊDO, A. J. D. S.; CESAR NETO, J. M.; OLIVEIRA, L. B. D.; EDVAN, R. L.; SANTOS, E. M. A cultura da palma, origem, introdução, expansão, utilidades e perspectivas futuras: Revisão de literatura. **Brazilian Journal of Development**, v. 6, n. 8, p. 62967–62987, 2020. Disponível em: <https://www.brazilianjournals.com/index.php/BRJD/article/view/15749/12943>. Acesso em: 9 abr. 2025.

MIZUTA, D. D.; FROEHLICH, H. E.; WILSON, J. R. The changing role and definitions of aquaculture for environmental purposes. **Reviews in Aquaculture**, v. 15, n. 1, p. 130–141, 2023. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/raq.12706>. Acesso em: 9 abr. 2025.

MOTA, S. Reúso de águas no Brasil: Situação atual e perspectivas. **Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales. Investigación, desarrollo y práctica**, v. 15, n. 2, p. 666, 2022. Disponível em: <http://www.journals.unam.mx/index.php/aidis/article/view/79185>. Acesso em: 9 abr. 2025.

NASCIMENTO, C. W. A. do; BIONDI, C. M.; SILVA, F. B. V. da; LIMA, L. H. V. Using plants to remediate or manage metal-polluted soils: An overview on the current state of phytotechnologies. **Acta Scientiarum. Agronomy**, v. 43, p. e58283, 2021. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/asagr/a/KH9xy4CGmbqthBYW7c5rRzB/>. Acesso em: 9 abr. 2025.

OBAIDEEN, K.; SHEHATA, N.; SAYED, E. T.; ABDELKAREEM, M. A.; MAHMOUD, M. S.; OLABI, A. G. The role of wastewater treatment in achieving sustainable development goals (SDGs) and sustainability guideline. **Energy Nexus**, v. 7, p. 100112, 2022. Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2772427122000729>. Acesso em: 9 abr. 2025.

OCDE-FAO. **Sumário Executivo - OCDE-FAO Perspectivas Agrícolas 2022–2031.** : Confederação da Agricultura e Pecuária do Brasil – CNA, 2023. Sumário Executivo. Disponível em: <https://www.cnabrazil.org.br/>. Acesso em: 9 abr. 2025.

ONU. **Perspectivas da População Mundial 2019 | Divisão da População.** 2019. Disponível em: <https://www.un.org/development/desa/pd/news/world-population-prospects-2019-0>. Acesso em: 9 abr. 2025.

ONU. **Transformando nosso mundo: A agenda 2030 para o desenvolvimento sustentável.** 2016.

PAIVA, L. A. L.; BATISTA, R. O.; SILVA, K. B.; ARAÚJO, A. B. A.; ROCHA, T. A. L. C. G. . Reúso agrícola de efluentes da aquicultura e o entupimento de gotejadores. *In*: ARAÚJO, A. B. A.; BATISTA, R. O. (org.). **Reúso de efluente para fins agrícola e florestal.** Queimadas-PB: Epatagri Editora, 2021. p. 5–16. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/357283818_Reuso_de_efluente_para_fins_agricola_e_florestal. Acesso em: 9 abr. 2025.

PRATAP, B.; KUMAR, S.; NAND, S.; AZAD, I.; BHARAGAVA, R. N.; ROMANHOLO FERREIRA, L. F.; DUTTA, V. Wastewater generation and treatment by various eco-friendly technologies: Possible health hazards and further reuse for environmental safety. **Chemosphere**, v. 313, p. 137547, 2023. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0045653522040401>. Acesso em: 9 abr. 2025.

ROCHA, J. E. da S. **Palma forrageira no Nordeste do Brasil: estado da arte.** : Sobral: Embrapa Caprinos e Ovinos, 2012., 2012. Documentos. Disponível em: <http://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/handle/doc/979108>. Acesso em: 9 abr. 2025.

SANTOS, A. da S.; RODRIGUES, M. H. B. S.; SILVA, G. V. da; GOMES, F. A. L.; SILVA, J. N. da; CARTAXO, P. H. de A. Importância do reúso de água para irrigação no Semiárido. **Meio Ambiente (Brasil)**, v. 2, n. 3, 2020. Disponível em: <https://meioambientebrasil.com.br/index.php/MABRA/article/view/51>. Acesso em: 9 abr. 2025.

SARAIVA, V. S.; PRETO, B. D. L. Uso de efluentes da piscicultura na agricultura irrigada. **Observatório de la Economía Latinoamericana**, v. 21, n. 12, p. 26505–26518, 2023. Disponível em: <https://ojs.observatoriolatinoamericano.com/ojs/index.php/olel/article/view/2562>. Acesso em: 9 abr. 2025.

SCHUELER, T. A.; DOURADO, M. L.; VIDEIRA, S. S.; DA CUNHA, C. D.; RIZZO, A. C. L. Biosolubilization of verde: An alternative potassium source for agriculture fertilizer. **Biocatalysis and Agricultural Biotechnology**, v. 34, p. 102031, 2021. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1878818121001274>. Acesso em: 9 abr. 2025.

SENAR. **Palma forrageira: Cultivo de palma forrageira no semiárido brasileiro.** Brasília-DF: SENAR, 2018. Coleção SENAR.

SILVA, L. M. D.; FAGUNDES, J. L.; VIEGAS, P. A. A.; MUNIZ, E. N.; RANGEL, J. H. D. A.; MOREIRA, A. L.; BACKES, A. A. Produtividade da palma forrageira cultivada em diferentes densidades de plantio. **Ciência Rural**, v. 44, n. 11, p. 2064–2071, 2014. Disponível em:

http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0103-84782014001102064&lng=pt&tlng=pt. Acesso em: 9 abr. 2025.

SINGH, A. K.; RAJ, B.; TIWARI, A. K.; MAHATO, M. K. Evaluation of hydrogeochemical processes and groundwater quality in the Jhansi district of Bundelkhand region, India. **Environmental Earth Sciences**, v. 70, n. 3, p. 1225–1247, 2013. Disponível em: <http://link.springer.com/10.1007/s12665-012-2209-7>. Acesso em: 9 abr. 2025.

SIQUEIRA, T. V. de. Aquicultura: A nova fronteira para produção de alimentos de forma sustentável. **Revista do BNDES**, v. 25, n. 49, p. 119–170, 2018. Disponível em: <http://web.bndes.gov.br/bib/jspui/handle/1408/16085>. Acesso em: 7 abr. 2025.

VOLTOLINI, T. V.; OLIVEIRA, A. R. de; SALVIANO, A. M.; MOURA, M. S. B. de; ARAÚJO, G. G. L. de. **Sistema de produção de palma-forrageira para o Estado da Paraíba**. Petrolina-PE: EMBRAPA Semiárido, 2022. Disponível em: <http://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/handle/doc/1142333>. Acesso em: 25 mar. 2025.

XIE, Y.; WANG, Z.; GUO, X.; LAKTHAN, S.; CHEN, S.; XIAO, Z.; ALHAJ HAMOUD, Y. Effects of different irrigation treatments on aquaculture purification and soil desalination of paddy fields. **Water**, v. 11, n. 7, p. 1424, 2019. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2073-4441/11/7/1424>. Acesso em: 13 abr. 2025.

YOON, J.; CAO, X.; ZHOU, Q.; MA, L. Q. Accumulation of Pb, Cu, and Zn in native plants growing on a contaminated Florida site. **Science of The Total Environment**, v. 368, n. 2–3, p. 456–464, 2006. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0048969706000945>. Acesso em: 25 mar. 2025.

2. ARTIGO 1: DA AQUICULTURA À AGRICULTURA: ECONOMIA CIRCULAR NO REÚSO DE EFLUENTES COMO ESTRATÉGIA HÍDRICA E NUTRICIONAL NO SEMIÁRIDO BRASILEIRO

RESUMO

A aplicação de efluente da aquicultura é uma alternativa tecnológica para suprimento de água, especialmente para a região semiárida, e de nutrientes, em culturas adaptadas a adversidades, como é o caso da palma forrageira. Todavia, é necessário avaliar a água residuária com relação aos contaminantes e seus possíveis efeitos ao ambiente. Nesse sentido, o objetivo desta pesquisa consistiu em analisar a qualidade físico-química das diluições de efluente aquícola, avaliando seu potencial para reúso agrícola como alternativa hídrica e fonte de nutrientes na cultura da palma forrageira miúda no semiárido brasileiro. O experimento ocorreu na Universidade Federal Rural do Semi-Árido (UFERSA) em Mossoró-RN e as análises ocorreram durante o período de 26 de outubro de 2022 a 20 de dezembro de 2023. Os tratamentos consistiram em T1 (100% água); T2 (75% água + 25% efluente); T3 (50% água + 50% efluente); T4 (25% água + 75% efluente) e T5 (100% efluente). Foram coletadas amostras dos tratamentos para a caracterização dos atributos físico-químicos, sendo estes: pH, CE, K^+ , Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Cl^- , CO_3^{2-} , HCO_3^- , N, P, Fe^+ , Mn^+ , Zn^{2+} , Cu^{2+} , Pb, Cd, Ni e Cr. Também foi calculado os índices RAS, CSR e dureza. Os dados foram submetidos à estatística descritiva e, posteriormente, à estatística multivariada. Os resultados indicaram que o efluente da aquicultura necessita de monitoramento quanto ao reúso agrícola e florestal para CE, Na^+ e Cl^- quando comparado ao aparato legal. A água de abastecimento foi considerada uma água de médio risco de salinidade e o efluente da aquicultura foi classificado com risco muito alto de salinidade. Nenhuma das diluições causam danos ao rendimento das culturas sensíveis, intermediárias e tolerantes. As variáveis CE, Ca^{2+} , Mg^{2+} , Cl^- , HCO_3^- , P, RAS, Mn^{2+} , Zn^{2+} e N são as mais relevantes na análise multivariada.

Palavras-chaves: agricultura bioessalina, reúso tratado, déficit hídrico, qualidade da água.

PAPER 1: FROM AQUACULTURE TO AGRICULTURE: CIRCULAR ECONOMY IN THE REUSE OF EFFLUENTS AS A WATER AND NUTRITIONAL STRATEGY IN THE BRAZILIAN SEMI-ARID REGION

ABSTRACT

The application of aquaculture effluent is a technological alternative for supplying water, especially to the semi-arid region, and nutrients to crops adapted to adversity, such as fodder palm. However, it is necessary to evaluate wastewater with regard to contaminants and their possible effects on the environment. In this sense, the aim of this research was to analyze the physical and chemical quality of dilutions of aquaculture effluent, assessing its potential for agricultural reuse as a water alternative and source of nutrients in the cultivation of small fodder palm in the Brazilian semi-arid region. The experiment took place at the Federal Rural University of the Semi-Arid (UFERSA) in Mossoró-RN and the analysis took place between October 26, 2022 and December 20, 2023. The treatments consisted of T1 (100% water); T2 (75% water + 25% effluent); T3 (50% water + 50% effluent); T4 (25% water + 75% effluent) and T5 (100% effluent). Composite samples were taken from the treatments to characterize the physico-chemical attributes: pH, EC, K^+ , Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Cl^- , CO_3^{2-} , HCO_3^- , N, P, Fe^+ , Mn^+ , Zn^{2+} , Cu^{2+} , Pb, Cd, Ni and Cr. The SAR, RSC and hardness indices were also calculated. The data was subjected to descriptive statistics and then multivariate statistics. The results indicated that the aquaculture effluent needs to be monitored for agricultural and forestry reuse for EC, Na^+ and Cl^- when compared to the legal apparatus. The water supply was considered a medium salinity risk water and the aquaculture effluent was classified as a very high salinity risk water. None of the dilutions caused any damage to the yield of sensitive, intermediate or tolerant crops. The variables EC, Ca^{2+} , Mg^{2+} , Cl^- , HCO_3^- , P, SAR, Mn^{2+} , Zn^{2+} and N are the most relevant in the multivariate analysis.

Keywords: biosaline agriculture, treated reuse, water deficit, water quality.

INTRODUÇÃO

A aquicultura tem crescido exponencialmente nas últimas quatro décadas, consolidando-se como um setor fundamental para suprir a demanda global por proteína animal de alta qualidade (Das *et al.*, 2023). Além da sua relevância na segurança alimentar do planeta, a atividade aquícola vem contribuindo, também, para o desenvolvimento de fármacos, cosméticos, insumos industriais e bioenergia (Siqueira, 2018).

De fato, a produção global de pesca e a aquicultura atingiram um recorde de cerca de 214 milhões de toneladas em 2020 (FAO, 2022). Mesmo a China sendo ainda um dos principais países na produção global de aquicultura (Ahmad *et al.*, 2021), estima-se que no Brasil foram produzidas 559 mil toneladas de peixes no país em 2021 (Ayres *et al.*, 2022). Em relação ao Nordeste do país, somente no ano de 2019, a região foi responsável por 599,18 mil toneladas da produção aquícola do Brasil, sendo o estado do Rio Grande do Norte (RN), responsável pela produção aquícola total de 23.489.226 kg, tendo a carcinicultura como maior responsável por essa produção, seguido da piscicultura com a tilápia (Ximenes, 2021).

Apesar dos benefícios socioeconômicos, a aquicultura enfrenta desafios ambientais, especialmente em relação ao uso de recursos hídricos e ao manejo de efluentes (Abreu *et al.*, 2023). A qualidade da água utilizada no cultivo é um fator determinante nas características dos efluentes, influenciada por variáveis como origem da água, práticas de manejo (calagem, adubação e limpeza), espécies cultivadas e composição da ração (Macedo; Sipaubá-Tavares, 2010). Em regiões semiáridas, esse aspecto é ainda mais crítico, pois os resíduos do sistema produtivo podem se acumular no solo, elevando o risco de salinização (Fonseca *et al.*, 2021).

Atrelado a isso, a escassez hídrica nessas regiões exige soluções inovadoras, como o aproveitamento de fontes alternativas de água. O reúso de efluentes aquícolas surge como uma estratégia sustentável, contribuindo para fechar o ciclo hidrológico e reduzir a pressão sobre os recursos disponíveis (Bellver-Domingo; Hernández-Sancho, 2022). Essa abordagem, alinhada aos princípios da economia circular (Chen *et al.*, 2021), é particularmente relevante no semiárido brasileiro, que abrange 1.427 municípios em nove estados do Nordeste, além do norte de Minas Gerais e parte do Espírito Santo (Brasil, 2021b). No RN, 88% dos municípios estão inseridos nesse

contexto (Souza, 2018). onde a agricultura e a pecuária dependem de tecnologias sociais para otimizar o uso da água (Amaral; Ferreira; Navoni, 2021).

Além de fornecer água para irrigação, os efluentes da aquicultura contêm nutrientes essenciais (nitrogênio, fósforo e potássio) que podem beneficiar o desenvolvimento vegetal. O Brasil, quarto maior consumidor global de fertilizantes (atrás apenas de China, Índia e EUA) e dependente de importações, poderia reduzir custos e impactos ambientais ao reaproveitar esses efluentes (Oliveira; Malagolli; Cella, 2019). No entanto, sua aplicação requer cuidados devido à presença de sais dissolvidos, íons tóxicos e sódio, que podem afetar o solo e as culturas (Ayers; Westcot, 1999).

Assim, as águas residuárias da aquicultura representam suprimento de água para plantas além de um nutriente alternativo, principalmente para a reutilização em regiões áridas e semiáridas a fim de conviver com escassez hídrica (Pedrosa *et al.*, 2024), contribuindo com a redução da exploração dos recursos hídricos (Franco *et al.*, 2019), especialmente em países em desenvolvimento onde o tratamento de águas residuais não é uma prioridade (Omotade; Alatis; Olanrewaju, 2019).

Nesse sentido, a degradação dos recursos naturais, aliada às mudanças climáticas e ao constante aumento da população e de suas necessidades, corroboram com a necessidade da ampliação do espectro de estudo e ação da prática de reúso, considerando a magnitude do tema e as variáveis que influenciam o meio ambiente, sendo, portanto, subsídios básicos para que se estimulem as pesquisas quanto ao uso de efluentes na agricultura (Franco *et al.*, 2019).

Tal estigma vai de encontro com algumas pesquisas com reúso de efluentes da piscicultura e/ou aquicultura aplicado em plantas de campo ou estufas, como alcachofra de Jerusalém (Gengmao; Mehta; Zhaopu, 2010), batata, soja e cebola (Abdelraouf, 2017) trigo (Abdelraouf; Ragab, 2017), sorgo forrageiro (Guimarães *et al.*, 2018), girassol ornamental (Rêgo, 2018), milho crioulo (Souza, 2018), manjerição (Kaab Omeir *et al.*, 2020), alface (Ulaş; Yücel; Ulaş, 2022), marmeleiro (Andrade *et al.*, 2023), tomate (Allali *et al.*, 2023; Diatta *et al.*, 2023; Guo *et al.*, 2023), arroz (Xie *et al.*, 2019; Chen *et al.*, 2022; Hao *et al.*, 2024), pimenta (Mechouma; Mezerdi, 2024), feijão caupi (Diatta *et al.*, 2024; Santos *et al.*, 2025) e espinafre (Makwana *et al.*, 2025). Para espécies forrageiras, como a palma, a eficiência no uso da água é determinante, tornando-a uma opção viável para regiões semiáridas (Voltolini *et al.*, 2022).

Ainda assim, a falta de uma regulamentação consolidada sobre reúso no Brasil limita a expansão dessa prática (Rocha *et al.*, 2025), embora algumas normativas

estaduais ofereçam diretrizes (CONERH, 2010; COEMA, 2017; CONSEMA, 2020; CERH, 2023).

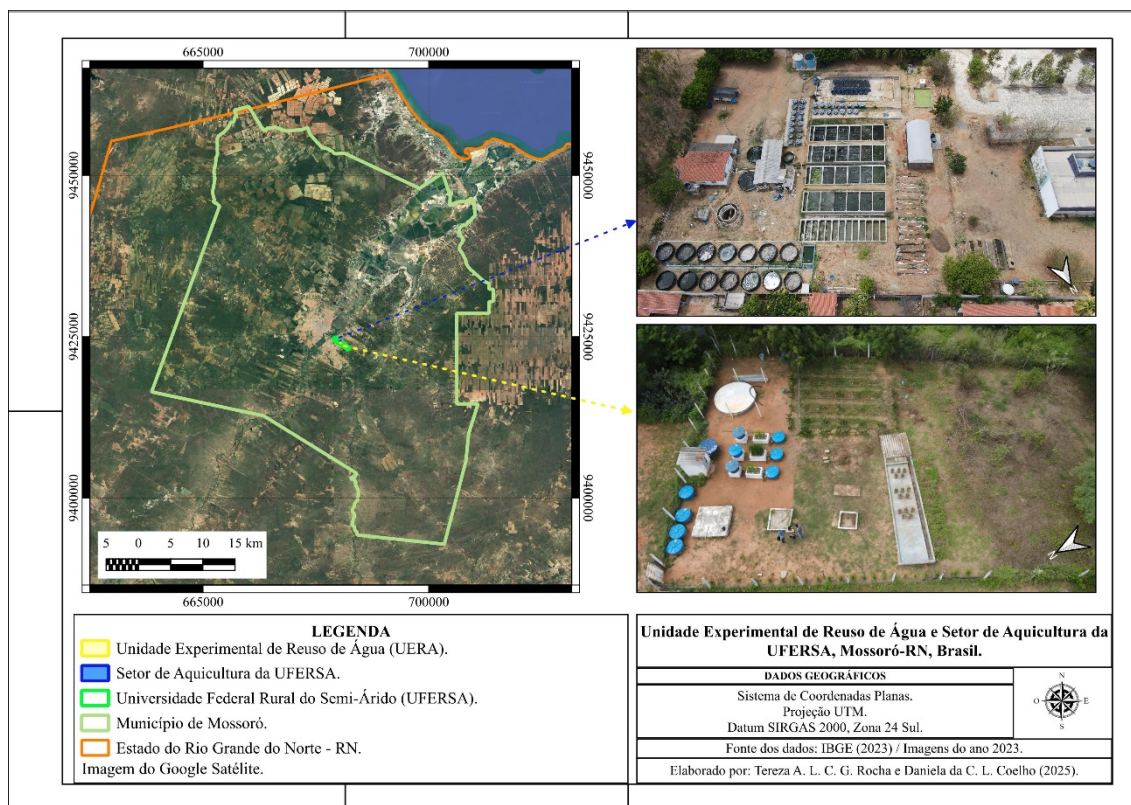
No contexto do reúdo agrícola, ainda é prudente verificar o uso de água salobra salina, visto que a utilização dessas águas deve, obrigatoriamente, obedecer a critério técnicos, sempre avaliando a qualidade, o tipo de solo a ser cultivado e a planta, que deverá apresentar tolerância ou resistência a certa quantidade de sais (Voltolini *et al.*, 2022), visto que o efeito da salinidade é de natureza osmótica podendo afetar diretamente o rendimento das culturas e a sodicidade se refere ao efeito relativo do sódio da água de irrigação, com danos nas propriedades físico-químicas do solo, provocando problemas de infiltração (Ayers; Westcot, 1999).

Diante desse cenário, esta pesquisa teve como objetivo analisar a qualidade físico-química de efluentes aquícolas diluídos, analisando seu potencial para reúso agrícola como alternativa hídrica e fonte de nutrientes no cultivo da palma forrageira miúda no semiárido brasileiro. O estudo busca contribuir com soluções sustentáveis que alinhem a produção aquícola aos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS), em especial o ODS 6 (água potável e saneamento), o ODS 12 (consumo e produção responsáveis) e o ODS 14 (vida na água).

MATERIAL E MÉTODOS

Descrição e caracterização da área experimental

O local de instalação foi a Unidade Experimental de Reúso de Água (UERA) pertencente à Universidade Federal Rural do Semi-Árido (UFERSA), em Mossoró, no estado do Rio Grande do Norte, no nordeste do Brasil, localizada sob as coordenadas geográficas 5°12'31,25" de latitude Sul e 37°19'08,78" de longitude Oeste (Figura 1).



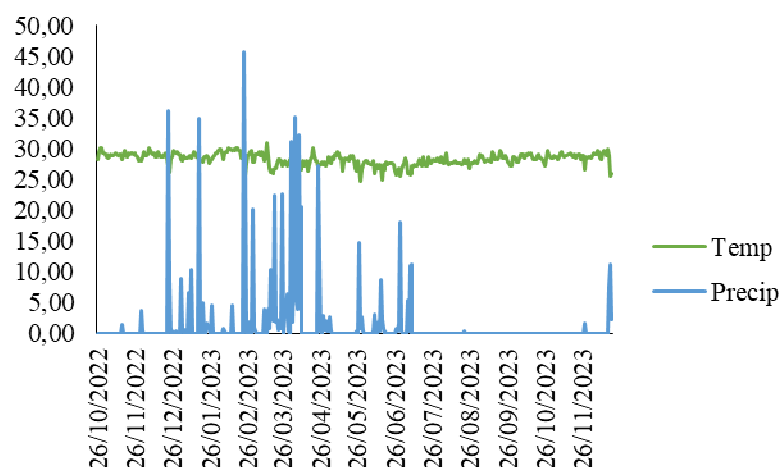
Fonte: Autoria própria (2025).

Figura 1. Localização da Unidade Experimental de Reuso de Água (UERA), localizada no campus Leste da UFERSA, no município de Mossoró, estado do Rio Grande do Norte, Brasil.

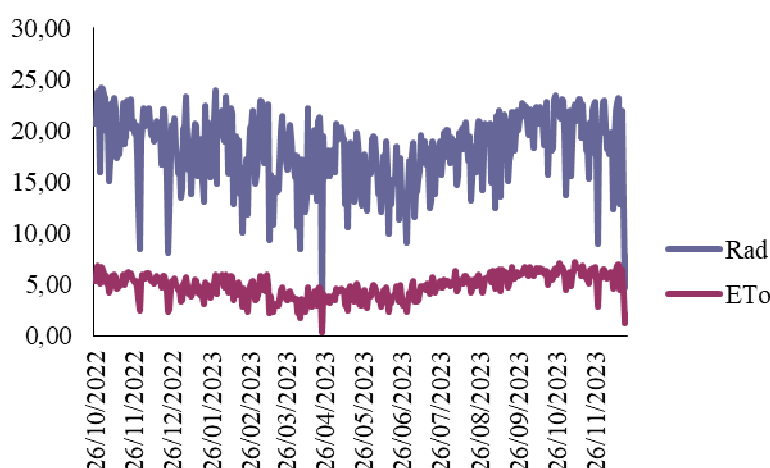
O experimento partiu do cultivo da *Nopalea cochenillifera* (L.) Salm-Dyck, popularmente conhecida como palma miúda (Senar, 2018), irrigada com diluições de efluente aquícola, durante o período de 20 de outubro de 2021 até 20 de dezembro de 2023. Todavia, o primeiro ciclo da cultura, que durou até o dia 25 de outubro de 2022, gerou a tese de Pedrosa (2023) e o artigo de Pedrosa *et al.* (2024). Já o segundo ciclo que partiu de 26 de outubro de 2022 até o final do experimento, e originou o presente trabalho.

O clima da região, segundo a classificação de Köppen-Geiger, é do tipo BSh (semiárido e quente), com precipitação pluvial bastante desuniforme, com média anual de 715 mm e temperatura média do ar de 26,5 °C (Dubreuil *et al.*, 2018). Os dados meteorológicos foram adquiridos através da estação meteorológica automática Campbell instalada a cerca de 900 m da UERA, Mossoró-RN, Brasil. Foram obtidas as seguintes variáveis climatológicas ao longo do tempo: temperatura média do ar (Temp -

°C), precipitação pluvial (Precip - mm), radiação solar (Rad - MJ m⁻²) e evapotranspiração de referência (ET_o - mm d⁻¹), de acordo com Figura 2.



A



B

Fonte: Autoria própria (2025).

Figura 2. Monitoramento da temperatura média (°C) e da precipitação (mm) de outubro de 2022 a dezembro de 2023 (A); monitoramento da radiação solar global (MJ m⁻²) e evapotranspiração de referência (mm d⁻¹) no mesmo período citado (B) da área do experimento, localizado no campus Leste da UFERSA, no município de Mossoró, estado do Rio Grande do Norte, Brasil.

Segundo as diretrizes do Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (SBCS), o solo da área foi classificado como ARGISSOLO Vermelho-Amarelo eutrófico (Santos *et al.*, 2018).

Delineamento experimental e manejo da aplicação das diluições de efluente da aquicultura em água de abastecimento

O arranjo experimental foi delineamento em blocos casualizados, onde foram distribuídas ao acaso, em uma área de 56 m², os cinco tratamentos (T1, T2, T3, T4 e T5) e cinco repetições. As parcelas e as diluições de efluente da aquicultura (EA) em água de abastecimento (AA) corresponderam a: T1 (100% AA), T2 (75% AA + 25% EA), T3 (50% AA + 50% EA), T4 (25% AA + 75% EA) e T5 (100% EA).

O efluente foi oriundo do Setor de Aquicultura da UFERSA, localizado no campus Leste da UFERSA Mossoró-RN. Tal efluente foi gerado em viveiros com águas de diferentes níveis de salinidade (salina, salobra e doce), nos quais foram conduzidos diversos experimentos com distintas espécies aquáticas, como: pirá (*Conorhynchos conirostris*), tambaqui (*Colossoma macropomum*), tambatinga (*Piaractus brachypomus*), tilápia nilótica (*Oreochromis niloticus*), tilápia zanzibar (*Oreochromis urolepis hornorum*) e camarão (*Litopenaeus vannamei*).

Os animais aquáticos se alimentam de rações específicas para a espécie e para o estágio de desenvolvimento. Com relação ao manejo, não há utilização de medicamentos, todavia há a utilização de materiais de limpeza como cal, soda cáustica e cloro para desinfecção dos tanques. Para o aumento da salinidade da água, utiliza-se o cloreto de sódio, bem como diluição de água-mãe das salinas mossoroenses.

A água dos viveiros da aquicultura, é proveniente de um poço instalado também no campus Leste. Esse poço capta água do aquífero Jandaíra, classificado como livre, heterogêneo, anisotrópico e de circulação cárstica. Suas condições de carstificação e qualidade da água são variáveis, recebendo contribuição tanto da água pluvial quanto da Formação Barreiras, que funciona como um aquífero de transferência (Peixoto *et al.*, 2021).

Após o cultivo, o efluente era armazenado em um tanque de concreto com dimensões conhecidas, a saber: comprimento interno médio de 7,01 m e largura interna média de 4,99 m, com capacidade máxima de armazenamento de 92 m³ e área superficial de 34,98 m². O deslocamento do efluente até a área experimental foi realizado por meio de uma caixa d'água de 1000 L. Ao chegar na UERA, o efluente era temporariamente armazenado em caixa d'água com capacidade de 300 L.

Já a água utilizada na sintetização das diluições de efluente aquícola foi oriunda da rede da Companhia de Águas e Esgoto do Rio Grande do Norte (CAERN); que ora

fornece ao município de Mossoró, água de poços profundos do Aquífero Açú, ou água superficial da Barragem Armando Ribeiro Gonçalves ou a mistura de ambas.

A irrigação ocorreu a cada sete dias e foram alternadas — uma semana com suprimento de água de abastecimento e a outra com a aplicação de diluições de águas residuais de aquicultura. Se precipitação pluvial atingisse ou superasse 20 mm nas últimas 24 h antes da irrigação, a mesma não era realizada.

Para o suprimento de água de abastecimento, foi iniciada no dia em que foi plantada a palma forrageira e o sistema de irrigação por gotejamento por fita operou com pressão de serviço de 60 ± 10 kPa. Para aplicação das diluições do efluente de aquicultura em água de abastecimento, foi realizada manualmente, de forma localizada, usando um regador a fim de quantificar o volume correspondente a lâmina de irrigação.

A demanda hídrica da cultura empregada foi calculada empregando-se os valores da evapotranspiração de referência (ET_0) obtida em área e o coeficiente de cultura (K_c) fixo de 0,70 obtido por (Lima *et al.*, 2021) para as condições do semiárido brasileiro. Com os valores de ET_0 e K_c , estimou-se a lâmina bruta de irrigação por meio do balanço hídrico, onde a entrada de água foi a irrigação e a precipitação, e a saída foi a evapotranspiração da palma forrageira (ET_c), conforme Equação 1.

$$ET_c = ET_0 \cdot K_c \quad (1)$$

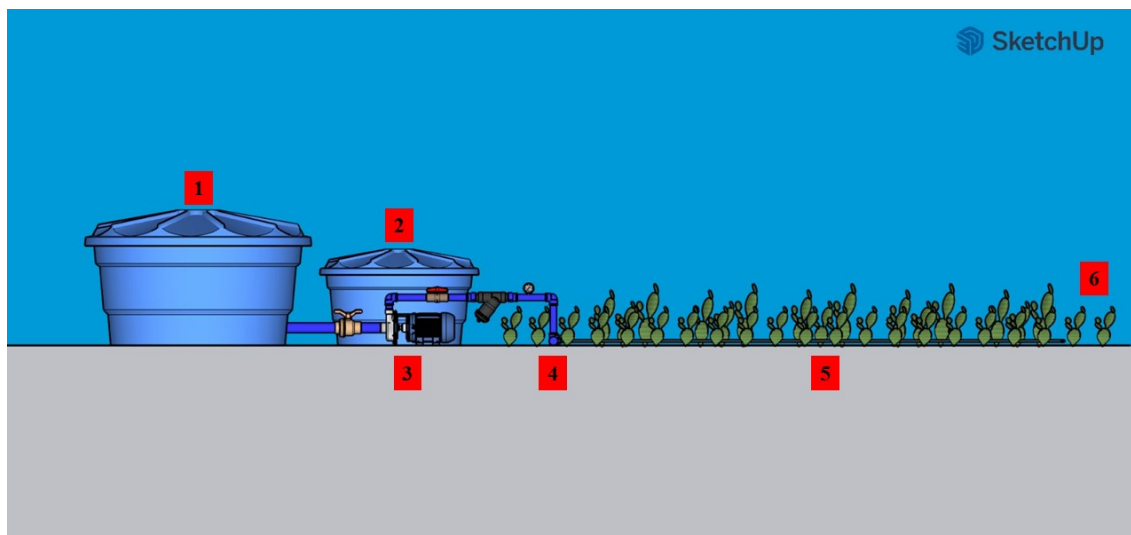
Em que:

ET_c - Evapotranspiração da cultura, em mm d^{-1} ;

ET_0 - Evapotranspiração de referência, em mm d^{-1} ;

K_c - Coeficiente de cultura, adimensional.

Na Figura 3 há um esquema representando a área de cultivo com o reservatório de água de abastecimento (1) e o reservatório de efluente aquícola (2), dos quais foram retiradas as amostras de água para análise.



Fonte: Autoria própria (2025).

Figura 3. Esquema da área experimental com componentes do sistema de irrigação, localizado no campus Leste da UFERSA, no município de Mossoró, estado do Rio Grande do Norte, Brasil.

Nota: 1 – Reservatório de água de abastecimento (1.000 L); 2 – Reservatório de efluente aquícola (300 L); 3 – Cabeçal de controle contendo registro de esfera, motobomba de 0,5 cv, manômetro graduado de 0 a 400 kPa e filtro de tela com abertura de 130 μm ; 4 – Linha de derivação; 5 – Linhas laterais com emissores não autocompensantes de 1,6 L h⁻¹; e 6 – Bordadura.

Coleta e análise de dados da água de irrigação

Durante o segundo ciclo da cultura, foram coletadas cinco amostras compostas da água de irrigação dos cinco tratamentos para a caracterização de atributos físico-químicos que pudessem interferir na produção e desenvolvimento da palma forrageira e na qualidade do solo. As coletas ocorreram sempre que houve mudança no efluente coletado, sendo realizadas nos dias 16 de dezembro de 2022, 14 de junho de 2023, 27 de julho de 2023, 22 de setembro de 2023 e 08 de dezembro de 2023.

Para a coleta e análise das amostras de água de irrigação, foram utilizadas as recomendações do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (Lipps; Braun-Howland; Baxter, 2023), adaptações do Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA) (Silva, 2009) e o Manual de procedimentos de amostragem e análise físico-química de água (Parron; Muniz; Pereira, 2011).

As amostras de água foram coletadas em frascos de polietileno de 1 L, preservados imediatamente após a coleta em caixas isotérmicas com gelo a 4 °C até a chegada ao Laboratório de Análise de Solo, Água e Planta da UFERSA (LASAP) da UFERSA para a realização do processo de análises físico-químicas (Figura 4).



Fonte: Autoria própria (2025).

Figura 4. Espectrofotômetro de absorção atômica usado para análises de micronutrientes e metais pesados, no LASAP, localizado no campus Leste da UFERSA, no município de Mossoró, estado do Rio Grande do Norte, Brasil.

Assim, foram determinados os valores de potencial hidrogeniônico (pH), condutividade elétrica (CE), potássio (K^+), sódio (Na^+), cálcio (Ca^{2+}), magnésio (Mg^{2+}), cloreto (Cl^-), carbonato (CO_3^{2-}), bicarbonato (HCO_3^-), nitrogênio total Kjeldahl (NTK), fósforo (P), ferro (Fe^+), manganês (Mn^+), zinco (Zn^{2+}), cobre (Cu^{2+}), chumbo (Pb), cádmio (Cd), níquel (Ni) e cromo (Cr). A metodologia de cada análise está descrita no Quadro 1.

Quadro 1. Metodologias de análise de água utilizadas no experimento.

Parâmetro	Metodologia
pH e CE	Leitura direta em pHmetro e condutivímetro.
K^+ e Na^+	Determinados por fotometria de chama.
Ca^{2+} e Mg^{2+}	Quantificados por complexometria com EDTA, usando como indicador o negro-de-eriocromo-T para magnésio e calcon para cálcio.
Cl^-	Titulação com nitrato de prata, usando o indicador de cromato de potássio.
CO_3^{2-}	Titulação com ácido sulfúrico, usando o indicador de fenolftaleína.
HCO_3^-	Titulação com ácido sulfúrico, usando o indicador alaranjado de metila.
NTK	Titulação com ácido sulfúrico, após destilação por arraste de vapores.
P	Redução do molibdato com o ácido ascórbico, determinado espectrofotometricamente.
Fe^+ , Mn^+ , Zn^{2+} , Cu^{2+} , Pb, Cd, Ni e Cr	Determinados por espectrofotometria de absorção atômica.

Fonte: Adaptado de Silva (2009) e Lipps, Braun-Howland e Baxter (2023).

Com os valores de Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , CO_3^{2-} e HCO_3^- foi calculada a Razão de Adsorção de Sódio (RAS) e o Carbonato de Sódio Residual (CSR) propostas por Richards (1954) e Eaton (1950), empregando-se as Equações 2 e 3, respectivamente.

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

$$CSR = (CO_3^{2-} + HCO_3^-) - (Ca^{2+} + Mg^{2+}) \quad (3)$$

Em que:

RAS – Razão de adsorção de sódio, em $mmol_c L^{-1}$;

CSR – Carbonato de sódio residual, em $mmol_c L^{-1}$; e

Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , CO_3^{2-} , HCO_3^- – Concentrações de sódio, cálcio, magnésio, carbonato e bicarbonato nas diluições T1 a T5, em $mmol_c L^{-1}$.

A dureza foi calculada com os teores de Ca^{2+} e Mg^{2+} empregando-se a Equação 4.

$$Dureza = (Ca^{2+} + Mg^{2+}) \cdot 50 \quad (4)$$

Em que:

Ca^{2+} e Mg^{2+} – Concentrações de cálcio e magnésio nas diluições T1 a T5, em $mmol_c L^{-1}$.

Os atributos de qualidade das águas foram confrontadas com legislações sobre potabilidade, lançamento de efluentes e reúso agrícola e florestal (CONERH, 2010; Brasil, 2011; COEMA, 2017; CONSEMA, 2020; Brasil, 2021a; CERH, 2023). Também foram comparados com a literatura para água de irrigação e caracterizações de efluente aquícola.

Assim, foram classificadas e interpretadas quanto os riscos de salinidade e sodicidade, de acordo com os parâmetros do *United States Salinity Laboratory* (USSL) de Riverside, que é baseado nos estudos realizados por Richards (1954), considerando também, as diretrizes da FAO para a avaliação da qualidade da água para irrigação (Ayers; Westcot, 1999). Para confecção de gráfico, foi usado o software gratuito

QualiGraf®, desenvolvido em 2001 pelo Departamento de Recursos Hídricos da Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos (FUNCEME) (Möbus, 2001). Por fim, pode-se ver com relação as variáveis mais relevantes.

Análise estatística

Os dados das características físico-químicas das diluições de efluente da aquicultura em água de abastecimento foram submetidos à análise estatística descritiva para a obtenção da média, mediana, desvio-padrão e coeficiente de variação (CV).

A matriz de correlação de Pearson foi utilizada para verificar se as variáveis analisadas possuíam correlações mínimas suficientes para justificar sua utilização na matriz da análise multivariada. Para tanto, foram analisadas 17 variáveis em um total de 25 amostras de água de irrigação.

Em seguida, os dados foram submetidos à análise de agrupamento (*Cluster Analysis*), realizando análise de classificação utilizando a distância euclidiana, como coeficiente de similaridade, e o algoritmo *Ward's method*, como método de agrupamento, para observação da correlação entre as variáveis estudadas.

Os dados foram submetidos à Análise de Componentes Principais (ACP), considerando apenas as variáveis que apresentaram valor da carga fatorial acima de 0,70 (Hair Júnior *et al.*, 2009). Adotou-se o critério de Kaiser (1958) para definição do número de Componentes Principais (CPs) que indicaram a maior explicação da variância, ou seja, foram mantidos apenas componentes com autovalores > 1 e variância acumulada $\geq 70\%$ (Rencher; Christensen, 2012).

Finalmente, procedeu-se com a Análise Fatorial, onde os eixos fatoriais foram rotacionados pelo método Varimax normalizada, considerando-se cargas fatoriais $\geq 0,70$ significativas para fins de interpretação.

Todas as análises foram realizadas com auxílio do programa computacional *Statistica*® 14 (StatSoft, 2020).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Análise das diluições do efluente da aquicultura à luz da legislação brasileira

As diluições do efluente da aquicultura apresentaram variações em suas composições físico-químicas, possivelmente em função do tipo de ração, de medicamentos ou de manejo para o efluente aquícola, além das características

climatológicas que interferiram na água de abastecimento (Tabela 1). Na Tabela 2 há um levantamento de parâmetros que constam nas legislações acerca da potabilidade, do reúso agrícola e florestal e do lançamento de efluentes, comparado aos valores da pesquisa com os referidos padrões.

Segundo a Resolução nº 357 do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA), a água de abastecimento é definida como “Água Doce”, pois a salinidade é igual ou inferior a 0,5 ‰ (Brasil, 2005) e a concentração de sais dissolvidos obtida foi de 0,48 dS m⁻¹.

Tabela 1. Média, mediana, desvio-padrão e coeficiente de variação dos parâmetros físico-químicos das diluições de efluente da aquicultura em água de abastecimento, no município de Mossoró, estado do Rio Grande do Norte, Brasil.

Parâmetros	T1				T2				T3				T4				T5			
	Média	Mediana	Desvio padrão	CV	Média	Mediana	Desvio padrão	CV	Média	Mediana	Desvio padrão	CV	Média	Mediana	Desvio padrão	CV	Média	Mediana	Desvio padrão	CV
pH	8,24	8,27	0,52	6,36	7,66	7,50	0,31	4,02	7,68	7,50	0,29	3,82	7,59	7,51	0,16	2,17	7,40	7,50	0,23	3,16
CE (dSm ⁻¹)	0,48	0,46	0,04	8,91	1,55	1,50	0,18	11,35	2,65	2,52	0,42	15,71	3,08	3,29	0,94	68,68	4,74	4,89	0,39	8,14
RAS (mmol _e L ⁻¹)	4,43	4,40	1,31	29,51	2,94	402,00	0,86	29,16	1,34	0,79	1,21	90,50	1,33	0,86	1,07	80,33	1,33	1,02	1,05	79,27
CSR (mmol _e L ⁻¹)	1,94	2,07	0,35	17,94	-4,89	-4,54	2,76	-56,33	-11,90	-13,23	4,58	-38,51	-17,00	-18,51	6,08	-35,77	-26,78	-28,01	10,79	-40,28
K ⁺ (mg L ⁻¹)	6,70	10,41	5,40	80,67	10,08	13,91	7,35	72,88	15,61	20,87	10,93	70,04	20,80	29,16	14,29	68,68	28,69	37,12	17,48	60,92
Na ⁺ (mg L ⁻¹)	77,14	89,58	22,20	28,78	134,31	151,43	37,32	27,78	76,14	51,96	54,06	71,00	90,34	66,85	55,54	61,48	106,42	98,65	62,06	58,32
Ca ²⁺ (mg L ⁻¹)	12,75	12,93	2,40	18,82	84,88	89,00	26,97	31,77	142,45	154,00	31,33	22,00	197,65	215,67	41,69	21,09	294,27	296,00	88,21	29,98
Mg ²⁺ (mg L ⁻¹)	6,83	5,64	3,92	57,34	51,06	50,60	22,46	43,98	103,38	111,00	36,85	35,64	145,70	155,64	52,11	35,76	215,54	252,52	105,18	48,80
Cl ⁻ (mg L ⁻¹)	99,97	92,17	31,75	31,76	475,03	501,03	222,15	46,77	627,94	709,00	263,07	41,89	787,94	900,43	319,11	40,50	1081,93	1259,66	451,60	41,74
CO ₃ ²⁻ (mg L ⁻¹)	7,60	9,00	4,54	59,77	12,04	10,10	3,53	29,29	11,84	10,60	3,98	33,60	12,70	13,10	3,78	29,73	12,70	12,30	4,38	34,48
HCO ₃ ⁻ (mg L ⁻¹)	176,66	185,03	15,05	8,52	195,57	199,27	46,71	23,88	209,80	241,36	86,25	41,11	280,56	275,72	36,81	13,12	333,47	327,37	60,33	18,09
NTK (mg L ⁻¹)	7,48	7,48	2,39	31,91	8,52	8,52	3,21	37,64	10,00	10,00	4,23	42,34	10,01	10,01	4,34	43,39	10,16	11,20	4,08	40,15
P (mg L ⁻¹)	0,00	0,00	0,00	*	3,60	4,21	3,02	83,79	7,85	8,19	2,97	37,78	11,75	12,23	4,28	36,47	17,69	17,11	7,44	42,09
Dureza (mg L ⁻¹)	60,33	56,00	15,79	29,51	424,93	402,00	146,78	34,54	786,90	884,17	227,58	28,92	1101,20	1168,33	312,24	28,35	1633,73	1778,17	560,88	34,33
Fe ³⁺ (mg L ⁻¹)	0,014	0,000	0,030	223,61	0,126	0,039	0,061	48,75	0,083	0,077	0,089	107,82	0,117	0,076	0,136	115,76	0,288	0,326	0,274	95,24
Mn ²⁺ (mg L ⁻¹)	0,00	0,000	0,000	*	0,017	0,004	0,027	161,17	0,010	0,009	0,012	123,38	0,009	0,011	0,008	95,75	0,019	0,017	0,014	77,78
Zn ²⁺ (mg L ⁻¹)	0,005	0,003	0,005	112,38	0,031	0,042	0,019	61,64	0,030	0,036	0,022	70,77	0,030	0,032	0,015	51,17	0,043	0,052	0,023	52,55
Cu ²⁺ (mg L ⁻¹)	0,000	0,000	0,000	*	0,003	0,003	0,003	96,54	0,004	0,004	0,004	82,88	0,005	0,005	0,003	58,74	0,008	0,007	0,005	61,82
Pb (mg L ⁻¹)	0,000	0,000	0,000	*	0,000	0,000	0,000	*	0,000	0,000	0,000	*	0,004	0,000	0,009	223,61	0,028	0,000	0,038	136,93
Cd (mg L ⁻¹)	0,000	0,000	0,000	*	0,000	0,000	0,000	*	0,000	0,000	0,000	*	0,000	0,000	0,000	*	0,000	0,000	0,001	223,61
Ni (mg L ⁻¹)	0,000	0,000	0,000	*	0,000	0,000	0,000	*	0,000	0,000	0,000	*	0,000	0,000	0,000	*	0,000	0,000	0,000	*
Cr (mg L ⁻¹)	0,001	0,001	0,002	119,52	0,002	0,000	0,002	138,33	0,003	0,000	0,004	149,07	0,003	0,001	0,004	130,87	0,010	0,013	0,006	65,10

Fonte: Autoria própria (2025).

Nota: T1 - 100% AA; T2 - 75% AA + 25% EA; T3 - 50% AA + 50% EA; T4 - 25% AA + 75% EA; e T5 - 100% de EA; CV - Coeficiente de Variação; *Valor Indeterminado; pH - Potencial hidrogeniônico; CE - Condutividade elétrica; RAS - Razão de adsorção de sódio; CSR - Carbonato de sódio residual; K⁺ - Potássio; Na⁺ - Sódio; Ca²⁺ - Cálcio; CO₃²⁻ - Carbonato; HCO₃⁻ - Bicarbonato; NTK - Nitrogênio total Kjeldahl; P - Fósforo; Fe³⁺ - Ferro; Mn²⁺ - Manganês; Zn²⁺ - Zinco; Cu²⁺ - Cobre; Pb - Chumbo; Cd - Cádmio; Ni - Níquel; e Cr - Cromo.

Tabela 2. Padrões e valores orientadores acerca da potabilidade (1), do lançamento de efluentes (2 e 4) e do reúso agrícola e florestal (3, 4, 5 e 6), comparado as diluições de efluente da aquicultura em água de abastecimento, no município de Mossoró, estado do Rio Grande do Norte, Brasil.

Parâmetros	(1) Portaria GM/MS nº 888/21	(2) CONAMA nº 430/11	(3) CERH nº 122/23	(4) COEMA nº 2/17	(5) CONERH nº 75/10	(6) CONSEMA nº 419/20	Valores da pesquisa				
							T1	T2	T3	T4	T5
pH	-	5 a 9,0	5 a 9,0	6 a 8,5	-	6 a 9,0	8,24	7,66	7,68	7,59	7,40
CE (dSm ⁻¹)	-	-	≤ 3,20	≤ 3,00	0,20 a 3,00 ¹	0,20 a 2,90 ¹	0,48	1,55	2,65	3,08	4,74
RAS (mmol _e L ⁻¹)	-	-	15,00	15,00	0 a 40,00 ¹	0 a 12,00 ¹	4,43	2,94	1,34	1,33	1,33
Na ⁺ (mg L ⁻¹)	200,00	-	920,00	-	70,00	-	77,14	134,31	76,14	90,34	106,42
Cl ⁻ (mg L ⁻¹)	250,00	-	30,00	-	100 a 350,00	106,50	99,97	475,03	627,94	787,94	1081,93
Dureza (mg L ⁻¹)	300,00	-	-	-	-	-	60,33	424,93	786,90	1101,20	1633,73
Fe ⁺ (mg L ⁻¹)	0,30	15,00	5,00	15,00	5,00	5,00	0,014	0,126	0,083	0,117	0,288
Mn ⁺ (mg L ⁻¹)	0,10	1,00	0,50	1,00	0,20	0,20	0,000	0,017	0,010	0,009	0,019
Zn ²⁺ (mg L ⁻¹)	5,00	5,00	5,00	5,00	2,00	2,00	0,005	0,031	0,030	0,030	0,043
Cu ²⁺ (mg L ⁻¹)	2,00	1,00	0,013	1,00	0,20	0,20	0,000	0,003	0,004	0,005	0,008
Pb (mg L ⁻¹)	0,01	0,50	0,033	0,50	5,00	0,50	0,000	0,000	0,000	0,004	0,028
Cd (mg L ⁻¹)	0,003	0,20	0,01	0,20	0,01	0,01	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
Ni (mg L ⁻¹)	0,07	2,00	0,025	2,00	0,20	0,20	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
Cr (mg L ⁻¹)	0,05	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,001	0,002	0,003	0,003	0,010

Fonte: Autoria própria (2025).

Nota: T1 - 100% AA; T2 - 75% AA + 25% EA; T3 - 50% AA + 50% EA; T4 - 25% AA + 75% EA; e T5 - 100% de EA; ¹Correlação CE e RAS; pH - Potencial hidrogeniônico; CE - Condutividade elétrica; RAS - Razão de adsorção de sódio; Na⁺ - Sódio; Cl⁻ - Cloreto; Fe⁺ - Ferro; Mn⁺ - Manganês; Zn²⁺ - Zinco; Cu²⁺ - Cobre; Pb - Chumbo; Cd - Cádmio; Ni - Níquel; e Cr - Cromo.

Em todos os tratamentos, o valor médio do pH encontrou-se dentro da faixa de 5,0 a 9,0 estabelecida pela Resolução CONAMA nº 430/2011 para lançamento de efluentes tratados em corpos hídricos receptores e pela legislação de reúso para fins agrícolas e florestais do estado do Paraná (Brasil, 2011; CERH, 2023), bem como com relação aos parâmetros e padrões ambientais exigidos nas licenças de atividades aquícolas continentais e os parâmetros de qualidade para uso da água não potável estabelecidos pela ABNT NBR 16783 no Brasil, além dos valores limites para parâmetros físico-químicos de água de reúso para os Estados da Bahia e Rio Grande do Sul, que apresentam que o valor estabelecido deve ser entre 6,0 e 9,0 (CONERH, 2010; ABNT, 2006; CONSEMA, 2020). Já os valores orientadores para reúso de efluentes não sanitários para fins agrícolas, florestais e ambientais, de acordo com a Resolução COEMA nº 2/2017 do Estado do Ceará é entre 6,0 e 8,5, onde os tratamentos também estão dentro do limite (COEMA, 2017).

A concentração da CE estabelecida pela ABNT (2019) e por CERH (2023) é de $\leq 3,2 \text{ dS m}^{-1}$, portanto somente os valores de T1, T2, T3 e T4 se encontram na normalidade (0,48; 1,55; 2,65; 3,08 dS m^{-1} respectivamente). Os valores da T1, T2 e T3 também estão dentro dos padrões definidos pela Resolução COEMA nº 2/2017, onde a CE deve ser $\leq 3,0 \text{ dS m}^{-1}$ para reúso com fins agrícolas, florestais e ambientais (COEMA, 2017). O nível de tolerância à salinidade da água apresentado para a palma forrageira é de $3,6 \text{ dS m}^{-1}$, considerando 90% do rendimento potencial (Gheyi *et al.*, 2016).

Já a RAS o limite é de $(15 \text{ mmolc L}^{-1})^{0,5}$, para reúso com fins agrícolas e florestais (COEMA, 2017; CERH, 2023), portanto, todos os valores se encontram abaixo desse limite estabelecido pelo estado do Ceará e Paraná. Já os valores de RAS e CE previstas nas diretrizes recomendadas para a água para reúso agrícola e florestal encontradas nas resoluções da CONERH (2010) e CONSEMA (2020) são interligadas, ao passo que a RAS estando entre 3 e 6, a CE mínima na Bahia deve ser 0,3 e máxima de 3,0. Já no estado do Rio Grande do Sul, deve ser mínima 1,2 e máxima 2,9. O valor médio da RAS no tratamento com 100% de AA foi de 4,43, portanto, a água de abastecimento está dentro do padrão da Bahia, mas não do Rio Grande do Sul. No tratamento com 100% de EA, a RAS foi de 1,33, o que deve apresentar CE entre 0,2 e 3,0 na Bahia e 0,2 e 2,9 no Rio Grande do Sul (CONERH, 2010; CONSEMA, 2020), entretanto, os valores estão mais elevados para a CE.

A única legislação que traz sobre o CSR é CONSEMA (2020), onde diz que “Poderão ser utilizados outros índices para avaliação da qualidade da água de reúso com a finalidade de estimar o risco de toxicidade do íon sódio nas culturas e possíveis impactos negativos na estrutura do solo”, daí cita o CSR e a RAS ajustada.

O sódio médio definido na pesquisa para os tratamentos foram: 77,14, 134,31, 76,14, 90,34 e 106,42 mg L⁻¹, respectivamente. Quando confrontado com os valores limites para parâmetros de água de reúso agrícola e florestal para os Estados da CONERH (2010) e CERH (2023), apresenta-se superior ao limite de 70,00 mg L⁻¹ e 920,00 mg L⁻¹ para todas as diluições. Todavia o valor de sódio de acordo com a Portaria GM/MS nº 888/2021 é de 200 mg L⁻¹, ou seja, água de abastecimento (T1) dentro do limite estabelecido (Brasil, 2021a). Os efluentes da aquicultura geralmente são salinos, pois o cloreto de sódio é frequentemente adicionado para remover lodo, sangue e outras substâncias, além de melhorar a eficiência da limpeza e a remoção da água (Venugopal; Sasidharan, 2021).

O cloreto, assim como outros parâmetros, foi crescendo com o aumento de efluente, variando de 99,97 mg L⁻¹ (T1) até 1081,93 mg L⁻¹ (T5). Desta forma, a maior parte dos tratamentos estão acima das legislações estaduais: CERH (2023)), que estipulou o valor máximo de 30,0 mg L⁻¹, CONERH (2010) que assumiu o intervalo de 100 a 350 mg L⁻¹ e CONSEMA (2020) que definiu o valor de 106,5 mg L⁻¹. O teor constante na Portaria GM/MS nº 888/21 é de 250 mg L⁻¹ (Brasil, 2021a). Há um consenso de que valores de cloreto acima de 700 mg L⁻¹, já podem ocasionar danos, até mesmo às espécies mais tolerantes, como a beterraba, o algodão e o trigo (Amaral; Ferreira; Navoni, 2021).

Nas legislações, não há valores para o NTK, mas sim valores de 1,2 mg L⁻¹ de amônia para potabilidade (Brasil, 2021a) e até 20 mg L⁻¹ de nitrogênio amoniacal total para lançamento de efluentes (Brasil, 2011; COEMA, 2017).

A dureza da AA (60,33 mg L⁻¹) está de acordo com o que foi estabelecido pela Portaria GM/MS nº 888/21, onde o padrão organoléptico de potabilidade deve ser de até 300 mg L⁻¹ (Brasil, 2021a).

O valor máximo de ferro definido pelas Resoluções CONERH nº 75/10, CONSEMA nº 419/20 e CERH nº 122/23 dos estados da Bahia, Rio Grande do Sul e Paraná é de 5,00 mg L⁻¹ (CONERH, 2010; CONSEMA, 2020; CERH, 2023), sendo inferior para todos os tratamentos, que apresentaram médias de 0,014, 0,126, 0,083, 0,117 e 0,288 mg L⁻¹. Considerando a Resolução CONAMA nº 430/2011 e COEMA nº

2/2017, os valores também se apresentam inferiores, pois nessas duas resoluções é de 15,00 mg L⁻¹ (Brasil, 2011; COEMA, 2017). Com relação a água de abastecimento, a mesma apresentou ferro com concentração de 0,014 mg L⁻¹, o que está abaixo do limite estabelecido pela Portaria GM/MS nº 888/21 de 0,30 mg L⁻¹ (Brasil, 2021a).

A concentração média do manganês de 0,019 mg L⁻¹ no T5 foi inferior ao limite de 1,00 mg L⁻¹ estabelecido para o padrão de lançamento de águas residuárias em corpo hídrico receptor (Brasil, 2011). Como relação ao limite médio (0,1 mg L⁻¹) estabelecido para consumo humano pela Portaria GM/MS nº 888/2021 (Brasil, 2021a), felizmente ao valor de T1 (0,00 mg L⁻¹) está dentro do limite de potabilidade. Destaca-se ainda, que a concentração média de manganês no EA foi menor que o limite de 0,20 mg L⁻¹, estabelecidos pelos estados da Bahia e Rio Grande do Sul, bem como do Ceará (1,00 mg L⁻¹) e Paraná (0,50 mg L⁻¹) para parâmetros de água de reúso (CONERH, 2010; COEMA, 2017; CONSEMA, 2020; CERH, 2023). Os demais tratamentos obtiveram 0,017 mg L⁻¹ (T2), 0,010 mg L⁻¹ (T3) e 0,009 mg L⁻¹ (T4).

As concentrações médias de zinco foram de 0,005 mg L⁻¹ para T1, 0,031 mg L⁻¹ para T2, 0,030 mg L⁻¹ para T3, 0,030 mg L⁻¹ para T4 e de 0,043 mg L⁻¹ para T5, o que vai de acordo com BA e RS, haja visto que em ambos os estados, o limite é de 2,00 mg L⁻¹ (CONERH, 2010; CONSEMA, 2020). Em todas as diluições o valor médio da concentração de zinco foi inferior ao limite de 5,00 mg L⁻¹ estabelecido para o lançamento de efluentes em corpos hídricos receptores (Brasil, 2011; COEMA, 2017), para potabilidade da água (Brasil, 2021a) e reúso agrícola e florestal (CERH, 2023).

O cobre foi inferior ao valor médio limite de lançamento de água residuária tratada em corpos hídricos receptores, que é de 1,00 mg L⁻¹ (Brasil, 2011; COEMA, 2017), variando de 0,000 mg L⁻¹ (T1) a 0,008 mg L⁻¹ (T5). Apresentou-se também baixo para todos os tratamentos, quando comparado com os limites estabelecidos pela CONERH (2010) e CONSEMA (2020), que é de 0,20 mg L⁻¹ para os dois entes federativos, além do menor que o limite de 0,013 mg L⁻¹ estabelecido pela CERH (2023). A concentração média de cobre na AA atende ao limite de 2,0 mg L⁻¹ estabelecidos na Portaria GM/MS nº 888/2021 (Brasil, 2021a).

Analisando os tratamentos, notou-se que os valores médios de chumbo foram de 0,000 para T1, T2 e T3, e de 0,004 e 0,028 mg L⁻¹, para T4 e T5, respectivamente. Desta forma, os valores médios de chumbo na água e no efluente foram inferiores ao limite de 0,5 mg L⁻¹ para lançamento de água residuária tratada em corpos hídricos (Brasil, 2011; COEMA, 2017). Na AA o valor médio de chumbo foi inferior ao limite de 0,01 mg L⁻¹

para potabilidade da água, entretanto para EA foi superior a Portaria GM/MS nº 888/21 (Brasil, 2021a). Já o chumbo é mais permissivo na Bahia (5,00 mg L⁻¹) do que no Rio Grande do Sul (0,50 mg L⁻¹) e no Paraná (0,033 mg L⁻¹), mas nesses estados os dados encontrados estão dentro da faixa estabelecida (CONERH, 2010; CONSEMA, 2020; CERH, 2023).

O valor médio da concentração do cádmio foi de 0,000 mg L⁻¹ na água, no efluente e em suas diluições. Os valores limites para parâmetros físico-químicos de água de reúso Cd é de 0,01 mg L⁻¹ nos estados da BA, RS e PR (CONERH, 2010; CONSEMA, 2020; CERH, 2023). Os valores também estão na normalidade quando comparado com a potabilidade (0,033 mg L⁻¹) e o lançamento de efluentes (0,20 mg L⁻¹) (Brasil, 2011; COEMA, 2017; Brasil, 2021a).

A concentração média do níquel foi 0,000 mg L⁻¹ na água de abastecimento, no efluente aquícola e nas diluições, sendo inferior ao limite 2,0 mg L⁻¹ da Resolução CONAMA nº 430/11 (Brasil, 2011) e da Resolução COEMA nº 2/17 (COEMA, 2017). Também é aceitável para a potabilidade (0,07 mg L⁻¹) da Portaria GM/MS nº 888/2021 (Brasil, 2021a) e para o reúso agrícola e florestal da Bahia e Rio Grande do Sul de 0,20 mg L⁻¹ (CONERH, 2010; CONSEMA, 2020) e do Paraná de 0,025 mg L⁻¹ (CERH, 2023).

O valor de cromo (0,001 mg L⁻¹ T1, 0,002 mg L⁻¹ T2, 0,003 mg L⁻¹ T3, 0,003 mg L⁻¹ T4 e 0,010 mg L⁻¹ T5) também se apresenta menor que o limite definido para a potabilidade (0,05 mg L⁻¹), para o lançamento de efluentes e para o reúso agrícola e florestal (0,10 mg L⁻¹) (CONERH, 2010; Brasil, 2011; COEMA, 2017; CONSEMA, 2020; Brasil, 2021a; CERH, 2023).

Portanto, verificou-se que o efluente aquícola necessita de monitoramento quanto ao reúso agrícola e florestal por apresentaram valores acima do recomendado de CE, Na⁺ e Cl⁻ quando comparado com o aparato legal, sendo recomendado realizar manejo da irrigação.

Análise das diluições do efluente da aquicultura quanto à literatura

A análise da composição química da água utilizada na irrigação evidencia que seu papel no sistema produtivo vai além do simples suprimento hídrico, assumindo função relevante na nutrição vegetal, especialmente quando associada ao uso de efluente da aquicultura. Os tratamentos avaliados (T1 a T5), com diferentes proporções de água

de abastecimento e efluente aquícola, demonstram alterações significativas nos parâmetros físico-químicos, refletindo diretamente no potencial fertilizante da água.

Na Tabela 3 estão valores encontrados na literatura para água de irrigação (1) e efluente aquícola (2, 3, 4, 5, 6 e 7), comparado com as diluições de efluente da aquicultura desta pesquisa. Observa-se que em locais como Egito (Abdelraouf, 2017; Abdelraouf; Ragab, 2017), China (Gengmao; Mehta; Zhaopu, 2010; Chen *et al.*, 2017), Petrolina-PE (Guimarães *et al.*, 2018) e até mesmo no próprio município dessa pesquisa, Mossoró-RN (Paiva *et al.*, 2024a, 2024b, 2025; Pedrosa *et al.*, 2024), há variações no efluente aquícola a depender das espécies cultivadas e do manejo empregado.

Tabela 3. Valores encontrados na literatura para água de irrigação (1) e efluente aquícola (2, 3, 4, 5, 6, 7 e 8), comparado as diluições de efluente da aquicultura em água de abastecimento, no município de Mossoró, estado do Rio Grande do Norte, Brasil.

Parâmetros	(1) Ayers e Westcot (1999)	(2) Abdelraouf e Ragab (2017)	(3) Abdelraouf (2017)	(4) Gengmao, Mehta e Zhaopu (2010)	(5) Chen et al. (2017)	(6) Guimarães et al. (2018)	(7) Paiva et al. (2024a, 2024b e 2025)	(8) Pedrosa et al. (2024)	Valores da pesquisa				
									T1	T2	T3	T4	T5
pH	6,0 a 8,5	7,05	-	8,20	-	8,19	7,73	7,98	8,24	7,66	7,68	7,59	7,40
CE (dSm ⁻¹)	Até 3,00	1,82	-	-	2,29	2,57	8,22	6,94	0,48	1,55	2,65	3,08	4,74
RAS (mmol _c L ⁻¹) ^{0,5}	Até 15,00	-	-	7,36	-	2,26	-	17,81	4,43	2,94	1,34	1,33	1,33
CSR	< 1,25	-	-	-	-	-	-	-36,96	1,94	-4,89	-11,90	-17,00	-26,78
K ⁺ (mg L ⁻¹)	Até 2,00	-	35,10	-	24,80	13,26	-	54,60	6,70	10,08	15,61	20,80	28,69
Na ⁺ (mg L ⁻¹)	Até 920,00	-	204,00	-	321,50	165,60	1504,66	1315,14	77,14	134,31	76,14	90,34	106,42
Ca ²⁺ (mg L ⁻¹)	Até 400,00	1,30	-	-	136,00	252,00	368,67	341,40	12,75	84,88	142,45	197,65	294,27
Mg ²⁺ (mg L ⁻¹)	Até 60,00	0,70	-	-	127,65	92,40	521,16	290,04	6,83	51,06	103,38	145,70	215,54
Cl ⁻ (mg L ⁻¹)	Até 1050,00	-	-	-	-	1247,84	-	-	99,97	475,03	627,94	787,94	1081,93
CO ₃ ²⁻ (mg L ⁻¹)	Até 3,00	-	-	-	-	-	1,50	22,80	7,60	12,04	11,84	12,70	12,70
HCO ₃ ⁻ (mg L ⁻¹)	Até 610,00	-	-	-	36,04	-	123,22	214,11	176,66	195,57	209,80	280,56	333,47
NTK (mg L ⁻¹)	-	-	-	-	-	-	-	4,99	7,48	8,52	10,00	10,01	10,16
P (mg L ⁻¹)	Até 2,00	-	-	-	-	-	-	1,14	0,00	3,60	7,85	11,75	17,69
Dureza (mg L ⁻¹)	-	-	-	-	-	50,75	-	-	60,33	424,93	786,90	1101,20	1633,73
Fe ⁺ (mg L ⁻¹)	Até 5,00	-	-	-	-	-	0,29	0,08	0,014	0,126	0,083	0,117	0,288
Mn ⁺ (mg L ⁻¹)	Até 0,20	-	-	-	-	-	0,02	0,03	0,000	0,017	0,010	0,009	0,019
Zn ²⁺ (mg L ⁻¹)	Até 2,00	-	1,20	-	-	-	-	0,04	0,005	0,031	0,030	0,030	0,043
Cu ²⁺ (mg L ⁻¹)	Até 0,20	0,03	-	-	-	-	-	0,02	0,000	0,003	0,004	0,005	0,008
Pb (mg L ⁻¹)	Até 5,00	-	-	-	-	-	-	0,07	0,000	0,000	0,000	0,004	0,028
Cd (mg L ⁻¹)	Até 0,01	-	-	-	-	-	-	0,03	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
Ni (mg L ⁻¹)	Até 0,20	-	0,00	-	-	-	-	0,02	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
Cr (mg L ⁻¹)	Até 0,10	-	0,00	-	-	-	-	0,01	0,001	0,002	0,003	0,003	0,010

Fonte: Autoria própria (2025).

Nota: T1 - 100% AA; T2 - 75% AA + 25% EA; T3 - 50% AA + 50% EA; T4 - 25% AA + 75% EA; e T5 - 100% de EA; CV - Coeficiente de Variação; *Valor Indeterminado; pH - Potencial hidrogeniônico; CE - Condutividade elétrica; RAS - Razão de adsorção de sódio; CSR - Carbonato de sódio residual; K⁺ - Potássio; Na⁺ - Sódio; Ca²⁺ - Cálcio; Mg²⁺ - Magnésio; Cl⁻ - Cloreto; CO₃²⁻ - Carbonato; HCO₃⁻ - Bicarbonato; NTK - Nitrogênio total Kjeldahl; P - Fósforo; Fe⁺ - Ferro; Mn⁺ - Manganês; Zn²⁺ - Zinco; Cu²⁺ - Cobre; Pb - Chumbo; Cd - Cádmio; Ni - Níquel; e Cr - Cromo.

Segundo Ayers e Westcot (1999), a faixa normal de pH da água de irrigação deve oscilar de 6,0 a 8,5, assim como a EPA (US EPA, 2012). Os valores médios de pH das diluições encontram-se dentro destes limites (variando de 8,24 em T1 a 7,40 em T5), manteve-se em faixa alcalina em todos os tratamentos característica comum em águas residuárias, o que influencia a disponibilidade de nutrientes no solo, especialmente fósforo e micronutrientes. Esses dados corroboram com os dados encontrados por Abdelraouf e Ragab (2017), Silva (2019), Paiva *et al.* (2024b, 2024a, 2025) e Pedrosa *et al.* (2024), que encontraram 7,05, 7,84, 7,73 e 7,98, respectivamente, para efluente da aquicultura. Na pesquisa envolvendo o uso de águas residuais salinas da aquicultura para irrigação de alcachofras de Jerusalém e girassóis em zonas costeiras semiáridas da China, o valor do pH do efluente foi de 8,20 (Gengmao; Mehta; Zhaopu, 2010). Para Boyd e Tucker (1998), o pH da água de viveiro da aquicultura deve ser entre 7,0 e 9,0.

Na pesquisa de Abdelraouf e Ragab (2017), a CE do efluente aquícola foi de 1,82 dS m⁻¹, sendo inferior a encontrada nesse trabalho (4,74 dS m⁻¹ EA). Já Paiva *et al.* (2024a, 2024b, 2025) mensuraram 8,22 dS m⁻¹, apresentando-se superior. Pedrosa *et al.* (2024) mensuraram 6,94 dS m⁻¹. O valor de 2,29 dS m⁻¹ para efluente aquícola foi encontrado por Chen *et al.* (2017). Boyd e Tucker (1998) recomendam valores inferiores a 1 dS m⁻¹ de qualidade de água de viveiros da aquicultura. De acordo com Ayers e Westcot (1999), afirmam que águas com elevados níveis de salinidade, CE próximas ou superiores a 3,0 dS m⁻¹, têm seu uso na irrigação condicionado a uma série de fatores, como o tipo de solo, as condições climáticas da região e o manejo da água. Nesses casos, é recomendada a utilização de culturas tolerantes à salinidade, que podem ser cultivadas de maneira mais eficiente sob tais condições. O aumento progressivo da CE com a elevação da proporção de efluente indica maior concentração de sais dissolvidos, refletindo a presença de íons como Na⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, Cl⁻ e HCO₃⁻ (Dias *et al.*, 2016).

No estudo de Gengmao, Mehta e Zhaopu (2010), o valor da RAS foi de 7,36 para o efluente da aquicultura, superior a essa pesquisa (1,33). Já para Guimarães *et al.* (2018) o valor foi de 2,26 e Pedrosa *et al.* (2024) mensuraram 17,81. Ayers e Westcot (1999) estipulam de 15,00 (mmol_c L⁻¹)^{0.5}. Em comparação com a legislação americana, os Estados Unidos da América (EUA) afirmam que o limite é 9,0 para RAS (US EPA, 2012).

A CSR apresentou-se positiva somente em T1 (1,94), e ao longo do aumento do efluente, foi havendo acréscimo negativo aos tratamentos (-4,89; -11,90; -17,00; -26,78). Portanto, com exceção de T1, todos os tratamentos a CSR foi menor que 1,25, ou seja, foi recomendável quanto ao risco de sodicidade (Almeida, 2010). No primeiro ciclo do experimento com palma forrageira miúda, o valor do CSR foi de -36,96 (Pedrosa *et al.*, 2024).

O potássio foi aumentando a medida em que foi acrescentando mais água residuária, visto que a água de abastecimento apresentou valores de 6,70 mg L⁻¹ e o tratamento com 100% de efluente aquícola foi de 28,69 mg L⁻¹. Os tratamentos T2, T3 e T4 foram 10,08, 15,61 e 20,80 mg L⁻¹, concomitantemente. Boyd e Tucker (1998) recomendam o intervalo de 1 a 10 mg L⁻¹ para água doce e valores inferiores a 400 mg L⁻¹ para água salobra. Abdelraouf (2017) encontrou valor de 35,10 mg L⁻¹ e Chen *et al.* (2017) mensuraram 24,80 mg L⁻¹ para o efluente aquícola. Já Pedrosa *et al.* (2024) o valor correspondeu a 54,60 mg L⁻¹. Bello e Abubakar (2024) mesuraram o potássio entre 11,96 a 49,43 mg L⁻¹. Ayers e Westcot (1999) e Almeida (2010) definiram como limite para água de irrigação, o valor entre 0,00 e 2,00 mg L⁻¹. A ingestão de água com excesso deste elemento pode provocar efeitos laxantes e a contaminação das águas por este metal é rara e em geral relacionada a descargas industriais (Pires; Vaitsman; Dutra, 2007).

O sódio apresentou os valores 77,14, 134,31, 76,14, 90,34 e 106,42 mg L⁻¹, para T1, T2, T3, T4 e T5, respectivamente. Boyd e Tucker (1998) definem valores entre 2 e 100 mg L⁻¹ para o sódio para cultivo em água doce e valores inferiores a 11.000 mg L⁻¹ para cultivo em água salobra. Já Abdelraouf (2017) mensurou o valor de 204,00 mg L⁻¹ para água de drenagem de piscicultura, Paiva *et al.* (2024a, 2024b, 2025) 1504,66 mg L⁻¹, Chen *et al.* (2017) 321,50 mg L⁻¹ e Pedrosa *et al.* (2024) 1315,14 mg L⁻¹ para efluente aquícola. Avaliando 13 fazendas aquícolas em Kano, Bello e Abubakar (2024) mesuraram o sódio entre 31,68 a 46,52 mg L⁻¹. Para água de irrigação, o valor máximo é de 920,00 mg L⁻¹ (< 40,00 mmolc L⁻¹) (Ayers; Westcot, 1999). O sódio em excesso nas águas para consumo, pode causar riscos para a saúde humana devido à falta de capacidade dos rins para a recepção de doses elevadas do metal ou, ainda, provocar diarreias que podem levar à desidratação (Pires; Vaitsman; Dutra, 2007).

Com relação ao cálcio, o mesmo foi aumentando com o acréscimo de efluente, sendo 12,75 mg L⁻¹ (T1), 84,88 mg L⁻¹ (T2), 142,45 mg L⁻¹ (T3), 197,65 mg L⁻¹ e 294,27 mg L⁻¹ (T5). Quando comparado com dados de qualidade de água e dos limites

aceitáveis para as concentrações de substâncias inorgânicas dissolvidas na água de viveiros da aquicultura de Boyd e Tucker (1998), os autores afirmam que este valor deve estar entre 5 e 100 mg L⁻¹ em água doce e inferior a 500 mg L⁻¹ em água salobra. Paiva *et al.* (2024a, 2024b, 2025) e Pedrosa *et al.* (2024) encontraram o valor de 368,67 mg L⁻¹ e 341,40, respectivamente para o efluente aquícola, corroborando com essa pesquisa. Chen *et al.* (2017) mensuraram o valor de 136,00 mg L⁻¹ para efluente da aquicultura em pesquisa na cidade de Yangguan, noroeste da China. Já os autores Abdelraouf e Ragab (2017) encontraram somente 1,30 mg L⁻¹ de cálcio na água de drenagem de pisciculturas para irrigação de trigo. Bello e Abubakar (2024) mesuraram o cálcio entre 18,16 a 24,35 mg L⁻¹. Ayers e Westcot (1999) recomendam que o intervalo usual na água de irrigação para o cálcio é de 400 mg L⁻¹ (20,00 mmolc L⁻¹). Em quantidades superiores, pode ser prejudicial ao uso doméstico e uso industrial, originando depósitos e incrustações, principalmente nas tubulações que transportam água quente (Gomes, 2005).

Já para dos dados de magnésio, Boyd e Tucker (1998) definiram o intervalo de 5 a 100 mg L⁻¹ para água doce e valores inferiores a 1.500 mg L⁻¹ para água salobra. Na pesquisa o valor médio é de 6,83 mg L⁻¹ para 100% de AA e 215,54 mg L⁻¹ para 100% de EA, sendo os valores de T2, T3 e T4, respectivamente, 51,06, 103,38 e 145,70 mg L⁻¹. O valor mensurado por Paiva *et al.* (2024a, 2024b, 2025), foi de 521,16 mg L⁻¹ e de Pedrosa *et al.* (2024) foi 290,04 mg L⁻¹ de efluente proveniente da aquicultura. Para Abdelraouf e Ragab (2017), o valor de magnésio foi de 0,70 mg L⁻¹. Já pra Chen *et al.* (2017) foi de 127,65 mg L⁻¹ em regiões áridas da China. Bello e Abubakar (2024) mediram o magnésio entre 2,87 a 4,70 mg L⁻¹ na Nigéria. Ayers e Westcot (1999) recomendam até 60 mg L⁻¹ (5,00 mmolc L⁻¹) para o magnésio na água de irrigação, portanto, somente os T1 e T2 foram contemplados com esse padrão. Embora o cálcio e o magnésio não sejam citados explicitamente nas legislações nacionais referente à qualidade de águas, ambos estão associados a dureza, sendo constituintes dos dentes, ossos e unhas (Pires; Vaitsman; Dutra, 2007).

O cloreto foi aumentando do T1 (99,97 mg L⁻¹) ao T5 (1081,93 mg L⁻¹). Boyd e Tucker (1998) recomendam estar entre 1 a 100 mg L⁻¹ em água doce e abaixo de 20.000 mg L⁻¹ em água salobra. Chen *et al.* (2017) mensuraram para o efluente aquícola da pesquisa na China, 785,10 mg L⁻¹. De acordo com o Comitê de Consultores da Universidade da Califórnia (UCCC), o cloreto deve se < 1.050 mg L⁻¹ (30,0 mmolc L⁻¹) (Ayers; Westcot, 1999). Um teor elevado de cloreto nas águas é forte indicativo de

poluição por excreta de humanos e/ou animais de sangue quente (Pires; Vaitsman; Dutra, 2007).

Com relação a alcalinidade através do bicarbonato (HCO_3^-) e carbonato (CO_3^{2-}), para o primeiro é recomendado estar entre 20 e 300 mg L^{-1} na maioria dos viveiros com ração e entre 50 e 300 mg L^{-1} viveiros de cultivo de camarão e tilápia, já para o segundo, os valores devem estar entre 0 a 20 mg L^{-1} (Boyd; Tucker, 1998). Os valores encontrados são de 7,60, 12,04, 11,84, 12,70 e 12,70 mg L^{-1} para carbonato e de 176,66, 195,57, 209,80, 280,56 e 333,47 mg L^{-1} de bicarbonato para a sequência de tratamentos. Paiva *et al.* (2024a, 2024b, 2025) encontraram 123,22 mg L^{-1} e 1,50 mg L^{-1} para bicarbonato e carbonato, respectivamente, em água residuária de aquicultura. Já Pedrosa *et al.* (2024) mensuraram 22,80 mg L^{-1} para carbonato e 214,11 mg L^{-1} para bicarbonato. Em pesquisa realizada em região árida da China, o bicarbonato foi de 36,04 mg L^{-1} no efluente da aquicultura (Chen *et al.*, 2017). Conforme estabelecido pela *University of California Committee of Consultants*, Ayers e Westcot (1999) definiram os valores de 3,00 mg L^{-1} (0,1 mmolc L^{-1}) para carbonato e 610,00 mg L^{-1} (10 mmolc L^{-1}) para bicarbonato. O excesso de carbonato e bicarbonato pode causar a precipitação de sais nas tubulações, o que reduz a eficiência da aplicação de água e fertilizantes, especialmente em sistemas de irrigação localizada e na prática da fertirrigação (Burt; O'Connor; Ruehr, 1998).

O nitrogênio total Kjeldahl mensurado na pesquisa, variou de 7,48 a 10,16 mg L^{-1} . Pedrosa *et al.* (2024) encontraram 4,99 mg L^{-1} para efluente da aquicultura. Para Boyd e Tucker (1998), se for Nitrogênio Total (N), o valor varia entre 5,0 a 6,0 mg L^{-1} , Nitrogênio Amoniacal Total ($\text{NH}_3 + \text{NH}_4$) deve ser menor que 0,5 mg L^{-1} , Amônio (NH_4^+) deve estar em torno de 0,2 a 2,0 mg L^{-1} , Amônia Não Ionizada (NH_3) deve ser menor que 0,1 mg L^{-1} , Nitrato (NO_3^-) entre 0,2 e 10,0 mg L^{-1} e Nitrito (NO_2^-) deve ser menor que 0,3 mg L^{-1} . Já Almeida (2010) diz que o intervalo usual na água de irrigação é de 0 a 10 mg L^{-1} para nitrato e entre 0 e 5 mg L^{-1} para amoníaco. O autor ainda reforça que o uso de águas residuárias com sistemas de irrigação localizada é problemático devido ao excesso de nutrientes, como o nitrogênio e fósforo, estimulando o crescimento de algas e outros micro-organismos.

O fósforo foi crescendo ao longo dos tratamentos, apresentando-se com 0,00 mg L^{-1} no T1, 3,60 mg L^{-1} no T2, 7,85 mg L^{-1} no T3, 11,75 mg L^{-1} no T4 e 17,69 mg L^{-1} no T5. No efluente aquícola da pesquisa de Pedrosa *et al.* (2024) o valor do fósforo foi de 1,14 mg L^{-1} . O fósforo total deve ser menor que 0,5 mg L^{-1} e o íon fosfato (PO_4^{3-}) entre

0,005 e 0,2 mg L⁻¹ como limite aceitável para as concentrações dissolvidas na água de viveiros da aquicultura (Boyd; Tucker, 1998). O fosfato na água de irrigação deve estar entre 0 e 2,0 mg L⁻¹ (Ayers; Westcot, 1999; Almeida, 2010). A presença de fósforo nas águas causa impactos sobre a qualidade e a disponibilidade dos recursos hídricos, no tocante à ocorrência da eutrofização (Quevedo; Paganini, 2018).

A dureza (CaCO₃) deve estar entre 20 a 150 mg L⁻¹ de acordo com dados de Boyd e Tucker (1998). Ocorre que os dados encontrados estão em 60,33 mg L⁻¹ para o tratamento com 100% de água de abastecimento e 1633,73 mg L⁻¹ para o tratamento com 100% de efluente da aquicultura. A dureza total de uma água representa a presença de sais de metais alcalino-terrosos (Ca, Mg, Sr) e de sais de metais pesados (Fe, Al e Mg), que podem causar inconvenientes para o consumidor ou organismos que dependem da água para sua sobrevivência (Pires; Vaitsman; Dutra, 2007). Águas muito duras são pouco recomendáveis em solos pesados e compactos, entretanto, quando se trata de recuperar solos com excessivo conteúdo de sódio, é muito aconselhável, o emprego de águas duras (Almeida, 2010).

O ferro obteve os seguintes valores: 0,014 mg L⁻¹ (T1), 0,126 mg L⁻¹ (T2), 0,083 mg L⁻¹ (T3), 0,117 mg L⁻¹ (T4) e 0,288 mg L⁻¹ (T5). Boyd e Tucker (1998) recomendam valores entre 0,05 e 0,5 mg L⁻¹ para o ferro total e 0,00 mg L⁻¹ para o íon ferroso (Fe²⁺). Paiva *et al.* (2024a, 2024b, 2025), determinaram o valor de 0,29 mg L⁻¹ de ferro para efluente aquícola e Pedrosa *et al.* (2024) o valor de 0,08 mg L⁻¹. Bello e Abubakar (2024) mesuraram valores para 13 fazendas aquícolas na Nigéria e encontraram os valores entre 0,06 a 2,49 mg L⁻¹. Já, segundo Ayers e Westcot (1999), o microelemento ferro pode apresentar concentração máxima para a água de irrigação de até 5,0 mg L⁻¹, entretanto o teor de ferro variando de 0,1 a 1,5 mg L⁻¹ apresenta grau de restrição de uso ligeira a moderada nos casos de problemas de obstrução nos sistemas de irrigação localizada. Os Estados Unidos afirmam que a água de reúso na agricultura é de 5,0 mg L⁻¹ (US EPA, 2012). Esse elemento não é tóxico às plantas em solos bem aerados, mas pode contribuir para acidificação do solo e diminuição da disponibilidade de fósforo e molibdênio. Quando aplicado via irrigação por aspersão, pode acumular-se nas plantas e nos equipamentos (Léon; Cavallini, 1999).

O manganês apresentou-se, respectivamente, com os valores de 0,000 mg L⁻¹, 0,017 mg L⁻¹, 0,010 mg L⁻¹, 0,009 mg L⁻¹ e 0,019 mg L⁻¹. Boyd e Tucker (1998) afirmam que o íon de manganês deve ser 0,00 mg L⁻¹ e o manganês total deve estar entre 0,05 e 0,2 mg L⁻¹, o que corrobora com Ayers e Westcot (1999) que recomendam

o valor de até 0,20 mg L⁻¹. Paiva *et al.* (2024a, 2024b, 2025), determinaram o valor de 0,02 mg L⁻¹ e Pedrosa *et al.* (2024) o valor de 0,03 mg L⁻¹ de manganês para efluente aquícola. Com relação a qualidade de água de irrigação relacionada à fitotoxicidade das plantas, Léon e Cavallini (1999) afirmam que é tóxico à várias culturas em concentrações muito baixas e que ocorre normalmente em solos ácidos.

O zinco foi de 0,005 mg L⁻¹ em T1, 0,031 mg L⁻¹ em T2, 0,030 mg L⁻¹ em T3 e T4 e 0,043 mg L⁻¹ em T5. Boyd e Tucker (1998) definiram para íon de zinco valores inferiores a 0,01 mg L⁻¹ e zinco total, valores entre 0,01 e 0,05 mg L⁻¹. Ayers e Westcot (1999) afirmam que o zinco pode apresentar concentrações máximas recomendáveis para a água de irrigação de até 2,0 mg L⁻¹. Na pesquisa de Abdelraouf (2017) no Egito, o mesmo encontrou o valor de 1,20 mg L⁻¹ para água de reúso aquícola. Em Kano, Bello e Abubakar (2024) apresentaram os valores entre 7,05 e 7,87 mg L⁻¹. Em outra pesquisa usando efluente da aquicultura como fertirrigação, o valor foi 0,04 mg L⁻¹ (Pedrosa *et al.*, 2024). Na US EPA (2012) o valor máximo é de 2,0 mg L⁻¹. Esse elemento é tóxico à muitas plantas em variadas concentrações, mas sua toxicidade é reduzida com pH > 6 e em solos de boa textura e orgânicos (Léon; Cavallini, 1999). Entretanto, nos solos, do mesmo modo que o magnésio, sua carência causa clorose nas folhas (Pires; Vaitsman; Dutra, 2007).

O valor máximo do cobre foi de 0,008 mg L⁻¹ no T5, mesmo assim foi menor que o limite de toxidez (0,20 mg L⁻¹) para plantas em soluções nutritivas (Ayers; Westcot, 1999). Boyd e Tucker (1998) recomendam limite inferior a 0,005 mg L⁻¹ para íon de cobre e o intervalo de 0,005 a 0,01 mg L⁻¹ para cobre total como aceitável para as concentrações de cobre na água de viveiros da aquicultura. O valor encontrado por Abdelraouf e Ragab (2017) foi de 0,03 mg L⁻¹ para efluente de piscicultura. Já Pedrosa *et al.* (2024) mensuraram 0,02 mg L⁻¹. Nos EUA, o limite definido é de 0,2 mg L⁻¹ (US EPA, 2012).

O chumbo foi 0,000 mg L⁻¹ em T1, T2 e T3, 0,004 mg L⁻¹ em T4 e 0,028 mg L⁻¹ em T5. O teor de chumbo variou de 0,003 a 0,008 mg L⁻¹ na pesquisa de Barszcz e Sidoruk (2024) na Polônia. Em Mossoró, o valor do chumbo do efluente aquícola foi de 0,07 mg L⁻¹ (Pedrosa *et al.*, 2024). Estes valores médios também foram inferiores ao limite de 5,0 mg L⁻¹ para irrigação de cultivos agrícolas, pois em altas concentrações podem inibir o crescimento celular (Ayers; Westcot, 1999). O conteúdo máximo permitido de chumbo na água na Diretiva 2002/32 é de 0,005 mg L⁻¹ (Directive, 2002), enquanto que na US EPA (2012) é de 5,0 mg L⁻¹.

Em relação a irrigação de cultivos agrícolas, o cádmio apresentou valores médios de concentrações inferiores ao limite de $0,01 \text{ mg L}^{-1}$ estabelecido por Ayers e Westcot (1999), visto que todos os tratamentos apresentaram valor $0,000 \text{ mg L}^{-1}$. O maior teor de cádmio foi encontrado na água que abastece uma fazenda de trutas ($0,005 \text{ mg L}^{-1}$), enquanto na água que flui para as outras seis fazendas de peixes, foi de $0,001 \text{ mg L}^{-1}$, na Polônia (Barszcz; Sidoruk, 2024). Pedrosa *et al.* (2024) encontrou $0,03 \text{ mg L}^{-1}$ de cádmio em efluente da aquicultura. O conteúdo máximo permitido de cádmio na água na Diretiva 2002/32 é de $0,005 \text{ mg L}^{-1}$ (Directive, 2002) e na Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos é de $0,01 \text{ mg L}^{-1}$ (US EPA, 2012). Léon e Cavallini (1999) defendem que esses limites conservadores do cádmio são indicados devido ao seu potencial de acumulação, tanto na planta como no solo.

O níquel também foi $0,000 \text{ mg L}^{-1}$ em todos os tratamentos. Ayers e Westcot (1999) recomendam até $0,2 \text{ mg L}^{-1}$ na água de irrigação. Os valores corroboram com Abdelraouf (2017) que também não encontrou níquel no efluente de aquicultura. Pedrosa *et al.* (2024) encontrou somente $0,02 \text{ mg L}^{-1}$. Para a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos o limite é de $0,2 \text{ mg L}^{-1}$ (US EPA, 2012). Léon e Cavallini (1999) dizem que a sua toxicidade é reduzida em solos com pH neutro ou alcalino.

Por fim, o cromo variou entre $0,001 \text{ mg L}^{-1}$ e $0,010 \text{ mg L}^{-1}$, do T1 ou T5. Ayers e Westcot (1999) recomendam o limite máximo de $0,1 \text{ mg L}^{-1}$ para o cromo na água de irrigação. Abdelraouf (2017) não encontrou cromo em seu efluente aquícola e Pedrosa *et al.* (2024) encontrou somente $0,01 \text{ mg L}^{-1}$. Para Léon e Cavallini (1999) esse elemento não é reconhecido como essencial ao crescimento das plantas, sendo que seus limites conservadores são recomendados devido à falta de conhecimento de sua toxicidade.

Portanto, o efluente aquícola necessita de monitoramento quanto ao reúso agrícola e florestal por apresentaram os valores de CE, Mg^{2+} , Cl^- , CO_3^{2-} e P superiores aos valores recomendados pela literatura para água de irrigação, necessitando de manejo adequado e aplicação em culturas tolerantes a essas substâncias. Todavia as diferentes proporções de água de abastecimento e efluente aquícola, demonstram alterações significativas nos parâmetros físico-químicos, refletindo diretamente no potencial fertilizante da água, principalmente quanto ao incremento de N, P, K^+ , Ca^{2+} e Mg^{2+} .

Análise das diluições do efluente da aquicultura quanto à salinidade, sodicidade e toxicidade

O uso de águas salobras ou salinas em diferentes tipos de cultivos, a chamada agricultura bioassalina, é praticada em diferentes regiões do mundo, principalmente, as áridas e semiáridas. Todavia a utilização dessas águas deve, obrigatoriamente, obedecer a critérios técnicos, sempre avaliando a qualidade, o tipo de solo a ser cultivado e a planta, que deverá apresentar tolerância ou resistência a certa quantidade de sais (Voltolini *et al.*, 2022), a fim de minimizar os impactos ambientais de degradação e desertificação ao solo que recebe essa água (Santos *et al.*, 2020).

Sabe-se que toda água usada na irrigação contém sais dissolvidos, entretanto a qualidade da água do ponto de vista agrícola, é um termo que se utiliza para indicar a conveniência ou limitação de seu uso para fins de irrigação (Cordeiro, 2001). Nesse caso, quanto ao uso na irrigação, a qualidade das águas foi avaliada sob três aspectos fundamentais: salinidade (C), sodicidade (S) e toxicidade (T).

O efeito da salinidade é de natureza osmótica podendo afetar diretamente o rendimento das culturas, visto que quanto maior a salinidade da água, menor será o efeito dispersante do sódio, uma vez que os sais atuam no solo de maneira oposta ao sódio, ou seja, os sais presentes na solução do solo têm efeito floculante, aumentando a infiltração (Ayers; Westcot, 1999). Já a sodicidade se refere ao efeito relativo do sódio da água de irrigação tendendo a elevar a PST, com danos nas suas propriedades físico-químicas, provocando problemas de infiltração, de acordo com os mesmos autores.

Assim, a CE é um bom índice de salinidade, enquanto a RAS é o risco de sodicidade da água de irrigação (Murtaza *et al.*, 2021). De acordo com o Laboratório de Salinidade dos Estados Unidos (Richards, 1969), as águas com salinidade são classificadas em quatro categorias à medida que aumenta a concentração de sais e, consequentemente, sua condutividade elétrica, recebendo denominações sucessivas de C1, C2, C3 e C4, sendo risco baixo ($< 0,25 \text{ dS m}^{-1}$), médio ($0,25-0,75 \text{ dS m}^{-1}$), alto ($0,75-2,25 \text{ dS m}^{-1}$) e muito alto ($> 2,25 \text{ dS m}^{-1}$), respectivamente. Já Ayers e Westcot (1999) classifica em nenhum ($< 0,7 \text{ dS m}^{-1}$), moderado ($0,7-3,0 \text{ dS m}^{-1}$) e severo ($> 3,0 \text{ dS m}^{-1}$).

Nesse sentido, a sodicidade também apresenta quatro categorias, conforme Richards (1954), sendo água com baixa concentração de sódio (S1), concentração de sódio média (S2), água com alto conteúdo de sódio (S3) e água com conteúdo de sódio muito elevado (S4). Todavia, Ayers e Westcot (1999) apresentaram problemas de

infiltração no solo causados pela sodicidade da água quanto ao perigo de sódio, restringindo-se a três classes de sodicidade, obtidas relacionando-se a RAS com a salinidade da água de irrigação (Tabela 4).

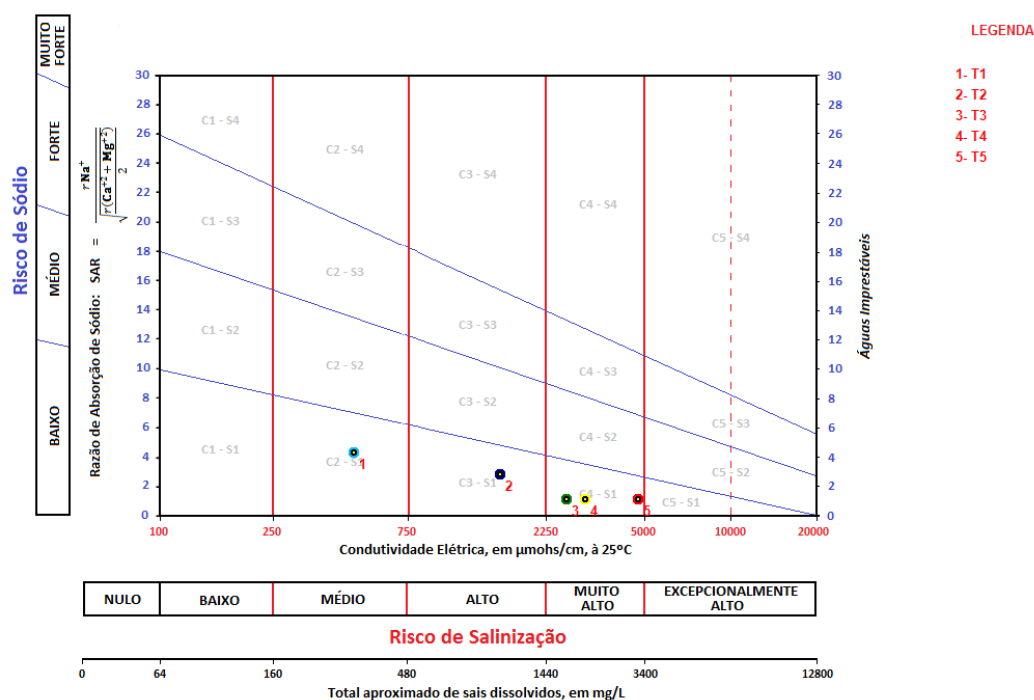
Tabela 4. Riscos de problemas de infiltração no solo causados pela sodicidade da água.

RAS	Classes de sodicidade		
	Sem problemas	Problemas crescentes	Problemas severos
		CE (dS m ⁻¹)	
0-3	> 0,70	0,70-0,20	< 0,20
3-6	> 1,20	1,20-0,30	< 0,30
6-12	> 1,90	1,90-0,50	< 0,50
12-20	> 2,90	2,90-1,30	< 1,30
20-40	> 5,00	5,00-2,90	< 2,90

Fonte: Adaptado de Ayers e Westcot (1999).

Calculando o CSR como medida de sodicidade, sabe-se que as precipitações de cálcio e magnésio como carbonato são completas, quando na água de irrigação, as concentrações de carbonato e de bicarbonato superam a soma das concentrações de cálcio e magnésio, sendo $CSR < 1,25$ (recomendável), CSR entre 1,25 e 2,5 (pouco recomendável) e $CSR > 2,5$ (não recomendável) (Almeida, 2010).

De acordo com a metodologia de Richards (1954), o T1 foi classificado como C2S1, ou seja, água de médio risco de salinidade e baixo risco de sodicidade, que pode ser usada sempre que houver um grau moderado de lixiviação e em culturas com moderada tolerância aos sais, em muitos casos, sem necessidade de práticas especiais de controle da salinidade. Já T2 foi classificado como C3S1, obtendo alto risco de salinidade e baixa concentração de sódio, não podendo ser usada em solos com drenagem deficiente e mesmo com drenagem adequada, podem ser necessárias práticas especiais para controle de salinidade e só deve ser aplicada para irrigação de plantas tolerantes aos sais. Entretanto, os tratamentos T3, T4 e T5 foram classificados como C4S1, com risco muito alto de salinidade e baixo perigo de sodificação, ou seja, não podem ser usadas em condições normais, apenas ocasionalmente, em circunstâncias muito especiais, tais como em solos muito permeáveis e plantas altamente tolerantes aos sais. Portanto, as diluições de água de abastecimento com efluente aquícola, apresentaram restrições ao uso na irrigação com ao perigo de salinização do solo (Figura 5).



Fonte: Autoria própria (2025).

Figura 5. Diagrama de classificação de água para irrigação dos tratamentos pela USSL, no município de Mossoró, estado do Rio Grande do Norte, Brasil.

Como todos os tratamentos foram classificados em S1, podem ser usadas para irrigação em quase todos os solos, com pouco perigo de desenvolvimento de problemas de sodificação (Cordeiro, 2001). Quanto maior a RAS e a CE, menos apropriada a água será para irrigação, pois o Na^+ substitui o Ca^{2+} e Mg^{2+} adsorvidos no solo, tendo implicação sobre o processo de salinização, tornando-se impróprias para o uso na irrigação, sendo necessário o monitoramento dos parâmetros para evitar a salinização do solo (Braga *et al.*, 2020).

Águas com valores de RAS elevados implicam em diminuição da permeabilidade do solo, onde para viabilizar o uso de águas com elevada salinidade, é necessário adotar práticas especiais de manejo da água e do solo, visando o controle da salinidade, como a drenagem e o uso de lâminas de lixiviação. Nesse contexto, é possível irrigar culturas moderadamente sensíveis à salinidade, como abóbora, alface, batata-doce, melancia, melão, milho, girassol e mamona, utilizando essas águas de forma eficiente (Ayers; Westcot, 1999).

Com relação a classificação de Ayers e Westcot (1999), a água de abastecimento apresenta nenhum risco de salinidade, todavia, apresentam problemas crescentes de sodicidade. Já as diluições 25% EA + 75% AA (T2) e 50% EA + 50% AA (T3)

classificaram-se como moderado risco de salinidade e sem problemas de sodicidade. Por fim, a diluição de 75% EA + 25% AA (T4) e 100% de EA (T5) apresentaram severo risco de salinidade e sem problemas de sodicidade (Tabela 5).

Em estudo similar envolvendo a avaliação dos impactos da irrigação com águas residuais da aquicultura na irrigação de pomares de tamareiras na Arábia Saudita, as análises da qualidade da água mostraram a maior salinidade o valor de $3,31 \text{ dS m}^{-1}$ em uma fazenda, enquanto todas as outras 11 fazendas não apresentaram riscos de salinidade, sodicidade ou alcalinidade (Al-Wabel *et al.*, 2024).

O efeito de sais sobre as características químicas e físicas dos solos irrigados é fundamental para a manutenção da capacidade produtiva desses solos e, provavelmente, para a sustentabilidade da agricultura irrigada. No entanto, a avaliação da viabilidade da utilização de água para irrigação requer a consideração das condições químicas da água no momento da análise, bem como das propriedades físico-químicas dos solos onde ela será aplicada, além da suscetibilidade ou resistência das plantas ou cultivos a serem irrigados, bem como as características hidráulicas do emissor e do método de irrigação (Cordeiro, 2001).

Continuando, com exceção de T1, as diluições foram aptas ou recomendáveis para irrigação, do ponto de vista do CSR (Tabela 5). No caso de excesso de CO_3^{2-} e HCO_3^- com a evapotranspiração, a solução do solo fica mais concentrada e parte do Ca^{2+} e Mg^{2+} da solução precipitam como carbonatos de cálcio e ou de magnésio, permanecendo no solo carbonato de sódio solúvel e sódio adsorvido nos colóides (Cordeiro, 2001). Almeida (2010) diz que por vezes o carbonato de sódio se forma no próprio local a partir do gás carbônico atmosférico do solo e do sódio contido neste. O uso prolongado de água com alto CSR leva ao acúmulo de sódio no solo, o que altera as propriedades físicas e químicas dos solos (Murtaza *et al.*, 2021).

Tabela 5. Risco de salinidade e sodicidade da água de irrigação da pesquisa de acordo com as classificações de Richards (1954), Ayers e Westcot (1999) e Eaton (1950).

Coletas	Tratamentos	CE ds m ⁻¹	RAS	CSR	Richards (1954)	Ayers e Westcot (1999)	Eaton (1950)
16/12/2022	T1	0,51	4,40	1,60	C2-S1	N-PC	PR
	T2	1,66	3,70	-5,55	C3-S1	M-SP	R
	T3	2,75	0,79	-14,81	C4-S1	M-SP	R
	T4	3,29	0,86	-16,42	C4-S1	S-SP	R
	T5	4,89	1,02	-28,01	C4-S1	S-SP	R
14/06/2023	T1	0,45	5,36	2,17	C2-S1	N-PC	PR
	T2	1,44	3,50	-4,27	C3-S1	M-SP	R
	T3	2,52	0,32	-12,90	C4-S1	M-SP	R
	T4	3,79	0,35	-20,70	C4-S1	S-SP	R
	T5	5,16	0,05	-34,63	C4-S1	S-SP	R
27/07/2023	T1	0,54	5,83	1,55	C2-S1	N-PC	PR
	T2	1,80	3,17	-4,54	C3-S1	M-SP	R
	T3	2,33	0,58	-14,73	C4-S1	M-SP	R
	T4	1,67	0,70	-22,47	C3-S1	M-SP	R
	T5	4,33	0,50	-35,35	C4-S1	S-SP	R
22/09/2023	T1	0,43	2,45	2,33	C2-S1	N-PC	PR
	T2	1,37	1,53	-8,88	C3-S1	M-SP	R
	T3	2,33	1,70	-13,23	C4-S1	M-SP	R
	T4	2,67	1,70	-18,51	C4-S1	M-SP	R
	T5	4,33	1,80	-27,27	C4-S1	S-SP	R
08/12/2023	T1	0,46	4,12	2,07	C2-S1	N-PC	PR
	T2	1,50	2,79	-1,22	C3-S1	M-SP	R
	T3	3,33	3,30	-3,85	C4-S1	S-SP	R
	T4	4,00	3,02	-6,91	C4-S1	S-SP	R
	T5	5,00	2,94	-8,65	C4-S1	S-SP	R
Média	T1	0,48	4,43	1,94	C2-S1	N-PC	PR
	T2	1,55	2,94	-4,89	C3-S1	M-SP	R
	T3	2,65	1,34	-11,90	C4-S1	M-SP	R
	T4	3,08	1,33	-17,00	C4-S1	S-SP	R
	T5	4,74	1,33	-26,78	C4-S1	S-SP	R

Fonte: Adaptado de Eaton (1950), Richards (1954) e Ayers e Westcot (1999).

Nota: T1 - 100% AA; T2 - 75% AA + 25% EA; T3 - 50% AA + 50% EA; T4 - 25% AA + 75% EA; e T5 - 100% EA; CE – Condutividade elétrica; RAS – Razão de adsorção de sódio; CSR – Carbonato de sódio residual; C1 – Risco baixo de salinidade; C2 – Risco médio de salinidade; C3 – Risco alto de salinidade; C4 – Risco muito alto de salinidade; S1 – Baixa concentração de sódio; S2 – Média concentração de sódio; S3 – Alto conteúdo de sódio; S4 – Muito elevado conteúdo de sódio; N – Nenhum risco de salinidade; M – Moderado risco de salinidade; S – Severo risco de salinidade; SP – Sem problemas de sodicidade; PC – Problemas crescentes de sodicidade; PS – Problemas severos de sodicidade; R – Recomendável; PR – Pouco recomendável; NR – Não recomendável.

Os tratamentos apresentaram classificação de RAS, os tratamentos T3, T4 e T5 não são capazes de causar danos ao rendimento das culturas, sejam as extremamente sensíveis (2-8), sensíveis (9-18), intermediárias (19-46) e tolerantes (47-102), sendo, portanto, adequada ao cultivo destas. Mas o T1 e T2 apresenta restrições as plantas extremamente sensíveis (Pearson, 1960; Maas, 1990).

No entanto, a toxicidade do sódio sobre as plantas dos tratamentos T1, T3, T4 e T5 não causam danos foliares nem às plantas sensíveis, por ter o sódio < 115 mg L⁻¹. Já o T2, causa danos foliares às plantas sensíveis e moderadamente sensíveis, por

apresentar o sódio entre 115 e 230 mg L⁻¹ (Tabela 1). Assim, o efluente diluído não é capaz de ocasionar algum grau de lesão foliar para plantas moderadamente tolerantes (231-460 mg L⁻¹) e tolerantes (> 460 mg L⁻¹), segundo Pearson (1960) e Maas (1990).

Considerando a toxicidade de íons específicos como sódio e cloreto, proposto por UCCC, para irrigação de superfície ou por aspersão, o sódio ideal é < 3,0 de RAS. No caso de o valor ficar entre 3,0 e 9,0 de RAS, é considerado moderado grau de restrição de uso e > 9,0, grau severo. Assim, com exceção de T1 que apresentou grau moderado (4,43), os tratamentos apresentaram nenhum grau de restrição de uso, visto que apresentou os seguintes valores para RAS: 2,94, 1,34, 1,33 e 1,33. Ao analisar o cloreto, para não causar nenhuma toxicidade, deve-se obter < 4,0 mmolc L⁻¹ (141,00 mg L⁻¹). Assim, somente T1 está contemplado, por ter valor 99,97 mg L⁻¹. No intervalo de 4,00 a 10,00 mmolc L⁻¹ (106,00 a 355,00 mg L⁻¹), o grau é moderado e > 10,00 mmolc L⁻¹ é forte. Assim, T2, T3, T4 e T5 apresentam grande restrição de uso na irrigação por superfície e por aspersão, pois é > 10,00 mmolc L⁻¹, para irrigação por superfície e > 3,00 mmolc L⁻¹, para irrigação por aspersão, visto que os valores foram 475,03, 627,94, 787,94 e 1081,93 mg L⁻¹. Sobre efeitos diversos que afetam culturas suscetíveis o pH possui faixa ideal entre 6,5 e 8,4, onde todos os tratamentos são atendidos (Ayers; Westcot, 1999).

Com relação a qualidade da água de acordo com o risco de dano físico a sistemas de irrigação localizada, é fundamental que seja analisado o risco de obstrução física, visto que em casos mais graves, pode resultar na necessidade de substituição de tubulações e emissores em curto período de tempo, com impactos econômicos para o produtor (Nakayama; Bucks, 1986). Com base nos mesmos autores, observa-se que o pH acima de 8,0 tem risco de dano alto (T1) e o pH entre 7,0 e 8,0 tem risco de dano médio (T2, T3, T4 e T5). Sobre o ferro se o valor for < 0,1 mg L⁻¹, seria baixo (T1 e T3) e entre 0,1 e 1,5 mg L⁻¹ seria médio risco (T2, T4 e T5). Considerando o manganês, que possui os mesmos intervalos que o ferro, todos os tratamentos teriam baixo risco de dano. Essa análise foi com base nos parâmetros químicos pH, manganês e ferro total. Entretanto, os parâmetros químicos abrangem também os sólidos dissolvidos e sulfato de hidrogênio; parâmetro físico, os sólidos suspensos; e parâmetro biológico, a população de bactérias.

Finalmente, a palma forrageira é uma das espécies que tem apresentado resultados interessantes nas condições de baixíssima precipitação pluvial, recorrendo-se a irrigação em momentos de estresse hídrico, de forma sazonal e estratégica, sempre

baseada na evapotranspiração (Voltolini *et al.*, 2022). Os autores ainda reforçam que é inegociável, para praticar a agricultura bioassalina, a escolha de um solo mais arenoso e de excelente drenagem, associado ao uso de práticas como cobertura morta e uso de matéria orgânica, na busca de melhor condicionamento do solo para melhor desenvolvimento da cultura. Visto que, as diluições de efluente aquícola, apresentaram restrições ao uso na irrigação com ao perigo de salinização do solo.

Análise multivariada das diluições do efluente da aquicultura

Matriz de correlação

Após estatística descritiva, foi feita a matriz de correlação de Pearson, onde foram retiradas as variáveis ânions, cátions, dureza e CSR devido à multicolinearidade que é a presença de um alto grau de correlação entre as variáveis independentes (Freund; Wilson; Sa, 2006), visto que apresentaram correlação de 0,99, 0,98, 0,98 e -0,98, respectivamente. Também foram removidas as variáveis chumbo, cádmio e níquel por seus valores serem, na sua maioria, zero ou muito próximo de zero (Tabela 6).

Tabela 6. Matriz de correlação de Pearson obtida a partir dos dados originais dos atributos físico-químicos das diluições dos tratamentos utilizados para a irrigação da *Nopalea cochenillifera* (L.) Salm-Dyck, no município de Mossoró, estado do Rio Grande do Norte, Brasil.

Variáveis	pH	CE	K ⁺	Na ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Cl ⁻	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	N	P	RAS	Fe ⁺	Mn ⁺	Zn ²⁺	Cu ²⁺	Cr
pH	1,00																
CE	-0,59	1,00															
K ⁺	-0,38	0,55	1,00														
Na ⁺	-0,17	0,11	-0,45	1,00													
Ca ²⁺	-0,48	0,82	0,59	-0,04	1,00												
Mg ²⁺	-0,45	0,72	0,81	-0,36	0,87	1,00											
Cl ⁻	-0,39	0,65	0,76	-0,23	0,91	0,93	1,00										
CO ₃ ²⁻	-0,19	0,44	0,45	-0,04	0,19	0,25	0,27	1,00									
HCO ₃ ⁻	-0,55	0,67	0,51	-0,06	0,75	0,72	0,64	0,17	1,00								
N	-0,14	0,27	-0,35	0,43	0,08	-0,04	-0,10	-0,08	0,09	1,00							
P	-0,44	0,77	0,62	-0,07	0,96	0,80	0,87	0,20	0,71	-0,08	1,00						
RAS	0,34	-0,59	-0,60	0,49	-0,73	-0,80	-0,79	-0,43	-0,54	-0,02	-0,68	1,00					
Fe ⁺	-0,34	0,52	0,81	-0,51	0,59	0,84	0,72	0,34	0,47	-0,29	0,54	-0,61	1,00				
Mn ⁺	-0,14	0,25	0,43	-0,29	0,38	0,51	0,55	0,19	0,21	0,03	0,24	-0,51	0,49	1,00			
Zn ²⁺	-0,33	0,46	0,74	-0,32	0,66	0,77	0,85	0,41	0,32	-0,26	0,63	-0,72	0,76	0,70	1,00		
Cu ²⁺	-0,33	0,61	0,75	-0,20	0,77	0,81	0,88	0,33	0,52	-0,14	0,73	-0,66	0,64	0,52	0,78	1,00	
Cr	-0,23	0,57	0,73	-0,18	0,67	0,64	0,72	0,34	0,47	-0,26	0,71	-0,42	0,57	0,40	0,62	0,82	1,00

*Valores destacados em negrito são significativos a 5% de probabilidade.

Fonte: Elaborado pela autora (2025).

Dito isso, observou-se que na matriz de correlação para os atributos das diluições dos tratamentos utilizados para a irrigação da *Nopalea cochenillifera* (L.) Salm-Dyck mostrou forte correlação da variável Ca^{2+} com P ($r=0,96$) e Cl^- ($r=0,91$) e da variável Mg^{2+} com Cl^- ($r=0,93$), todas positivas. A variável Ca^{2+} também se correlacionou positivamente com Mg^{2+} ($r=0,87$), Cu^{2+} ($r=0,77$) e HCO_3^- ($r=0,75$) e negativamente com RAS ($r=-0,73$). O Mg^{2+} também se correlacionou de maneira positiva com Fe^+ ($r=0,84$), Cu^{2+} ($r=0,81$), P ($r=0,80$), Zn^{2+} ($r=0,77$) e HCO_3^- ($r=0,72$) e negativa com RAS ($r=-0,80$).

A variável CE se correlacionou positivamente com Ca^{2+} ($r=0,82$), P ($r=0,77$) e Mg^{2+} ($r=0,72$). Já o K^+ obteve correlação positiva com Mg^{2+} ($r=0,81$), Fe^+ ($r=0,81$), Cl^- ($r=0,76$), Cu^{2+} ($r=0,75$), Zn^{2+} ($r=0,74$) e Cr ($r=0,73$). O Cl^- se correlacionou positivamente com P ($r=0,87$), Cu^{2+} ($r=0,88$), Zn^{2+} ($r=0,85$), Fe^+ ($r=0,72$) e Cr ($r=0,72$) e apresentou correlação negativa com RAS ($r=-0,79$). O HCO_3^- obteve correlação significativa com P ($r=0,71$). Já o P, correlacionou com Cu^{2+} ($r=0,73$) e Cr ($r=0,71$). Todas as correlações da RAS foram negativas, com expressão para correlação com Zn^{2+} ($r=-0,72$).

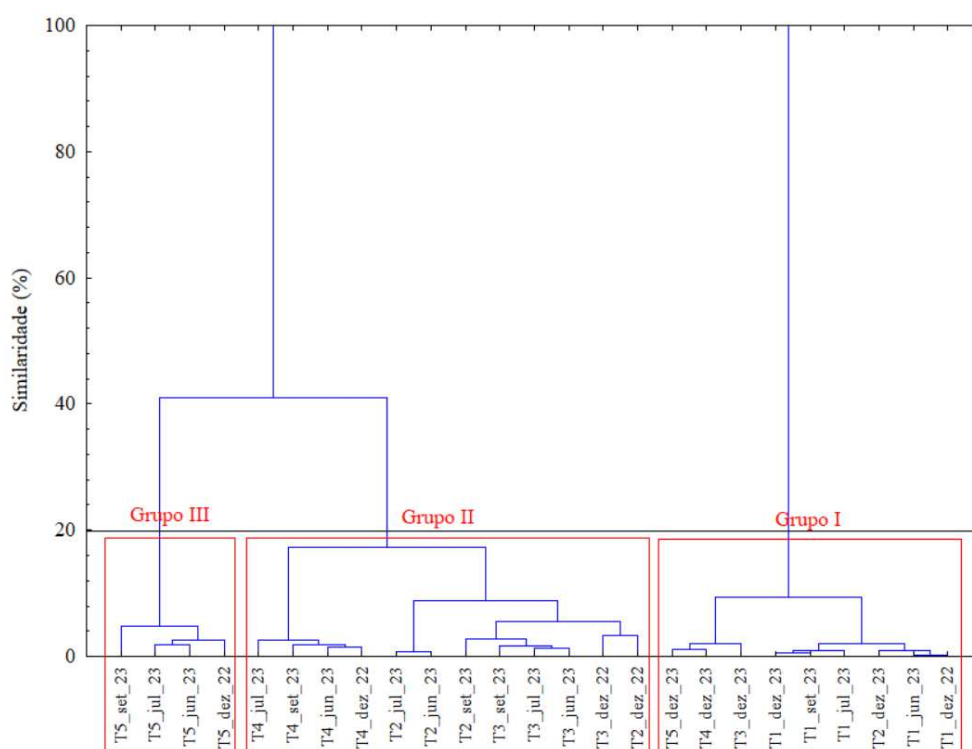
Os micronutrientes e os metais obtiveram correlação entre si, ao passo que o Fe^+ se correlacionou positivamente com Zn^{2+} ($r=0,76$), o Mn^+ também se correlacionou com o Zn^{2+} ($r=0,70$), o Zn^{2+} se correlacionou com o Cu^{2+} ($r=0,78$) e este se correlacionou com o Cr ($r=0,82$).

Essas correlações mostram que a medida que a RAS aumenta, todas variáveis diminuem, com exceção do pH e nitrogênio que não apresentam correlação. Os micronutrientes e os metais pesados obtiveram correlação positiva entre si, o que exhibe que a medida que um aumenta o outro cresce também. Isso corrobora com a tabela periódica, que os concentra no quarto período, sendo todos metais de transição (Leal, 2015). Cabe mencionar que o comportamento biogeoquímico das variáveis removidas (cádmio, chumbo e níquel), além do cobre e zinco são semelhantes (Maas, 1990)

À medida que o teor de fósforo aumenta, o cálcio, o cloreto, o magnésio, além do bicarbonato, também aumentam. De acordo com Cordeiro (2001), os íons predominantemente encontrados nas águas de irrigação são: Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , HCO_3^- , e Cl^- .

Agrupamento

O dendrograma vertical (Figura 6) permitiu a formação de três grupos (I, II e III) a 20% de similaridade com as 17 variáveis consideradas. O grupo I foi composto pelos tratamentos T1 nas cinco coletas (dez/22, jun/23, jul/23, set/23 e dez/23) e pela última coleta dos tratamentos T2, T3, T4 e T5, influenciados pelas variáveis cloreto, RAS, zinco e cobre. Já o grupo II, agrupou T2, T3 e T4 nas 1^a, 2^a, 3^a e 4^a coletas, onde a variável fósforo influenciou na formação deste grupo. Finalmente o grupo III ficou composto por T5 na 1^a, 2^a, 3^a e 4^a coletas, o qual teve sua formação influenciado pelas variáveis cálcio, cloreto, bicarbonato e cromo.



Fonte: Elaborado pela autora (2025).

Figura 6. Análise de agrupamento para os grupos dos atributos físico-químicos das diluições dos tratamentos utilizados para a irrigação da *Nopalea cochenillifera* (L.) Salm-Dyck, no município de Mossoró, estado do Rio Grande do Norte, Brasil.

Isso mostra que pode haver uma diferença perceptível nos resultados das amostras colhidas, de acordo, principalmente, com a quantidade de efluente na amostra. Independente da época do ano, o T1 foi agrupado no grupo I, sugerindo que os parâmetros da água de abastecimento pouco são influenciados pelo tempo. Nota-se que o T5, com exceção de T5 (dez/23), também forma um sistema diferenciado, sem conexão com os demais tratamentos, devido a maior quantidade de efluente.

Embora as águas coletadas no T1 tenham resultados qualitativos e quantitativos extremamente semelhantes quanto às características físico-químicas, convém realizar coletas ao longo do experimento, uma vez que, os fatores ambientais, devido a ações antrópicas ou mesmo naturais, podem mudar a qualidade da água e do efluente. Vale lembrar que a semelhança decorre do conjunto de resultados e não de um resultado individual.

Análise de Componentes Principais

Os resultados da ACP apresentaram os autovalores que explicaram acima de 70% da variância acumulada, auxiliando na identificação das variáveis mais relevantes. As variáveis na horizontal e mais próximas do círculo são consideradas mais importantes. Dito isso, observa-se que no Componente 1-2 o Mg^{2+} e Cl^- atendem a esses dois critérios, já a RAS foi mais expressiva por estar na horizontal. Outras variáveis como Ca^{2+} e CE também possuem relevância por estarem próximas ao círculo (Figura 7).

No quadrante superior direito, T2, T3, T4 e T5 (dez/23), T2 (jul/23), T3 e T4 (set/23) se destacam para valores de N e Na^+ . A RAS é relevante para T1 e T2, onde apresenta maiores valores. No quadrante superior esquerdo comporta as variáveis P e Ca^{2+} que são relevantes para T5 (dez/22).

Destaca-se o incremento nos teores de macronutrientes essenciais, Ca^{2+} e Mg^{2+} , nos tratamentos com maior proporção de efluente. O cálcio e magnésio desempenham papel fundamental na estrutura do solo e em processos fisiológicos das plantas. A presença desses nutrientes na água pode reduzir parcialmente a necessidade de fertilizantes minerais, aumentando a eficiência do sistema produtivo (Malavolta, 2006).

O N e o P também apresentaram incremento significativo nos tratamentos com maior participação do efluente, evidenciando o fornecimento contínuo desses nutrientes via água de irrigação. Essa disponibilidade gradual favorece maior eficiência de absorção pelas plantas e reduz perdas por lixiviação, característica típica de sistemas de fertirrigação bem manejados (Mainardis *et al.*, 2022).

No quadrante inferior direito, o pH foi mais elevado para T1 (dez/22, jun/23, set/23, dez/23), que é inversamente proporcional às variáveis como CE e HCO_3^- . Já no quadrante inferior esquerdo, Cr e Cu^{2+} foi mais expressivo para T5 (jul/23), enquanto que para o mesmo tratamento, na coleta anterior (jun/23) valores de Fe^+ , K^+ e Zn^{2+} se sobressaem.

O pH mantendo-se na faixa alcalina pode interferir na disponibilidade de nutrientes, especialmente fósforo e micronutrientes, exigindo ajustes no manejo da adubação e reforçando o papel da água como agente modificador da química do solo (Bernardo *et al.*, 2019).

O aumento progressivo da CE com a elevação da proporção de efluente indica maior concentração de sais dissolvidos, refletindo a presença de íons como Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Cl^- e HCO_3^- . Esses elementos, além de influenciarem a salinidade do solo, também participam de processos nutricionais das plantas, evidenciando que a água de irrigação contribui diretamente para o fornecimento de nutrientes (Ayers; Westcot, 1999).

Geralmente, os parâmetros de qualidade da água, como os cátions (Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+), os ânions (Cl^- , SO_4^{2-} , HCO_3^- , CO_3^{2-} , NO_3^-) e metais pesados são indicadores do uso de água potável. Já índices de qualidade da água como razão de adsorção de sódio (RAS), porcentagem de sódio (PST) e carbonato de sódio residual (RSC), são frequentemente usados para determinar a qualidade da água para irrigação (Gautam *et al.*, 2015).

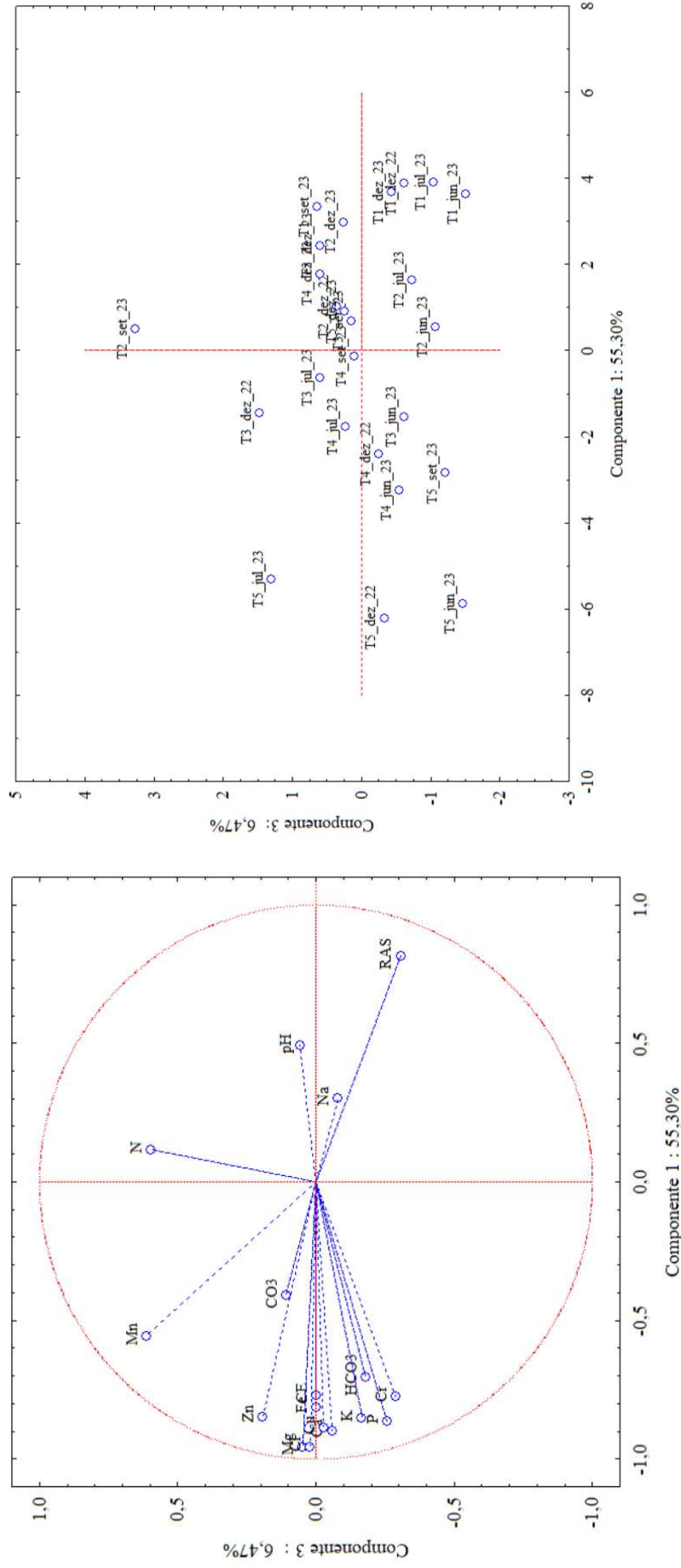
No Componente 1-3, as variáveis mais importantes também foram Mg^{2+} e Cl^- por estarem mais próximas ao círculo e Cu^{2+} e Ca^{2+} foram expressivas por estarem na horizontal (Figura 8).

O quadrante superior direito foi formado por N (T2 set/23) e pH nos tratamentos T1 (set/23), T2 (dez/22 e dez/23), T3 (set/23 e dez/23), T4 (set/23 e dez/23) e T5 (set/23 e dez/23). Já no quadrante superior esquerdo agregou Mn^+ , CO_3^{2-} , Zn^{2+} , CE, Fe^+ , Mg^{2+} e Cl^- , importante para T3 (dez/22 e jul/23), T4 (jul/23 e set/23) e T5 (jul/23).

O quadrante inferior direito contempla o Na^+ e a RAS, esta última sendo mais elevada para T1 nas coletas de dez/22, jun/23, jul/23 e dez/23. Outrossim, no quadrante inferior esquerdo contou com Ca^{2+} , K^+ , HCO_3^- , P, Cu^{2+} e Cr, mais relevante para T4 (dez/22 e jun/23), T3 (set/23) e T5 (dez/22, jun/23 e set/23).

O aumento das concentrações de Na^+ , refletido nos valores de RAS e CSR, indica a necessidade de monitoramento e manejo adequado, uma vez que o excesso de sódio pode comprometer a estrutura do solo e a infiltração de água. Ainda assim, esse comportamento reforça a compreensão da água como um insumo agrícola ativo, cujo uso exige planejamento técnico semelhante ao manejo de fertilizantes (Ayers; Westcot, 1999; Bernardo *et al.*, 2019).

Dito isso, observa-se que o espaço temporal das análises e os tratamentos influenciam nas variáveis mais relevantes, que estas foram as ligadas à salinidade e sodicidade da água. Venugopal e Sasidharan (2021) afirmam que em águas residuais aquícolas contém compostos minerais como fosfato, sódio, cálcio, cloreto e outros sais.



Fonte: Elaborado pela autora (2025).

Figura 8. Análise dos Componentes Principais (Componente 1-3) para atributos físico-químicos e tratamentos em função do tempo das diluições utilizadas para a irrigação da *Nopalea cochenillifera* (L.) Salm-Dyck, no município de Mossoró, estado do Rio Grande do Norte, Brasil.

Análise Fatorial

De acordo com a Tabela 7, os autovalores juntos explicaram acima de 70% da variância acumulada, mais especificamente, explicaram 74,82% da variação total dos dados de entrada. Conforme Vicini (2005), as componentes principais devem ser selecionadas de modo a garantir uma variância acumulada próxima de 70%. Dessa forma, as dez componentes principais resumem de maneira eficiente a variância total da amostra

Tabela 7. Autovalores e variância acumulada obtidos na análise de componentes principais (ACP) para atributos físico-químicos das diluições dos tratamentos utilizados para a irrigação da *Nopalea cochenillifera* (L.) Salm-Dyck, no município de Mossoró, estado do Rio Grande do Norte, Brasil.

Variáveis	Cargas Fatoriais		
	Fator 1	Fator 2	Fator 3
pH	-0,66	-0,05	0,20
CE	0,86	0,25	-0,19
K ⁺	0,55	0,54	0,49
Na ⁺	0,21	-0,57	-0,54
Ca ²⁺	0,88	0,37	0,00
Mg ²⁺	0,72	0,61	0,16
Cl ⁻	0,72	0,59	0,18
CO ₃ ²⁻	0,24	0,35	0,06
HCO ₃ ⁻	0,81	0,14	-0,01
N	0,10	0,01	-0,93
P	0,89	0,24	0,17
RAS	-0,48	-0,73	-0,02
Fe ⁺	0,44	0,64	0,40
Mn ⁺	0,06	0,86	-0,10
Zn ²⁺	0,42	0,77	0,25
Cu ²⁺	0,65	0,55	0,25
Cr	0,63	0,33	0,43
Autovalores	9,40	2,22	1,10
Variância Total (%)	55,30	13,04	6,47
Variância Acumulada (%)	55,30	68,35	74,82

Fonte: Elaborado pela autora (2025).

Nota: Eixos fatoriais rotacionados pelo método Varimax normalizada; considerou-se cargas fatoriais $\geq 0,70$ significativas para fins de interpretação.

A água utilizada na irrigação agrícola tem sido tradicionalmente considerada apenas como um fator essencial ao suprimento hídrico das culturas. No entanto, estudos

demonstram que sua composição química exerce influência direta sobre a nutrição vegetal e sobre as propriedades químicas do solo, ampliando seu papel no sistema produtivo (Ayers; Westcot, 1999). Nesse contexto, a água passa a ser compreendida como um insumo agrícola, especialmente quando associada à aplicação de efluentes ricos em nutrientes, caracterizando a fertirrigação.

O Fator 1 possui autovalor de 9,40 e explicou 55,30% da variabilidade dos dados. As variáveis que mais contribuíram para a formação foram: CE (0,86), Ca^{2+} (0,88), Mg^{2+} (0,72), Cl^- (0,72), HCO_3^- (0,81) e P (0,89). Observa-se que parte da variabilidade das amostras está relacionada aos íons cloreto, cálcio e magnésio, que são variáveis associadas aos constituintes naturalmente transferidos do solo e das rochas por meio dos processos de solubilização e lixiviação (Chandio; Khan; Sarwar, 2015).

O Fator 2 apresentou autovalor de 2,22 e foi explicado pelas variáveis RAS (-0,73), Mn^{2+} (0,86) e Zn^{2+} (0,77), representando 13,04% da variação total. Deve-se observar, antes de adotar a aplicação de água em solo, uma avaliação da compatibilidade da cultura, a RAS e a absorção de metais traço, dentre outros fatores vegetativos e de percolação (Maas, 1990). O manganês pertence a um grupo de elementos traço, os quais as plantas não conseguem restringir adequadamente em termos de translocação e entrada na cadeia alimentar, o que pode levar a danos de diversos organismos ao longo dessa cadeia trófica (Silva *et al.*, 2006). A presença de zinco na água está frequentemente associada a problemas de poluição ou contaminação, devido à sua propriedade de bioacumulação e biomagnificação nos ecossistemas (Kwon *et al.*, 2017).

O Fator 3 mostrou autovalor de 1,10, explicando 6,47% da variância total, formado por apenas a variável N (-0,93) carga associada. A quantidade de nitrogênio proveniente do efluente aquícola está diretamente relacionada com o manejo alimentar e com o percentual de nitrogênio contido na ração (Queiroz; Boeira, 2007).

Dessa forma, a composição química da água utilizada na irrigação, especialmente quando enriquecida com efluente da aquicultura, demonstra que a irrigação assume caráter multifuncional, atuando simultaneamente no suprimento hídrico e nutricional da cultura. Essa integração caracteriza a fertirrigação, na qual a água deixa de ser apenas um meio físico e passa a compor estrategicamente o manejo da adubação, contribuindo para a eficiência produtiva e a sustentabilidade do sistema agrícola (Saraiva; Preto, 2023). Portanto, com a análise multivariada pode-se perceber que em diluições de

efluente aquícola, variáveis como CE, Ca^{2+} , Mg^{2+} , Cl^- , HCO_3^- , P, RAS, Mn^+ , Zn^{2+} e N, são mais relevantes na análise, dado riscos de salinização e a forma de aplicação.

CONCLUSÕES

Verificou-se que alguns parâmetros da qualidade da água apresentaram diferentes padrões para o mesmo uso, não havendo uma padronização entre a literatura empregada. Além disso, as normas avaliadas também careciam de informações sobre parâmetros de relevante importância para avaliação da água tais como K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , CO_3^{2-} , HCO_3^- e P, bem como, a maior parte dos estados não apresentam padrões de reúso agrícola e florestal, como é o caso do Rio Grande do Norte. Outro ponto é que a análise de CSR é pouco usada nas pesquisas para avaliar risco de sodicidade da água de irrigação.

Os resultados indicaram que o efluente aquícola necessita de monitoramento quanto ao reúso agrícola e florestal por apresentaram valores acima do recomendado de CE, Na^+ e Cl^- quando comparado com o aparato legal e os valores de CE, Mg^{2+} , Cl^- , CO_3^{2-} e P foram superiores aos valores recomendados pela literatura.

As diferentes proporções de água de abastecimento e efluente aquícola, demonstram alterações significativas nos parâmetros físico-químicos, refletindo diretamente no potencial fertilizante da água, principalmente quanto ao incremento de N, P, K^+ , Ca^{2+} e Mg^{2+} , trazendo uma abordagem de economia circular.

Com relação ao risco de salinização, as diluições de água de abastecimento com efluente aquícola, apresentaram restrições ao uso na irrigação com ao perigo de salinização, podendo ser próprias para o uso na irrigação quando tomadas precauções especiais, visto que a água de abastecimento foi considerada uma água de médio risco de salinidade e o efluente aquícola foi classificado com risco muito alto de salinidade.

Nenhuma das diluições causam danos ao rendimento das culturas sensíveis, intermediárias e tolerantes. Com relação a toxicidade do sódio nos tratamentos, não causam danos foliares a plantas moderadamente tolerantes e tolerantes.

Sobre o grau de restrição para irrigação por superfície e por aspersão, considerando o sódio, as diluições com proporções de efluente aquícola apresentaram nenhum grau de restrição de uso. Já a toxicidade do cloreto, com exceção da água de abastecimento, as diluições apresentam grande restrição de uso na irrigação por superfície e por aspersão. O risco de danos físicos a sistemas de irrigação localizada, as

diluições de efluente aquícola têm de baixo a médio risco de dano, considerando o pH, o ferro e o manganês.

Finalmente, com a análise multivariada pode-se perceber que em diluições de efluente aquícola, variáveis como CE, Ca^{2+} , Mg^{2+} , Cl^- , HCO_3^- , P, RAS, Mn^+ , Zn^{2+} e N, são mais relevantes na análise.

REFERÊNCIAS

- ABDELRAOUF, R. E. Reuse of fish farm drainage water in irrigation. *In*: NEGM, A. M. (org.). **Unconventional Water Resources and Agriculture in Egypt**. Cham: Springer International Publishing, 2017. (The Handbook of Environmental Chemistry). v. 75, p. 393–410. Disponível em: http://link.springer.com/10.1007/698_2017_92. Acesso em: 4 abr. 2025.
- ABDELRAOUF, R. E.; RAGAB, R. The benefit of using drainage water of fish farms for irrigation: Field and modelling study using the saltmed model. **Irrigation and Drainage**, [s. l.], v. 66, n. 5, p. 758–772, 2017. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/ird.2180>. Acesso em: 4 abr. 2025.
- ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas - ABNT. **ABNT NBR 9.261:2006. Equipamentos de irrigação agrícola - Emissores e tubos emissores - Especificação e métodos de ensaio**. Diário Oficial da União, Brasília-DF, 2006. Disponível em: Acesso em: 8 abr. 2025.
- ABREU, W. F. D. *et al.* Estudo prospectivo sobre a aplicação da biorremediação na aquicultura. **Cadernos de Prospecção**, [s. l.], v. 16, n. 1, p. 262–277, 2023. Disponível em: <https://periodicos.ufba.br/index.php/nit/article/view/49089>. Acesso em: 4 abr. 2025.
- AHMAD, A. *et al.* Aquaculture industry: Supply and demand, best practices, effluent and its current issues and treatment technology. **Journal of Environmental Management**, [s. l.], v. 287, p. 112271, 2021. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301479721003339>. Acesso em: 13 abr. 2025.
- ALLALI, M. *et al.* Physicochemical and organoleptic analysis of tomato irrigated with fish farms water; at URERMS-ADRAR. Algeria. **Journal of Renewable Energies**, [s. l.], v. 26, n. 1, p. 5–29, 2023. Disponível em: <https://revue.cder.dz/index.php/rer/article/view/1114>. Acesso em: 16 abr. 2025.
- ALMEIDA, O. A. de. **Qualidade da água de irrigação**. Cruz das Almas-BA: Embrapa Mandioca e Fruticultura, 2010. Disponível em: <http://www.alice.cnptia.embrapa.br/handle/doc/875385>. Acesso em: 4 abr. 2025.
- AL-WABEL, M. I. *et al.* Impacts of aquaculture wastewater irrigation on soil health, nutrient availability, and date palm fruit quality. **Scientific Reports**, [s. l.], v. 14, n. 1, p. 18634, 2024. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/s41598-024-68774-0>. Acesso em: 27 maio 2025.

AMARAL, K.; FERREIRA, D. M.; NAVONI, J. A. Avaliação das águas subterrâneas salobras do semiárido do Rio Grande do Norte: Qualidade e impactos sob atividades agropecuárias de subsistência. **Águas Subterrâneas**, [s. l.], v. 35, n. 3, 2021.

Disponível em: <https://aguassubterraneas.abas.org/asubterraneas/article/view/30077>.

Acesso em: 4 abr. 2025.

ANDRADE, M. da S. *et al.* Efluente salino de piscicultura como alternativa para irrigação de *Croton blanchetianus* (Euphorbiaceae). **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, [s. l.], v. 27, p. 256–263, 2023. Disponível em:

<https://www.scielo.br/j/rbeaa/a/3KPpJNdWGsHMmvLJFJ6nxLz/abstract/?lang=pt>.

Acesso em: 4 abr. 2025.

AYERS, R. S.; WESTCOT, D. W. A. **Qualidade da água na agricultura**. tradução: H. R. Gheyi; J. F. Medeiros; F. A. V. Damasceno. Campina Grande-PB: [s. d.], 1999.

AYRES, A. E. A. *et al.* **Boletim da aquicultura em águas da união 2021: Relatório anual da produção - RAP**. Brasília: MAPA/SAP, 2022. Disponível em:

<http://192.168.3.118:8080/jspui/handle/1/213>. Acesso em: 4 abr. 2025.

BARSZCZ, A. A.; SIDORUK, M. Impacts of water management in aquaculture on heavy metal accumulation in rainbow trout muscles and associated health risks from consumption. **Food Control**, [s. l.], v. 164, p. 110617, 2024. Disponível em:

<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0956713524003347>. Acesso em: 4 abr.

2025.

BELLO, M. M.; ABUBAKAR, L. A. Characteristics of effluents from aquaculture farms in Kano state and suitability as irrigation water. **Fudma journal of sciences**, [s. l.], v. 8, n. 3, p. 277–282, 2024. Disponível em:

<https://fjs.fudutsinma.edu.ng/index.php/fjs/article/view/2359>. Acesso em: 16 abr. 2025.

BELLVER-DOMINGO, Á.; HERNÁNDEZ-SANCHO, F. Circular economy and payment for ecosystem services: A framework proposal based on water reuse. **Journal of Environmental Management**, [s. l.], v. 305, p. 114416, 2022. Disponível em:

<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0301479721024786>. Acesso em: 4 abr.

2025.

BERNARDO, S. *et al.* **Manual de Irrigação**. 9. ed. UFV: [s. d.], 2019. Disponível em:

https://www.editoraufv.com.br/manual-de-irrigacao-9-edicao-editora-ufv/p?srsId=AfmBOoqxyC-mE1Q6yuF7PMWXUUDC6e_4HZTBHCIEGHdFM18Z_sCltRP0. Acesso em: 29 dez. 2025.

BOYD, C. E.; TUCKER, C. S. Waste Management. In: BOYD, C. E.; TUCKER, C. S. (org.). **Pond Aquaculture Water Quality Management**. Boston, MA: Springer US, 1998. p. 541–575. Disponível em: https://doi.org/10.1007/978-1-4615-5407-3_14.

Acesso em: 4 abr. 2025.

BRAGA, E. D. A. S. *et al.* Classificação da água subterrânea para uso na irrigação.

Águas Subterrâneas, [s. l.], v. 34, n. 3, p. 1–9, 2020. Disponível em:

<https://aguassubterraneas.abas.org/asubterraneas/article/view/29967>. Acesso em: 4 abr. 2025.

BRASIL. Ministério da Saúde - MS. **Portaria GM/MS n.º 888, de 4 de maio de 2021**. Altera o Anexo XX da Portaria GM/MS de n.º 5, de 28 de setembro de 2017, para dispor sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Diário Oficial da União, Brasília-DF, 2021a.

Disponível em:

https://bvsms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/gm/2021/prt0888_07_05_2021.html.

BRASIL. Conselho Nacional de Meio Ambiente - CONAMA. **Resolução CONAMA n.º 357, de 17 de março de 2005**. Diário Oficial da União, Brasília-DF, 2005.

Disponível em: <https://www.legisweb.com.br/legislacao/?id=102255>. Acesso em: 16 abr. 2025.

BRASIL. Conselho Nacional de Meio Ambiente - CONAMA. **Resolução CONAMA n.º 430, de 13 de maio de 2011**. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução n.º 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente. Diário Oficial da União, Brasília-DF, 2011.

BRASIL. Superintendência do Desenvolvimento do Nordeste - SUDENE. **Resolução SUDENE n.º 150, de 13 de dezembro de 2021**. Aprova a Proposição n. 151/2021, que trata do Relatório Técnico que apresenta os resultados da revisão da delimitação do Semiárido 2021, inclusive os critérios técnicos e científicos, a relação de municípios habilitados, e da regra de transição para municípios excluídos. Diário Oficial da União, Brasília-DF, 2021b.

BURT, C. M.; O'CONNOR, K.; RUEHR, T. A. **Fertigation**. California: San Luis Obispo, 1998.

CERH. Conselho Estadual de Recursos Hídricos - CERH. **Resolução CERH n.º 122, de 19 de junho de 2023**. Estabelece diretrizes e critérios gerais para reuso de água no Estado do Paraná. Diário Oficial do Estado do Paraná, Curitiba-PR, 2023.

CHANDIO, T. A.; KHAN, M. N.; SARWAR, A. Fluoride estimation and its correlation with other physicochemical parameters in drinking water of some areas of Balochistan, Pakistan. **Environmental Monitoring and Assessment**, [s. l.], v. 187, n. 8, p. 531, 2015. Disponível em: <http://link.springer.com/10.1007/s10661-015-4753-6>. Acesso em: 4 abr. 2025.

CHEN, L. *et al.* Effect of the sulfamethazine on nitrogen conversion in alternate wet and dry paddy fields. **Agronomy**, [s. l.], v. 12, n. 12, p. 3034, 2022. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2073-4395/12/12/3034>. Acesso em: 13 abr. 2025.

CHEN, L. *et al.* Impacts of aquaculture wastewater irrigation on soil microbial functional diversity and community structure in arid regions. **Scientific Reports**, [s. l.], v. 7, n. 1, p. 11193, 2017. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/s41598-017-11678-z>. Acesso em: 13 abr. 2025.

CHEN, C.-Y. *et al.* Non-conventional water reuse in agriculture: A circular water economy. **Water Research**, [s. l.], v. 199, p. 117193, 2021. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0043135421003912>. Acesso em: 4 abr. 2025.

COEMA. Conselho Estadual do Meio Ambiente - COEMA. **Resolução COEMA n.º 02, de 02 de fevereiro de 2017**. Dispõe sobre padrões e condições para lançamento de efluentes líquidos gerados por fontes poluidoras, revoga as Portaria GM/MSs SEMACE n.º154, de 22 de julho de 2002 e n.º111, de 05 de abril de 2011, e altera a Portaria GM/MS SEMANA n.º151, de 25 de novembro de 2002. Diário Oficial do Estado do Ceará, Fortaleza-CE, 2017.

CONERH. Conselho Estadual de Recursos Hídricos - CONERH. **Resolução CONERH n.º 75, de 29 de julho de 2010**. Estabelece procedimentos para disciplinar a prática de reúso direto não potável de água na modalidade agrícola e/ou florestal. 2010. Diário Oficial do Estado da Bahia, Salvador-BA, 2010.

CONSEMA. Conselho Estadual do Meio Ambiente - CONSEMA. **Resolução CONSEMA n.º 419, de 13 de fevereiro de 2020**. Estabelece critérios e procedimentos para a utilização de água de reúso para fins urbanos, industriais, agrícolas e florestais no Estado do Rio Grande do Sul. Diário Oficial do Estado do Rio Grande do Sul, Porto Alegre-RS, 2020.

CORDEIRO, G. G. **Qualidade de água para fins de irrigação: Conceitos básicos e práticas**. Petrolina-PE: Embrapa Semiárido, 2001.

DAS, S. K. *et al.* Understanding and approaches towards circular bio-economy of wastewater reuse in fisheries and aquaculture in India: An overview. **Reviews in Aquaculture**, [s. l.], v. 15, n. 3, p. 1100–1114, 2023. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/raq.12758>. Acesso em: 4 abr. 2025.

DIAS, N. *et al.* Efeitos dos sais na planta e tolerância das culturas à salinidade. In: GHEYI, H. R. *et al.* **Manejo da salinidade na agricultura: Estudos básicos e aplicados**. 2. ed. Fortaleza-CE: INCTSal, 2016. p. 151–162.

DIATTA, A. A. *et al.* Enhancing the sustainability of cowpea production through the integrated use of fish effluents and animal manure. **Agrosystems, Geosciences & Environment**, [s. l.], v. 7, n. 4, p. e20578, 2024. Disponível em: <https://access.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/agg2.20578>. Acesso em: 16 abr. 2025.

DIATTA, A. A. *et al.* Sustainable production of tomato using fish effluents improved plant growth, yield components, and yield in northern senegal. **Agronomy**, [s. l.], v. 13, n. 11, p. 2696, 2023. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2073-4395/13/11/2696>. Acesso em: 16 abr. 2025.

DIRECTIVE. **On undesirable substances in animal feed**. 2002. Disponível em: <https://eur-lex.europa.eu/eli/dir/2002/32/oj/eng>. Acesso em: 9 abr. 2025.

DUBREUIL, V. *et al.* Os tipos de climas anuais no Brasil: Uma aplicação da classificação de Köppen de 1961 a 2015. **Confins**, [s. l.], v. 37, 2018. Disponível em: <https://journals.openedition.org/confins/15738>. Acesso em: 25 mar. 2025.

EATON, F. M. Significance of carbonates in irrigation waters. **Soil Science**, [s. l.], v. 69, n. 2, p. 123, 1950. Disponível em: https://journals.lww.com/soilsci/citation/1950/02000/significance_of_carbonates_in_irrigation_waters.4.aspx. Acesso em: 9 abr. 2025.

FAO. **The state of world fisheries and aquaculture 2022**. [S. l.]: FAO, 2022. Disponível em: <http://www.fao.org/documents/card/en/c/cc0461en>. Acesso em: 4 abr. 2025.

FONSECA, R. A. *et al.* Aquicultura: Impactos ambientais negativos e a mitigação com práticas agroecológicas. In: SOUZA, Maurício Novaes. **Tópicos em recuperação de áreas degradadas**. Canoas-RS: Mérida Publishers, 2021. Disponível em: <http://meridapublishers.com/17topicos/capitulo2.html>. Acesso em: 4 abr. 2025.

FRANCO, H. A. *et al.* Aspectos associados à degradação ambiental e ao uso de efluentes na agricultura do Brasil. **Fronteiras: Journal of Social, Technological and Environmental Science**, [s. l.], v. 8, n. 1, 2019.

FREUND, R. J.; WILSON, W. J.; SA, P. **Regression analysis: Statistical modeling of a response variable**. 2nd editioned. AMsterdam Boston: Academic Press, 2006.

GAUTAM, S. K. *et al.* Evaluation of groundwater quality in the Chotanagpur plateau region of the Subarnarekha river basin, Jharkhand State, India. **Sustainability of Water Quality and Ecology**, [s. l.], v. 6, p. 57–74, 2015. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S2212613915000355>. Acesso em: 4 abr. 2025.

GENGMAO, Z.; MEHTA, S. K.; ZHAOPU, L. Use of saline aquaculture wastewater to irrigate salt-tolerant Jerusalem artichoke and sunflower in semiarid coastal zones of China. **Agricultural Water Management**, [s. l.], v. 97, n. 12, Salinity Management in China, p. 1987–1993, 2010. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378377409001280>. Acesso em: 13 abr. 2025.

GOMES, A. **Estudo da qualidade das águas de mananciais da Floresta da Tijuca – Rio de Janeiro**. 2005. 126 f. Dissertação (Mestrado em Química Analítica) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro-RJ, 2005.

GUIMARÃES, M. J. M. *et al.* Antioxidant defenses of irrigated forage sorghum with saline aquaculture effluente. **Revista Caatinga**, [s. l.], v. 31, n. 1, p. 135–142, 2018. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1983-21252018000100135&lng=en&tng=en. Acesso em: 4 abr. 2025.

GUO, H. *et al.* Evaluating the effects of aquaculture wastewater irrigation with fertilizer reduction on greenhouse tomato production, economic benefits and soil nitrogen characteristics. **Phyton-International Journal of Experimental Botany**, [s. l.], v. 92, n. 12, p. 3291–3304, 2023. Disponível em: <https://www.techscience.com/phyton/v92n12/55005>. Acesso em: 13 abr. 2025.

HAIR JÚNIOR, J. F. *et al.* **Análise multivariada de dados**. 6. ed. Porto Alegre-RS: Bookman, 2009. Disponível em: http://archive.org/details/kupdf.net_hair-j-f-anaacutelise-multivariada-de-dados-6ordf-ediccedilatildeopdf. Acesso em: 9 abr. 2025.

HAO, S. *et al.* Nitrogen loss and migration in rice fields under different water and fertilizer modes. **Plants**, [s. l.], v. 13, n. 5, p. 562, 2024. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2223-7747/13/5/562>. Acesso em: 13 abr. 2025.

KAAB OMEIR, M. *et al.* Effects of irrigation with fish farm effluent on nutrient content of basil and purslane. **Proceedings of the National Academy of Sciences, India Section B: Biological Sciences**, [s. l.], v. 90, n. 4, p. 825–831, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s40011-019-01155-0>. Acesso em: 16 abr. 2025.

KAISER, H. F. The varimax criterion for analytic rotation in factor analysis. **Psychometrika**, [s. l.], v. 23, n. 3, p. 187–200, 1958. Disponível em: https://www.cambridge.org/core/product/identifier/S0033312300047062/type/journal_article. Acesso em: 4 abr. 2025.

KWON, M. J. *et al.* Transformation of zinc-concentrate in surface and subsurface environments: Implications for assessing zinc mobility/toxicity and choosing an optimal remediation strategy. **Environmental Pollution**, [s. l.], v. 226, p. 346–355, 2017. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0269749116324794>. Acesso em: 4 abr. 2025.

LEAL, J. P. Tabela periódica dos elementos. **Revista de Ciência Elementar**, [s. l.], v. 3, n. 3, 2015. Disponível em: <http://rce.casadasciencias.org/art/2015/194>. Acesso em: 4 abr. 2025.

LÉON, G. S.; CAVALLINI, J. M. **Tratamento e uso de águas residuárias**. Campina Grande-PB: Universidade Federal da Paraíba, 1999.

LIMA, A. S. de *et al.* Consumo hídrico e exigência térmica da palma forrageira em ambiente semiárido. **IRRIGA**, [s. l.], v. 1, n. 1, p. 110–128, 2021. Disponível em: <https://revistas.fca.unesp.br/index.php/irriga/article/view/4244>. Acesso em: 25 mar. 2025.

LIPPS, W. C.; BRAUN-HOWLAND, E. B.; BAXTER, T. E. (org.). **Standard methods for the examination of water and wastewater**TM. 24^aed. Washington, D.C.: American Public Health Association, 2023.

MAAS, E. V. Crop salt tolerance. In: TANJI, K. K. (org.). **Agricultural salinity assessment and management**. University of California-Davis, USA: ASCE Manual Reports on Engineering Practices, 1990. v. 71, p. 262–304.

MACEDO, C. F.; SIPAUBA-TAVARES, L. H. Eutrofização e qualidade da água na piscicultura: Consequências e recomendações. **Boletim do Instituto de Pasca**, [s. l.], v. 36, n. 149–163, 2010. Disponível em: <http://hdl.handle.net/11449/544>. Acesso em: 7 abr. 2025.

MAINARDIS, M. *et al.* Wastewater fertigation in agriculture: Issues and opportunities for improved water management and circular economy. **Environmental Pollution**, [s. l.], v. 296, p. 118755, 2022. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S026974912102337X>. Acesso em: 29 dez. 2025.

MAKWANA, H. *et al.* Utilization of fishery wastewater as a fertilizer and its impact on the growth performance of *Spinacia oleracea* (Spinach). **E3S Web of Conferences**, [s. l.], v. 603, p. 04019, 2025. Disponível em: <https://www.e3s-conferences.org/10.1051/e3sconf/202560304019>. Acesso em: 16 abr. 2025.

MALAVOLTA, E. **Manual de nutrição mineral de plantas**. [S. l.]: Editora Ceres Ltda, 2006.

MECHOUMA, A.; MEZERDI, F. Impact of the use of water from fish farming in the irrigation of pepper crops (*Capsicum annuum* L.) in the greenhouse in the Biskra region. **International Journal of Environmental Studies**, [s. l.], v. 81, n. 2, p. 734–750, 2024. Disponível em: <https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/00207233.2024.2323290>. Acesso em: 16 abr. 2025.

MÖBUS, G. **QualiGraf**. [S. l.]: [s. d.], 2001. Disponível em: <https://qualigraf.funceme.br/>. Acesso em: 2 abr. 2025.

MURTAZA, G. *et al.* High residual sodium carbonate water in the Indian subcontinent: Concerns, challenges and remediation. **International Journal of Environmental Science and Technology**, [s. l.], v. 18, n. 10, p. 3257–3272, 2021. Disponível em: <https://link.springer.com/10.1007/s13762-020-03066-4>. Acesso em: 7 abr. 2025.

NAKAYAMA, F. S.; BUCKS, D. S. **Trickle irrigation for crop production**. St. Joseph: ASAE, 1986.

OLIVEIRA, M. P.; MALAGOLLI, G. A.; CELLA, D. Mercado de fertilizantes: Dependência de importações do Brasil. **Revista Interface Tecnológica**, [s. l.], v. 16, n. 1, p. 489–498, 2019. Disponível em: <https://revista.fatectq.edu.br/interfacetecnologica/article/view/606>. Acesso em: 7 abr. 2025.

OMOTADE, I. F.; ALATISE, M. O.; OLANREWaju, O. O. Recycling of aquaculture wastewater using charcoal based constructed wetlands. **International Journal of Phytoremediation**, [s. l.], v. 21, n. 5, p. 399–404, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/15226514.2018.1537247>. Acesso em: 13 abr. 2025.

PAIVA, L. A. L. *et al.* Canonical correlation between clogging agents and performance of drippers operating with aquaculture effluents. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, [s. l.], v. 28, n. 5, p. e274127, 2024a. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1415-43662024000500201&tlng=en. Acesso em: 7 abr. 2025.

PAIVA, L. A. L. *et al.* Discriminant functions for aquaculture wastewater dilutions in well water applied by non-self-compensating drippers. **Engenharia Agrícola**, [s. l.], v. 45, p. e20240011, 2025. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-69162025000100305&tlng=en. Acesso em: 7 abr. 2025.

PAIVA, L. A. L. *et al.* Scanning electron microscopy and multivariate analysis between dripper performance and quality attributes of aquaculture effluent diluted in well water. **Water, Air, & Soil Pollution**, [s. l.], v. 235, n. 6, p. 356, 2024b. Disponível em: <https://link.springer.com/10.1007/s11270-024-07137-x>. Acesso em: 7 abr. 2025.

PARRON, L. M.; MUNIZ, H. de F.; PEREIRA, C. M. **Manual de procedimentos de amostragem e análise físico-química de água**. Colombo-PR: Embrapa Florestas, 2011. Documentos. Disponível em: <http://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/handle/doc/921050>. Acesso em: 7 abr. 2025.

PEARSON, G. A. **Tolerance of crops to exchangeable sodium**. Washington D.C.: Units States Department of Agriculture, 1960. Agriculture Information Bulletin. Disponível em: <https://ageconsearch.umn.edu/record/308922>. Acesso em: 7 abr. 2025.

PEDROSA, T. D. *et al.* Use of aquaculture wastewater in the cultivation of cactus pear as an alternative for semi-arid regions. **Discover Applied Sciences**, [s. l.], v. 6, n. 5, p. 249, 2024. Disponível em: <https://link.springer.com/10.1007/s42452-024-05939-6>. Acesso em: 25 mar. 2025.

PEDROSA, T. D. **Uso agrícola da água residuária da aquicultura e seus impactos na palma forrageira e no solo**. 2023. 118 f. Tese (Doutorado em Manejo de Solo e Água) - Universidade Federal Rural do Semi-Árido, Mossoró-RN, 2023. Disponível em: Acesso em: 20 nov. 2024.

PEIXOTO, F. da S. *et al.* A city on waters: Use and quality of the groundwater in Mossoró-RN. **Geosaberes**, [s. l.], v. 12, p. 294–307, 2021. Disponível em: <http://www.geosaberes.ufc.br/geosaberes/article/view/1114>. Acesso em: 25 abr. 2025.

PIRES, L. C. M.; VAITSMAN, D. S.; DUTRA, P. B. **Diagnóstico químico preliminar da qualidade das águas superficiais do Parque Nacional da Serra dos Órgãos e entorno**. Teresópolis-RJ: ICMBio, 2007.

QUEIROZ, J. F. de; BOEIRA, R. C. **Boas práticas de manejo (BPMs) para reduzir o acúmulo de amônia nos viveiros de aquicultura**. Jaguariúna-SP: Embrapa Meio Ambiente, 2007. Comunicado Técnico. Disponível em: <http://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/handle/doc/15489>. Acesso em: 7 abr. 2025.

QUEVEDO, C. M. G.; PAGANINI, W. S. A disponibilização de fósforo nas águas pelo uso de detergentes em pó: Aspectos ambientais e de saúde pública. **Ciência & Saúde Coletiva**, [s. l.], v. 23, n. 11, p. 3891–3902, 2018. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1413-81232018001103891&lng=pt&tlng=pt. Acesso em: 7 abr. 2025.

RÊGO, L. G. da S. **Uso de efluente da piscicultura na produção de girassol ornamental**. 2018. 49 f. Dissertação (Mestrado em Manejo de Solo e Água) - Universidade Federal Rural do Semi-Árido, [s. l.], 2018. Disponível em: <https://repositorio.ufersa.edu.br/handle/prefix/894>. Acesso em: 9 abr. 2025.

RENCER, A. C.; CHRISTENSEN, W. F. **Methods of multivariate analysis**. 3rd ed. edição. Hoboken, New Jersey: John Wiley & Sons, 2012.

RICHARDS, L. A. **The diagnosis and improvement of saline and alkali soils**. Washington: U. S. Dept. Of Agriculture, 1969.

ROCHA, T. A. L. C. G. *et al.* Água de reúso: Uma análise sob os aspectos legais nas unidades federativas do Brasil. **Revista Brasileira de Geografia Física**, [s. l.], v. 18, n. 3, p. 1982–1994, 2025. Disponível em: <https://periodicos.ufpe.br/revistas/index.php/rbgfe/article/view/265231>. Acesso em: 4 abr. 2025.

SANTOS, F. J. D. S. *et al.* Avaliação da água residuária da piscicultura e adubação na produção do feijão-caupi (*Vigna unguiculata*). **Contribuciones a las ciencias sociales**,

[s. l.], v. 18, n. 4, p. e17081, 2025. Disponível em: <https://ojs.revistacontribuciones.com/ojs/index.php/clcs/article/view/17081>. Acesso em: 16 abr. 2025.

SANTOS, N. S. *et al.* Crescimento da palma forrageira sob estresse salino e diferentes lâminas de irrigação. **Revista Craibeiras de Agroecologia**, [s. l.], v. 5, n. 1, p. e9452, 2020. Disponível em: <https://www.seer.ufal.br/index.php/era/article/view/9452>. Acesso em: 7 abr. 2025.

SANTOS, H. G. dos *et al.* **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 6. ed. [S. l.]: Brasília, DF: Embrapa, 2018., 2018. Disponível em: <http://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/handle/doc/1094003>. Acesso em: 26 mar. 2025.

SARAIVA, V. S.; PRETO, B. D. L. Uso de efluentes da piscicultura na agricultura irrigada. **Observatório de la Economía Latinoamericana**, [s. l.], v. 21, n. 12, p. 26505–26518, 2023. Disponível em: <https://ojs.observatoriolatinoamericano.com/ojs/index.php/olel/article/view/2562>. Acesso em: 29 dez. 2025.

SENAR. **Palma forrageira: Cultivo de palma forrageira no semiárido brasileiro**. Brasília-DF: SENAR, 2018. Coleção SENAR.

SILVA, F. C. da. **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**. [S. l.]: Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica; Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2009., 2009. Disponível em: <http://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/handle/doc/330496>. Acesso em: 25 mar. 2025.

SILVA, C. R. da *et al.* **Medical geology in Brazil: Enviromental and health effects of toxic on materials geological factors**. [S. l.]: CPRM; FAPERJ, 2006. Disponível em: <http://rigeo.sgb.gov.br/jspui/handle/doc/1287>. Acesso em: 7 abr. 2025.

SILVA, V. S. **Uso do efluente da piscicultura na fertirrigação de olerícolas produzidas com base agroecológica**. 2019. 95 f. Dissertação (Mestrado em Agroecologia) - Universidade Estadual de Roraima, Boa Vista-RO, 2019.

SIQUEIRA, T. V. de. Aquicultura: A nova fronteira para produção de alimentos de forma sustentável. **Revista do BNDES**, [s. l.], v. 25, n. 49, p. 119–170, 2018. Disponível em: <http://web.bndes.gov.br/bib/jspui/handle/1408/16085>. Acesso em: 7 abr. 2025.

SOUZA, A. C. M. **Fertilização do solo com efluente da piscicultura no cultivo de milho crioulo**. 2018. 100 f. - Universidade Federal Rural do Semi-Árido, Mossoró-RN, 2018. Disponível em: <https://repositorio.ufersa.edu.br/items/43c11704-e410-440b-a4e6-b0597af899a4>. Acesso em: 7 abr. 2025.

STATSOFT. **Statistic: Data analysis software system**. versão 14. United States: StatSoft inc, 2020. Disponível em: <http://www.statsoft.com>.

ULAŞ, A.; YÜCEL, Y. C.; ULAŞ, F. The application of fish wastewater to improve the plant growth, development and yield of lettuce (*Lactuca sativa* L.). **International Journal of Agriculture Environment and Food Sciences**, [s. l.], v. 6, n. 1, p. 100–

107, 2022. Disponível em: <http://dergipark.org.tr/en/doi/10.31015/jaefs.2022.1.14>. Acesso em: 16 abr. 2025.

US EPA, O. **Guidelines for Water Reuse**. Washington: USEPA, 2012. Disponível em: <https://www.epa.gov/waterreuse/guidelines-water-reuse>. Acesso em: 16 abr. 2025.

VENUGOPAL, V.; SASIDHARAN, A. Seafood industry effluents: Environmental hazards, treatment and resource recovery. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, [s. l.], v. 9, n. 2, p. 104758, 2021. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2213343720311076>. Acesso em: 29 dez. 2025.

VICINI, L. **Análise multivariada: Da teoria à prática**. [S. l.]: Universidade Federal de Santa Maria, 2005. Disponível em: <http://repositorio.ufsm.br/handle/1/18058>. Acesso em: 7 abr. 2025.

VOLTOLINI, T. V. *et al.* **Sistema de produção de palma-forrageira para o Estado da Paraíba**. Petrolina-PE: EMBRAPA Semiárido, 2022. Disponível em: <http://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/handle/doc/1142333>. Acesso em: 25 mar. 2025.

XIE, Y. *et al.* Effects of different irrigation treatments on aquaculture purification and soil desalination of paddy fields. **Water**, [s. l.], v. 11, n. 7, p. 1424, 2019. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2073-4441/11/7/1424>. Acesso em: 13 abr. 2025.

XIMENES, L. F. Produção de pescado o Brasil e no nordeste brasileiro. **Caderno Setorial ETENE**, [s. l.], v. 6, n. 150, p. 16, 2021. Disponível em: <https://www.bnb.gov.br/revista/cse/article/view/2768>. Acesso em: 7 abr. 2025.

3. ARTIGO 2: FERTIRRIGAÇÃO DA PALMA FORRAGEIRA MIÚDA COM DILUIÇÕES DE EFLUENTE AQUÍCOLA NO SEMIÁRIDO POTIGUAR: COMPORTAMENTO DOS INDICADORES DE QUALIDADE QUÍMICA DO SOLO

RESUMO

A irrigação com águas residuárias é praticada em diferentes regiões do mundo, principalmente nas semiáridas que apresentam baixa pluviosidade e elevada evapotranspiração. Nesse sentido, objetivou-se analisar os efeitos de diluições de efluente da aquicultura na qualidade química de um ARGISSOLO Vermelho-Amarelo eutrófico, após 26 meses de cultivo com palma forrageira miúda no semiárido potiguar. O experimento ocorreu em área experimental da Universidade Federal Rural do Semi-Árido, Mossoró-RN, Brasil, durante o período de 26 de outubro de 2021 a 20 de dezembro de 2023. O arranjo experimental foi em blocos casualizados, com cinco tratamentos: T1 (100% água), T2 (75% água + 25% efluente), T3 (50% água + 50% efluente), T4 (25% água + 75% efluente) e T5 (100% efluente). Ao final do experimento, foram coletados solo nas profundidades de 0-20 cm e de 20-40 cm, para análise dos indicadores: pH, CE, CE_{es}, MO, P, K⁺, Na⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, Al³⁺, H⁺ + Al³⁺, Cu²⁺, Mn⁺, Fe⁺, Zn²⁺, Cr, Ni, Cd e Pb. Também foram calculados os índices SB, t, T, V, m, PST e RAS. Os dados foram submetidos à estatística descritiva e multivariada. Os resultados indicaram que o solo foi classificado como Classe 2, por apresentar concentrações de Cd maiores do que o Valor de Referência de Qualidade (VRQ) e menores que o Valor de Prevenção (VP). O uso de diluições de efluentes da aquicultura contribuiu para o aumento nos teores de pH, CE_{es}, MO, Mg²⁺, K⁺, Na⁺, SB, V%, Fe⁺, Mn⁺ e Zn²⁺, principalmente na camada de 0-20 cm. Os valores de CE_{es}, PST e RAS foram superiores na camada de 0-20 cm. Os autovalores juntos explicaram acima 89,14% da variância acumulada, sendo as variáveis pH, CE_{es}, Na⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, PST, RAS, Cu²⁺ e MO, mais relevantes.

Palavras-chave: água de reúso, reúso agrícola, horizonte A, salinização, sodificação.

PAPER 2: FERTIGATION OF SMALL FORAGE PALM WITH AQUACULTURE EFFLUENT DILUTIONS IN THE SEMI-ARID REGION OF POTIGUAR: BEHAVIOR OF SOIL CHEMICAL QUALITY INDICATORS

ABSTRACT

Irrigation with wastewater is practiced in different regions of the world, mainly in semi-arid areas with low rainfall and high evapotranspiration. In this sense, the objective was to analyze the effects of aquaculture effluent dilutions on the chemical quality of a eutrophic Red-Yellow ARGISSOLO soil after 26 months of cultivation with forage palm in the semi-arid region of Rio Grande do Norte. The experiment took place in an experimental area at the Federal Rural University of the Semi-Arid Region, Mossoró-RN, Brazil, during the period from October 26, 2021, to December 20, 2023. The experimental design was randomized blocks, with five treatments: T1 (100% water), T2 (75% water + 25% effluent), T3 (50% water + 50% effluent), T4 (25% water + 75% effluent), and T5 (100% effluent). At the end of the experiment, soil was collected at depths of 0-20 cm and 20-40 cm for analysis of the following indicators: pH, EC, ECes, OM, P, K⁺, Na⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, Al³⁺, H⁺ + Al³⁺, Cu²⁺, Mn⁺, Fe⁺, Zn²⁺, Cr, Ni, Cd, and Pb. The SB, t, T, V, m, PST, and RAS indices were also calculated. The data were submitted to descriptive and multivariate statistics. The results indicated that the soil was classified as Class 2, as it presented Cd concentrations higher than the Quality Reference Value (QRV) and lower than the Prevention Value (PV). The use of aquaculture effluent dilutions contributed to an increase in pH, EC, OM, Mg²⁺, K⁺, Na⁺, SB, V%, Fe⁺, Mn⁺, and Zn²⁺ levels, mainly in the 0-20 cm layer. The EC, PST, and RAS values were higher in the 0-20 cm layer. The eigenvalues together explained over 89.14% of the accumulated variance, with the variables pH, EC, Na⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, PST, RAS, Cu²⁺, and OM being the most relevant.

Keywords: reuse water, agricultural reuse, horizon A, salinization, sodification.

INTRODUÇÃO

Endereçar desafios hídricos do planeta nunca foi tão urgente, devido ao acelerado crescimento populacional, atrelado ao aumento da poluição/contaminação dos corpos hídricos e à crise climática, despertando dúvidas cada vez mais frequentes vinculadas à disponibilidade hídrica; assim, a preocupação crescente e mundial sobre a água tem feito do seu reúso planejado um tema essencial (CEBDS, 2022).

Com as crescentes e diferentes demandas de abastecimento de água, se faz necessário à exploração de fontes não convencionais de água, uma vez que o consumo de água para irrigação é o principal contribuinte para a retirada total de água; desta forma, o reúso de água na agricultura é fundamental para garantir a sustentabilidade dos recursos hídricos através da economia circular (Chen *et al.*, 2021).

Mesmo a aquicultura tendo grande potencial para alimentar e nutrir a crescente população mundial, o crescimento sustentável continua a ser essencial para enfrentar à crescente demanda por alimentos aquáticos (FAO, 2022). Dentre as atividades desenvolvidas na aquicultura, o uso de medicamentos, o arraçamento, o uso de hormônios e a fertilização dos viveiros, são algumas práticas de manejo capazes de causar impacto ao ambiente (Fonseca *et al.*, 2021).

Desta forma, o descarte dos efluentes provenientes da aquicultura afetam a qualidade da água, visto que estes contêm resíduos sólidos e constituintes dissolvidos, incluindo nutrientes e contaminantes de preocupação emergente (Ahmad *et al.*, 2021), como a presença de metais ou compostos recalcitrantes originários de medicamentos, os hormônios acrescentados à ração animal e os microrganismos patogênicos (Singh *et al.*, 2015). Essas substâncias podem estar presentes devido ao aporte de algum tipo de insumo ou até mesmo da própria água utilizada para produção (Hong *et al.*, 2020).

De todo modo, mais importante que identificar os impactos, é propor alternativas para mitigação, como por exemplo a integração entre atividades, com a utilização de efluentes da piscicultura para irrigação de culturas agrícolas que permite otimizar o recurso água, dada a capacidade orgânica caracterizada no efluente da aquicultura (Giz, 2021; Sousa *et al.*, 2021).

Nesse sentido, tem-se a região semiárida, que se caracteriza por apresentar escassez e irregularidades de precipitações pluviiais, elevada evaporação anual (> 2.000 mm) e possuem solos com baixa capacidade de retenção de umidade (Silva *et al.*, 2014), muitas vezes classificados como solos arenosos (Yost; Hartemink, 2019).

Estes solos, localizados em regiões áridas e semiáridas, foram, por muito tempo, considerados inviáveis para agricultura e, conseqüentemente, à margem do aproveitamento econômico; porém, com o crescimento demográfico acelerado, a irrigação se faz nessas áreas, para torná-las produtivas, haja visto que nestas regiões, a produção de cultivos é dependente da disponibilidade hídrica em quantidade e em qualidade, além de estar facilmente disponível (Leite, 2022).

Assim, conscientes da importância do solo para a qualidade ambiental e para a sustentabilidade agrícola, alguns atributos de ordem física, biológica e química do solo são indicadores de sua qualidade. Quando se fala em qualidade química do solo, existem características intrínsecas do meio que influenciam, como a textura, a Capacidade de Troca Catiônica (CTC), a Soma de Bases (SB), a matéria orgânica (MO), o pH entre outros fatores (Vezzani; Mielniczuk, 2009).

No caso dos solos ARGISSOLOS vermelho-amarelos eutróficos, possuem a saturação por bases $\geq 50\%$ na maior parte dos primeiros 100 cm do horizonte B (inclusive BA), apresentam baixa capacidade de retenção de nutrientes, devido ao menor teor de argila, o que favorece perdas por lixiviação, especialmente de cátions como potássio, cálcio e magnésio (Santos et al., 2018). Embora a condição eutrófica indique elevada soma de bases e, em geral, pH mais favorável ao crescimento vegetal, a capacidade de troca de cátions na camada superficial tende a ser limitada, tornando a disponibilidade de nutrientes altamente dependente do teor de matéria orgânica do solo, pois contribui significativamente para o aumento da CTC, melhora o tamponamento do pH e favorece a retenção temporária dos nutrientes aplicados (Malavolta; Boaretto; Paulino, 1991).

Nesse cenário, a fertirrigação destaca-se como uma estratégia eficiente de manejo, especialmente em solos de textura areia franca. A aplicação parcelada e localizada dos fertilizantes via água de irrigação permite maior sincronização entre a oferta de nutrientes e a demanda das plantas, reduzindo perdas por lixiviação e aumentando a eficiência do uso dos insumos. Além disso, o controle da qualidade da água de irrigação e do pH da solução nutritiva é essencial para evitar desequilíbrios químicos no solo e garantir adequada disponibilidade de nutrientes ao sistema radicular (Ayers; Westcot, 1999).

Destarte, o propósito geral das pesquisas com aplicações da água residuária é alcançar a sustentabilidade ambiental, econômica e agrícola, pela conservação da água disponível, minimizando a pressão sobre fontes naturais de água, e pela elevada

disponibilidade e possibilidade do aporte e reciclagem de nutrientes, que podem aumentar o rendimento das colheitas, reduzindo, portanto, a necessidade de fertilizantes químicos e minimizando os efeitos ambientais das águas residuárias (Silva, 2023).

Além disso, há vários estudos que se concentram nos impactos da irrigação com águas residuais da aquicultura na diversidade funcional microbiana e na estrutura da comunidade em regiões áridas da China (Chen *et al.*, 2017), para estudar os efeitos da sulfametazina na concentração de nitrogênio e microrganismos relacionados à conversão em campos de arroz com diferentes modos de irrigação (Chen *et al.*, 2022), para avaliar os efeitos da irrigação nas características de nitrogênio do solo (Guo *et al.*, 2023), para avaliar o aumento do nível de matéria orgânica, nitrogênio total e outros nutrientes (Mechouma; Mezerdi, 2024).

Por outro lado, além da necessidade de caracterização e monitoramento periódico da água de reúso, o Conselho Nacional de Recursos Hídricos, por meio da Resolução CNRH nº 121, de 16 de dezembro de 2010, reforça que é necessário a caracterização e o monitoramento periódico do solo que recebe essa água, a fim de não gerar riscos ou danos ambientais e a saúde pública, sendo que as concentrações recomendadas de substâncias químicas no solo são os Valores de Prevenção (VP) (Brasil, 2009, 2010). Neste caso, para mais cautela, convém analisar o solo da pesquisa com a legislação disponível sobre os Valores de Referência de Qualidade (VRQs) dos Estados, seja por arcabouço estadual seja por pesquisa acadêmica, mesmo que nem todas as unidades federativas sejam contempladas com esses dados (Rocha *et al.*, 2024).

Além disso, a fertirrigação com águas residuárias, pode resultar na adição de grandes quantidades de sais proporcionando alteração nas proporções dos diversos cátions no solo e com isso comprometer suas propriedades físicas e químicas, além de afetar o crescimento das plantas (Matos, 2010; Bonini *et al.*, 2014).

Dito isso, a gestão sustentável e equitativa dos recursos hídricos é um elemento-chave dos sistemas alimentares sustentáveis e essencial para alcançar a Erradicação da pobreza (ODS 1) e o Fome Zero (ODS 2). Todavia, o desequilíbrio entre a oferta e a demanda de água doce e os problemas de qualidade da água ameaçam cada vez mais a segurança alimentar e a nutrição por meio de seus impactos nos sistemas alimentares e a situação irá piorar se não forem tomadas medidas imediatas (FAO, 2020).

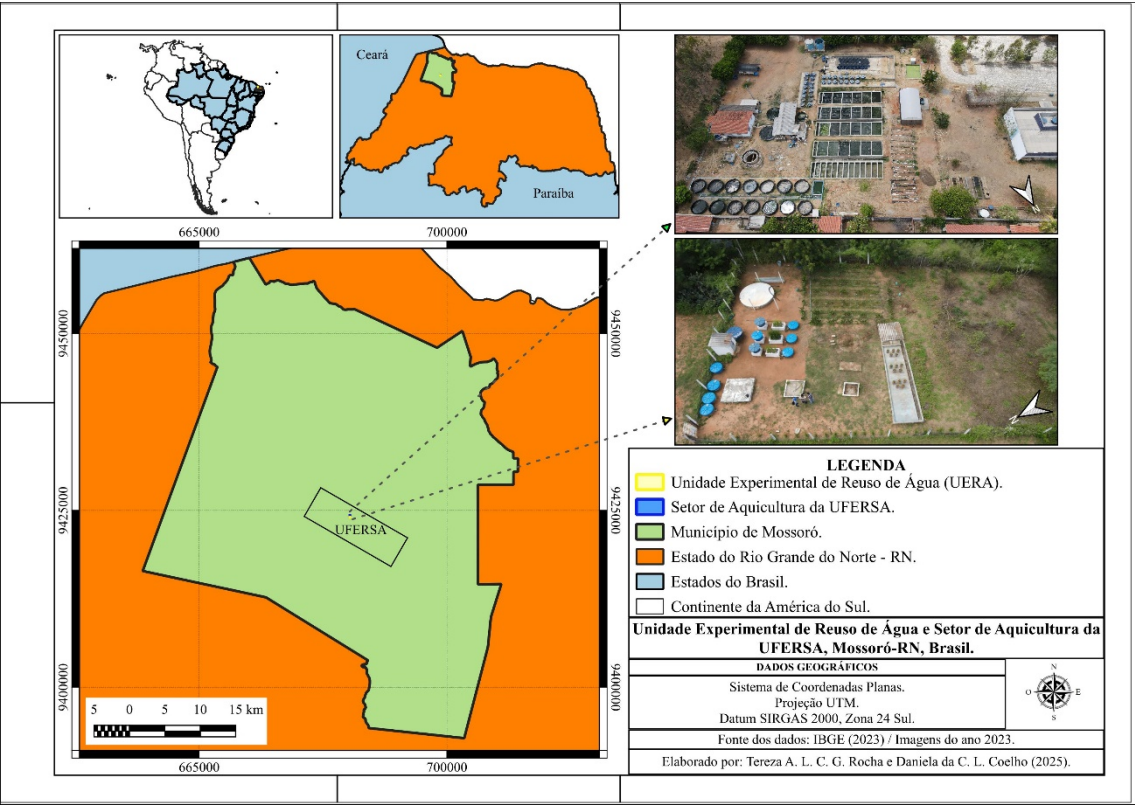
Nesse sentido, objetivou-se com o presente trabalho analisar os efeitos de diluições de efluente da aquicultura na qualidade de um solo ARGISSOLO Vermelho-

Amarelo eutrófico após dois anos de cultivo com palma forrageira miúda no semiárido potiguar.

MATERIAL E MÉTODOS

Descrição e caracterização da área experimental

O experimento compreendeu o período de 20 de outubro de 2021 até 20 de dezembro de 2023. Foi instalado na Unidade Experimental de Reuso de Água (UERA) do campus Leste da Universidade Federal Rural do Semi-Árido (UFERSA), em Mossoró, no Estado do Rio Grande do Norte, no nordeste do Brasil, localizada sob as coordenadas geográficas 5°12’31,25” de latitude Sul e 37°19’08,78” de longitude Oeste (Figura 1).

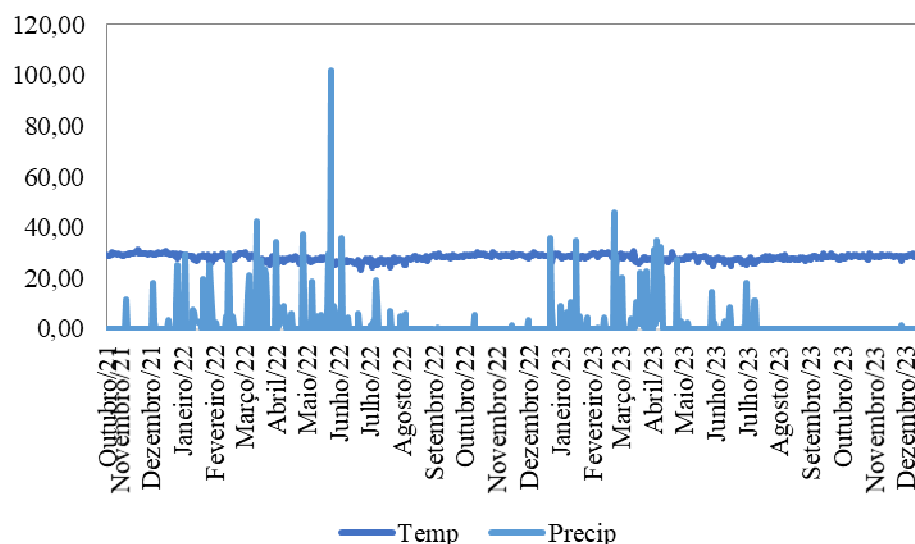


Fonte: Autoria própria (2025). Base de dados: IBGE (2023).

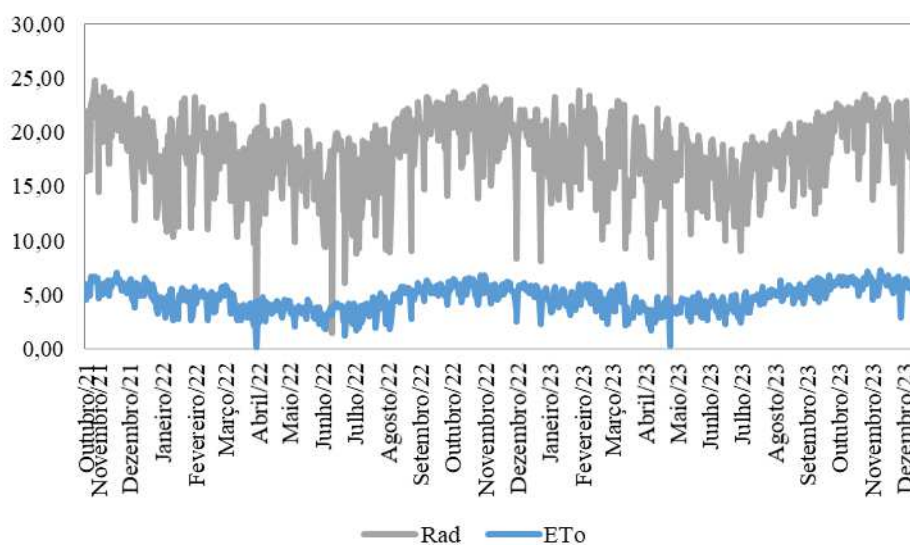
Figura 1. Localização da Unidade Experimental de Reuso de Água (UERA), localizada no campus Leste da UFERSA, no município de Mossoró, estado do Rio Grande do Norte, Brasil.

O clima da região no município de Mossoró é do tipo BSh (quente e seco), conforme classificação de Köppen-Geiger, com precipitação pluvial bastante desuniforme, concentrada principalmente entre fevereiro e abril, com média anual de 715 mm e temperatura média do ar de 26,5 °C (Dubreuil *et al.*, 2018).

Os dados meteorológicos foram extraídos do Portal UFERSA-SIEMU (<https://siemu.ufersa.edu.br/dashboard>) que é abastecido por uma estação meteorológica automática Campbell instalada a cerca de 900 m da UERA. Foram obtidas desse portal as seguintes variáveis climatológicas: temperatura do ar (T - °C), precipitação pluvial (P - mm), radiação solar (Rad - MJ m⁻²) e evapotranspiração (ETo – mm d⁻¹), de acordo com Figura 2A e 2B.



A



B

Fonte: Autoria própria (2025).

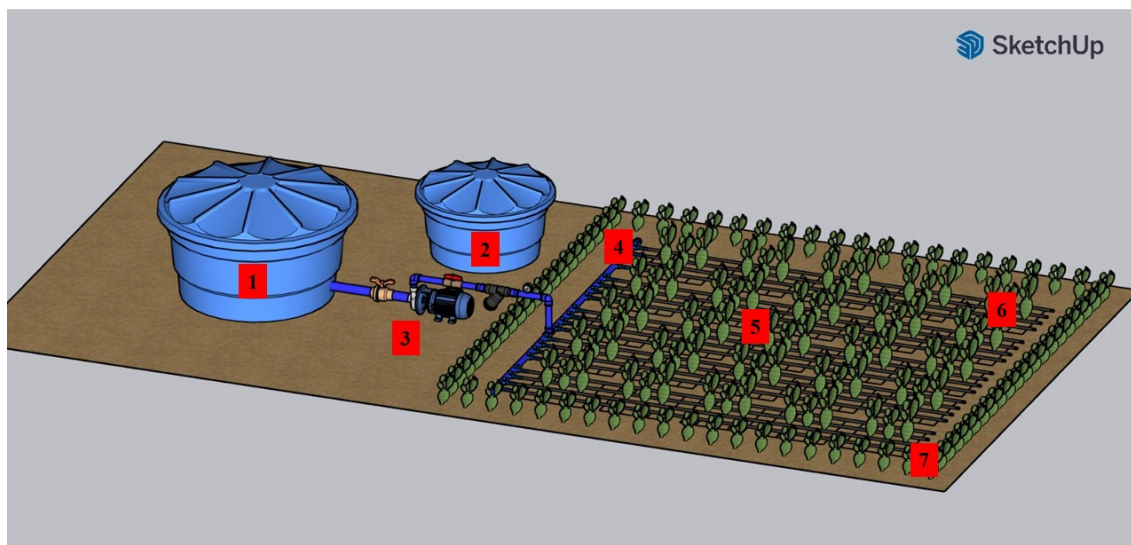
Figura 2. Acompanhamento da temperatura média do ar ($^{\circ}\text{C}$) e da precipitação pluvial (mm) de outubro de 2021 a dezembro de 2023 (A); acompanhamento da radiação solar global (MJ m^{-2}) e da evapotranspiração de referência (mm d^{-1}) no mesmo período citado (B) no campus Leste da UFERSA, no município de Mossoró, estado do Rio Grande do Norte, Brasil.

A temperatura média observada foi de $28,18^{\circ}\text{C}$, a radiação média foi de $18,10 \text{ MJ m}^{-2}$ e a evapotranspiração média foi de $4,68 \text{ mm d}^{-1}$. A precipitação acumulada no primeiro ciclo foi de $943,78 \text{ mm}$ e no segundo ciclo foi de $645,66 \text{ mm}$, totalizando $1.589,44 \text{ mm}$ ao longo do experimento.

O solo da área foi classificado como ARGISSOLO Vermelho-Amarelo eutrófico, segundo as diretrizes do Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (Santos *et al.*, 2018), como Acrisol, pelo World Reference Base for Soil Resources (IUSS, 2022). A classificação textural foi areia franca, com densidade de $1,63 \text{ g cm}^{-3}$ na profundidade de 0-20 cm e de $1,43 \text{ g cm}^{-3}$ na profundidade de 20-40 cm (Pedrosa *et al.*, 2024).

Delineamento experimental e montagem da área de ensaios

O arranjo experimental foi delineamento em blocos casualizados, sendo distribuídos ao acaso, cinco tratamentos e cinco repetições (Figura 3). Os tratamentos foram representados por água de abastecimento (AA) e efluente da aquicultura (EA), em: T1 - 100% AA; T2 - 75% AA + 25% EA; T3 - 50% AA + 50% EA; T4 - 25% AA + 75% EA; e T5 - 100% EA.



Fonte: Autoria própria (2025).

Figura 3. Croqui do experimento localizado no campus Leste da UFERSA, no município de Mossoró, estado do Rio Grande do Norte, Brasil.

Nota: 1 – Reservatório de água de abastecimento; 2 – Reservatório de efluente da aquicultura; 3 – Cabeçal de controle composto por registro de esfera, motobomba de 0,5 cv, manômetro graduado de 0 a 400 kPa e filtro de tela com abertura de 130 μm ; 4 – Linha de derivação; 5 – Linhas laterais com emissores não autocompensantes de 1,6 L h⁻¹; 6 – Parcela experimental; e 7 – Bordadura.

A área delimitada ao experimento possuiu cerca de 56 m² (7 m de largura por 8 m comprimento), onde foram distribuídas as 25 parcelas experimentais com dimensões individuais de 1,0 x 1,0 m (1,0 m²). Nas parcelas foram plantados cladódios da palma forrageira miúda, que tem por nome científico *Nopalea cochenillifera* (L.) Salm-Dyck (Senar, 2018).

No primeiro ano cada parcela recebeu cinco cladódios de 0,25 m de comprimento, enterradas 0,15 m no solo e espaçadas a cada 0,20 m. A face mais abrangente do cladódio foi posicionada na direção leste-oeste para maximizar o uso da radiação solar, estimulando assim a fotossíntese, a brotação e o enraizamento. Ao final do primeiro ano as duas plantas das extremidades de cada parcela foram retiradas, restando três plantas por parcela para os estudos que seguiram no segundo ano.

Durante todo o ciclo da cultura, não foi realizada nenhuma calagem ou fundação aproveitando os nutrientes do solo e aqueles fornecidos pelo efluente aquícola e abastecimento de água, conforme as recomendações de Pedrosa *et al.* (2024). Entretanto, após 22 meses de plantio, houve necessidade de fertilização de cobertura com esterco bovino curtido aplicando-se 20 Mg ha⁻¹ (Lima *et al.*, 2019). Este insumo proveniente do Setor de Bovinocultura da UFERSA, foi incorporado em sulcos

localizados a 20 cm da base das plantas e 15 cm de profundidade, conforme recomendações para cultivos em condições semiáridas (Santana *et al.*, 2021).

Manejo da aplicação das diluições de efluente da aquicultura

Para irrigação, foi utilizado o efluente oriundo do Setor de Aquicultura da UFRSA, gerado em tanques de cultivo de diversas espécies de peixes e camarões comumente utilizados para a realização de pesquisas com culturas aquícolas, enquanto a água de diluição foi proveniente da rede de abastecimento da Companhia de Águas e Esgotos do Rio Grande do Norte (CAERN).

A demanda hídrica da cultura empregada foi calculada empregando-se os valores da evapotranspiração de referência (ET_0) obtida do Portal UFRSA-SIEMU (<https://siemu.ufersa.edu.br/dashboard>) e o coeficiente de cultura (K_c) fixo de 0,70 obtido por Lima *et al.* (2021) para as condições do semiárido brasileiro. Com os valores de ET_0 e K_c , estimou-se a lâmina bruta de irrigação por meio do balanço hídrico, onde a entrada de água foi a irrigação e a precipitação pluvial, e a saída foi a evapotranspiração da palma forrageira (ET_c), conforme Equação 1.

$$ET_c = ET_0 \cdot K_c \quad (1)$$

Em que:

ET_c - Evapotranspiração da cultura, em mm d⁻¹;

ET_0 - Evapotranspiração de referência, em mm d⁻¹;

K_c - Coeficiente de cultura, adimensional.

A irrigação foi iniciada no dia em que foi plantada a palma forrageira e o sistema de irrigação por fitas gotejadoras operou com pressão de serviço de 60 ± 10 kPa. O manejo da irrigação foi alternando semanalmente, onde na primeira semana ocorria a reposição hídrica com água de abastecimento e a semana subsequente seriam as diluições de águas residuais de aquicultura. Se precipitação pluvial fosse acima de 20 mm nas últimas 24h antes da irrigação, ela não seria realizada. A irrigação complementar foi de 178 mm aplicados no primeiro ano e 314 mm no segundo, totalizando 492 mm, envolvendo tanto o uso de água de abastecimento quanto as diluições de efluente da aquicultura.

Para aplicação da água de abastecimento, foi montado um sistema de irrigação localizado com fitas gotejadoras, sendo a palma forrageira irrigada durante todo o período experimental para aplicar o suprimento de água. A aplicação de diluições de efluente aquícola na água de abastecimento foi realizada manualmente usando equipamentos como regadores de 13 L, baldes graduados de 11 L e provetas de 1 L, a fim de quantificar o volume correspondente a lâmina de irrigação calculada com base na evapotranspiração da cultura (ET_c).

Na Tabela 1 estão apresentados as médias dos parâmetros das diluições do efluente da aquicultura em água de abastecimento usadas para irrigação palma forrageira miúda que foram obtidos ao longo do experimento.

Tabela 1. Média e desvio-padrão dos parâmetros das diluições de efluente da aquicultura em água de abastecimento usadas para irrigação palma forrageira miúda, no município de Mossoró, estado do Rio Grande do Norte, Brasil.

Parâmetros	T1		T2		T3		T4		T5	
	Média ± Desvio padrão	Média ± Desvio padrão	Média ± Desvio padrão	Média ± Desvio padrão	Média ± Desvio padrão	Média ± Desvio padrão	Média ± Desvio padrão	Média ± Desvio padrão	Média ± Desvio padrão	Média ± Desvio padrão
pH	8,24 ± 0,52		7,66 ± 0,31		7,68 ± 0,29		7,59 ± 0,16		7,40 ± 0,23	
CE (dSm ⁻¹)	0,48 ± 0,04		1,55 ± 0,18		2,65 ± 0,42		3,08 ± 0,94		4,74 ± 0,39	
RAS (mmol _e L ⁻¹) ^{0,5}	4,43 ± 1,31		2,94 ± 0,86		1,34 ± 1,21		1,33 ± 1,07		1,33 ± 1,05	
CSR (mmol _e L ⁻¹)	1,94 ± 0,35		-4,89 ± 2,76		-11,90 ± 4,58		-17,00 ± 6,08		-26,78 ± 10,79	
K ⁺ (mg L ⁻¹)	6,70 ± 5,40		10,08 ± 7,35		15,61 ± 10,93		20,80 ± 14,29		28,69 ± 17,48	
Na ⁺ (mg L ⁻¹)	77,14 ± 22,20		134,31 ± 37,32		76,14 ± 54,06		90,34 ± 55,54		106,42 ± 62,06	
Ca ²⁺ (mg L ⁻¹)	12,75 ± 2,40		84,88 ± 26,97		142,45 ± 31,33		197,65 ± 41,69		294,27 ± 88,21	
Mg ²⁺ (mg L ⁻¹)	6,83 ± 3,92		51,06 ± 22,46		103,38 ± 36,85		145,70 ± 52,11		215,54 ± 105,18	
Cl ⁻ (mg L ⁻¹)	99,97 ± 31,75		475,03 ± 222,15		627,94 ± 263,07		787,94 ± 319,11		1081,93 ± 451,60	
HCO ₃ ⁻ (mg L ⁻¹)	176,66 ± 15,05		195,57 ± 46,71		209,80 ± 86,25		280,56 ± 36,81		333,47 ± 60,33	
NTK (mg L ⁻¹)	7,48 ± 2,39		8,52 ± 3,21		10,00 ± 4,23		10,01 ± 4,34		10,16 ± 4,08	
P (mg L ⁻¹)	0,00 ± 0,00		3,60 ± 3,02		7,85 ± 2,97		11,75 ± 4,28		17,69 ± 7,44	
Dureza (mg L ⁻¹)	60,33 ± 15,79		424,93 ± 146,78		786,90 ± 227,58		1101,20 ± 312,24		1633,73 ± 560,88	
Fe ³⁺ (mg L ⁻¹)	0,014 ± 0,030		0,126 ± 0,061		0,083 ± 0,089		0,117 ± 0,136		0,288 ± 0,274	
Mn ²⁺ (mg L ⁻¹)	0,000 ± 0,000		0,017 ± 0,027		0,010 ± 0,012		0,009 ± 0,008		0,019 ± 0,014	
Zn ²⁺ (mg L ⁻¹)	0,005 ± 0,005		0,031 ± 0,019		0,030 ± 0,022		0,030 ± 0,015		0,043 ± 0,023	
Cu ²⁺ (mg L ⁻¹)	0,000 ± 0,000		0,003 ± 0,003		0,004 ± 0,004		0,005 ± 0,003		0,008 ± 0,005	
Pb (mg L ⁻¹)	0,000 ± 0,000		0,000 ± 0,000		0,000 ± 0,000		0,004 ± 0,009		0,028 ± 0,038	
Cd (mg L ⁻¹)	0,000 ± 0,000		0,000 ± 0,000		0,000 ± 0,000		0,000 ± 0,000		0,000 ± 0,001	
Ni (mg L ⁻¹)	0,000 ± 0,000		0,000 ± 0,000		0,000 ± 0,000		0,000 ± 0,000		0,000 ± 0,000	
Cr (mg L ⁻¹)	0,001 ± 0,002		0,002 ± 0,002		0,003 ± 0,004		0,003 ± 0,004		0,010 ± 0,006	

Fonte: Autoria própria (2025).

Nota: T1 – 100% AA; T2 – 75% AA + 25% EA; T3 – 50% AA + 50% EA; T4 – 25% AA + 75% EA; T5 – 100% EA; pH – Potencial hidrogeniônico; CE – Condutividade elétrica; RAS – Razão de adsorção de sódio; CSR – Carbonato de sódio residual; K⁺ – Potássio; Na⁺ – Sódio; Ca²⁺ – Cálcio; Mg²⁺ – Magnésio; Cl⁻ – Cloreto; HCO₃⁻ – Bicarbonato; NTK – Nitrogênio total Kjeldahl; P – Fósforo; Fe³⁺ – Ferro; Mn²⁺ – Manganês; Zn²⁺ – Zinco; Cu²⁺ – Cobre; Pb – Chumbo; Cd – Cádmio; Ni – Níquel; e Cr – Cromo.

Coleta e análise de dados dos atributos químicos do solo

Os parâmetros do solo utilizado no experimento foram determinados antes da aplicação das diluições de efluente da aquicultura (outubro/2021), após um ano de experimento (outubro/2022) e na conclusão do experimento (dezembro/2023). Para a coleta e análise das amostras de solo, foram utilizadas as recomendações do Manual de Métodos de Análise de Solo da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA) (Teixeira *et al.*, 2017).

Em cada coleta, foram retiradas as amostras deformadas de solo em duas profundidades que variaram de 0-20 cm e de 20-40 cm. Para tanto, utilizou-se um trado do tipo Holandês e para que a mesma fosse viabilizada na camada mais profunda, o solo foi umedecido 24 h antes do horário previsto para coleta das amostras.

Na coleta realizada antes da instalação do experimento, as amostras simples foram obtidas em cinco pontos distintos dentro da área experimental, sendo homogeneizadas para formar amostras compostas nas duas profundidades. Para as coletas após um ano e ao término do experimento, foram coletadas duas amostras simples por parcela experimental, em seguida as amostras retiradas foram homogeneizadas para obtenção de amostra composta. Esse processo se deu nas duas profundidades a fim de obter cerca de 500 g de cada amostra, totalizando 50 amostras.

Posteriormente, as amostras foram encaminhadas ao Laboratório de Análise de Solo, Água e Planta (LASAP) da UFRSA Campus Mossoró. Importante lembrar que as amostras de solo foram secas ao ar, destorroadas e passadas em peneira de 2 mm para obter a Terra Fina Seca ao Ar (TFSA), sendo armazenadas em potes de 500 ml de polietileno com tampa, identificando com informações sobre o tratamento, bloco e profundidade (Figura 4).



Fonte: Autoria própria (2025).

Figura 4. Coleta de amostras de solo (A); solos armazenados (B); obtenção da TFSA (C); análise de solo (D), no município de Mossoró, estado do Rio Grande do Norte, Brasil.

Assim, foram determinados os parâmetros químicos: potencial hidrogeniônico em água (pH), condutividade elétrica (CE), condutividade elétrica do extrato de

saturação (CE_{es}), fósforo (P), potássio (K^+), sódio (Na^+), cálcio (Ca^{2+}), magnésio (Mg^{2+}), alumínio (Al^{3+}), acidez potencial ($H^+ + Al^{3+}$), cobre (Cu^{2+}), manganês (Mn^+), ferro (Fe^+), zinco (Zn^{2+}), cromo (Cr), níquel (Ni), cádmio (Cd), chumbo (Pb) e matéria orgânica (MO). A metodologia de cada análise está descrita no Quadro 1.

Quadro 1. Metodologias de análise de solo utilizadas no experimento.

Parâmetro	Metodologia
pH em água	Leitura direta no peagâmetro após adicionar água destilada.
CE	Leitura direta no condutivímetro após adicionar água destilada.
CE_{es}	Leitura direta no condutivímetro após fazer o extrato de saturação.
P, K^+ e Na^+	Extração com Mehlich-1.
	P Leitura no espectrofotômetro, após inserção de molibdato de amônio e ácido ascórbico.
	K^+ e Na^+ Leitura no fotômetro de chama.
Ca^{2+} , Mg^{2+} e Al^{3+}	Extração com cloreto de potássio (KCl).
	$Ca^{2+} + Mg^{2+}$ Titulação com EDTA, usando coquetel, ácido ascórbico e o indicador negro de eriocromo.
	Ca^{2+} Titulação com EDTA, usando KOH, ácido ascórbico, indicador ácido calcon e sulfato de sódio.
	Mg^{2+} Diferença entre as titulações anteriores.
	Al^{3+} Titulação com NaOH, usando indicador azul-de-bromotimol.
$H^+ + Al^{3+}$	Extração com acetato de cálcio e titulação com NaOH, usando fenolftaleína como indicador.
Cu^{2+} , Mn^+ , Fe^+ , Zn^{2+} , Cr, Ni, Cd e Pb	Extração com Mehlich-1 e leitura no espectrofotômetro de absorção atômica.
MO	Método indireto a partir do carbono orgânico total – digestão úmida usando dicromato de potássio e ácido sulfúrico, indicador Ferroin e titulação com sulfato ferroso – * 1,724.

Fonte: Adaptado de Yeomans e Bremner (1988) e Teixeira *et al.* (2017).

Adicionalmente calculou-se o complexo sortivo do solo, através da soma de bases (SB), a capacidade de troca catiônica efetiva (t), a capacidade de troca catiônica a pH 7 (T), a saturação por bases (V%), porcentagem de saturação por alumínio (m%), além do percentual de sódio trocável (PST) e a razão de adsorção de sódio (RAS), empregando-se as equações 5, 6, 7, 8, 9, 10 e 11, respectivamente. Para o cálculo da RAS, foi lido Na^+ , Ca^{2+} e Mg^{2+} no extrato de saturação do solo seguindo a metodologia dita anteriormente.

$$SB = Ca^{2+} + Mg^{2+} + K^+ + Na^+ \quad (5)$$

$$t = SB + Al^{3+} \quad (6)$$

$$T = SB + (H + Al^{3+}) \quad (7)$$

$$V\% = \frac{SB \cdot 100}{T} \quad (8)$$

$$m\% = \frac{(100 \cdot Al^{3+})}{t} \quad (9)$$

$$PST = \frac{Na^+}{T} \cdot 100 \quad (10)$$

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

Em que:

SB – Soma de bases, em $cmol_c dm^{-3}$;

Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+ – Concentrações de cálcio, magnésio, potássio e sódio diluições T1 a T5, em $cmol_c dm^{-3}$;

t – CTC efetiva, em $cmol_c dm^{-3}$;

Al^{3+} – Alumínio, em $cmol_c dm^{-3}$;

T – CTC a pH 7, em $cmol_c dm^{-3}$;

$H + Al^{3+}$ – Acidez potencial, em $cmol_c dm^{-3}$;

V% – Saturação por bases, em %;

m% – Porcentagem de saturação por alumínio, em %;

PST – Percentual de sódio trocável, em %;

RAS – Razão de adsorção de sódio, em $(mmol_c L^{-1})$.

Na Tabela 2 estão apresentados alguns atributos químicos do solo nas profundidades de 0-20 cm e de 20-40 cm cultivado com a palma forrageira miúda antes da aplicação das diluições do efluente da aquicultura e após o primeiro ano de cultivo.

Tabela 2. Caracterização química do solo realizada antes da instalação do experimento e após o primeiro ano de cultivo, no município de Mossoró, estado do Rio Grande do Norte, Brasil.

Parâmetros	Profundidade 0-20 cm					
	Antes do cultivo (2021)	Após o primeiro ano de cultivo (2022)				
		T1	T2	T3	T4	T5
pH	6,19	8,06	7,83	7,80	8,08	7,49
CE _{es}	0,12	0,90	0,90	0,12	0,12	0,29
NTK (g kg ⁻¹)	-	0,29	0,32	0,32	0,41	0,34
MO (g kg ⁻¹)	8,00	22,14	23,51	24,19	23,85	22,69
Ca ²⁺ (mg dm ⁻³)	635,27	7698,00	7426,00	8438,00	10260,00	10394,00
Mg ²⁺ (mg dm ⁻³)	188,42	2908,00	2984,00	3122,00	3078,00	3688,00
K ⁺ (mg dm ⁻³)	0,35	58,06	63,54	55,88	59,20	53,80
CTC (cmolc dm ⁻³)	5,07	3,70	3,97	4,14	4,32	4,64
PST (%)	0,00	7,34	5,94	8,07	7,90	10,66
Na ⁺ (mg dm ⁻³)	0,00	62,88	55,48	76,58	78,50	112,90
P (mg dm ⁻³)	153,40	38,22	20,46	25,06	23,32	23,62
Fe ⁺ (mg dm ⁻³)	13,10	1774,00	2398,00	2010,00	1764,00	2000,00
Mn ⁺ (mg dm ⁻³)	68,90	3352,00	3336,00	3716,00	3742,00	4476,00
Zn ²⁺ (mg dm ⁻³)	2,04	3162,00	2880,00	2810,00	3776,00	2954,00
Parâmetros	Profundidade 20-40 cm					
	Antes do cultivo (2021)	Após o primeiro ano de cultivo (2022)				
		T1	T2	T3	T4	T5
pH	6,55	8,09	7,84	7,77	7,81	7,64
CE _{es}	0,09	0,04	0,06	0,08	0,12	0,15
NTK (g kg ⁻¹)	-	0,25	0,24	0,29	0,30	0,23
MO (g kg ⁻¹)	4,20	22,22	22,12	22,48	24,06	20,68
Ca ²⁺ (mg dm ⁻³)	533,06	8314,00	8746,00	8790,00	10204,00	9370,00
Mg ²⁺ (mg dm ⁻³)	190,85	2312,00	2502,00	2542,00	2632,00	2626,00
K ⁺ (mg dm ⁻³)	0,29	73,70	91,94	88,42	76,60	76,82
CTC (cmolc dm ⁻³)	4,53	3,54	4,07	4,07	4,05	3,96
PST (%)	0,00	3,98	4,22	4,75	5,70	6,60
Na ⁺ (mg dm ⁻³)	1,90	29,94	37,12	43,46	52,94	59,10
P (mg dm ⁻³)	204,80	22,60	24,24	18,46	21,76	13,72
Fe ⁺ (mg dm ⁻³)	16,20	2848,00	3624,00	2792,00	2006,00	2890,00
Mn ⁺ (mg dm ⁻³)	46,40	3028,00	3402,00	3060,00	3490,00	3496,00
Zn ²⁺ (mg dm ⁻³)	1,09	2472,00	2584,00	1950,00	3070,00	2400,00

Fonte: Pedrosa *et al.* (2024).

Nota: T1 – 100% AA; T2 – 75% AA + 25% EA; T3 – 50% AA + 50% EA; T4 – 25% AA + 75% EA; T5 – 100% EA; pH – Potencial hidrogeniônico; CE_{es} – Condutividade elétrica do extrato de saturação; NTK – Nitrogênio total Kjeldahl; MO – Matéria orgânica; Ca²⁺ – Cálcio; Mg²⁺ – Magnésio; K⁺ – Potássio; CTC – Capacidade de troca catiônica; PST – Porcentagem de sódio trocável; Na⁺ – Sódio; P – Fósforo; Fe⁺ – Ferro; Mn⁺ – Manganês e Zn²⁺ – Zinco.

Os dados de metais no solo foram interpretados quanto a Resolução CONAMA nº 420/2009 (Brasil, 2009), legislações estaduais sobre os VRQs e, na ausência, foram utilizados dados de VRQ de literatura para os entes federativos. Já os valores mensurados a partir da análise de fertilidade do solo foram comparados com algumas literaturas técnicas que tratam sobre recomendações agronômicas. Também foram utilizados dados para classificação e interpretação quanto os riscos de salinidade e

sodicidade, de acordo os estudos realizados por Richards (1969). Por fim, pode-se obter as variáveis mais relevantes.

Análise estatística

Os dados das características físico-químicas (pH, CE, CE_{es}, P, K⁺, Na⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, Al³⁺, H⁺+Al³⁺, SB, t, T, V, m, PST, RAS, Cu²⁺, Mn²⁺, Fe⁺, Zn²⁺, Cr, Ni, Cd, Pb e MO) do solo irrigado com as diluições de efluente aquícola foram submetidos à análise estatística descritiva para a obtenção da média e desvio-padrão.

A matriz de correlação de Pearson foi utilizada para verificar se as variáveis analisadas possuíam correlações mínimas suficientes para justificar sua utilização na matriz da análise multivariada. Para tanto, foram analisadas 18 variáveis em um total de 50 amostras de solo nas duas profundidades.

Em seguida, os dados foram submetidos à análise de agrupamento (*Cluster Analysis*), realizando análise de classificação por meio da distância euclidiana, como coeficiente de similaridade, e o algoritmo *Ward's method*, como método de agrupamento, para observação da correlação entre as variáveis estudadas.

Os dados foram submetidos à Análise de Componentes Principais (ACP), considerando apenas as variáveis que apresentaram valor da carga fatorial acima de 0,70 (Hair Júnior *et al.*, 2009). Adotou-se o critério de Kaiser (1958) para definição do número de Componentes Principais (CPs) que indicaram a maior explicação da variância, ou seja, foram mantidos apenas componentes com autovalores > 1 e variância acumulada ≥ 70% (Rencher; Christensen, 2012).

Finalmente, procedeu-se com a Análise Fatorial, onde os eixos fatoriais foram rotacionados pelo método Varimax normalizada, considerando-se cargas fatoriais ≥ 0,70 significativas para fins de interpretação.

Todas as análises foram realizadas com auxílio do programa computacional *Statistica*® 14 (StatSoft, 2020).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Análise da qualidade do solo à luz da legislação brasileira

A Tabela 3 aponta as médias, as medianas, os desvio-padrão e os coeficientes de variação dos micronutrientes e metais do solo (0-40 cm) ao final do experimento.

Tabela 3. Média, mediana, desvio-padrão e coeficiente de variação das substâncias químicas do solo ao final do experimento na profundidade de 0-40 cm, no município de Mossoró, estado do Rio Grande do Norte, Brasil.

Tratamentos		Parâmetros (mg kg ⁻¹)							
		Cu ²⁺	Mn ⁺	Fe ⁺	Zn ²⁺	Cr	Ni	Cd	Pb
T1	Média	0,56	86,27	56,07	7,53	0,15	0,75	0,21	1,03
	Mediana	0,44	82,85	53,44	6,03	0,14	0,76	0,22	0,50
	Desvio-padrão	0,35	12,52	16,60	5,16	0,16	0,45	0,20	1,35
	CV	62,17	14,52	29,61	68,59	106,12	60,27	95,67	131,06
T2	Média	0,41	87,39	46,54	8,69	0,13	0,62	0,22	0,40
	Mediana	0,36	93,40	48,00	7,57	0,12	0,61	0,22	0,25
	Desvio-padrão	0,09	19,54	10,53	3,31	0,14	0,48	0,23	0,44
	CV	23,08	22,36	22,62	38,04	106,31	77,68	104,49	110,55
T3	Média	0,41	81,45	49,43	6,83	0,19	0,70	0,22	0,23
	Mediana	0,41	81,05	46,46	6,05	0,13	0,87	0,23	0,10
	Desvio-padrão	0,19	29,56	20,04	4,07	0,21	0,40	0,23	0,29
	CV	45,83	36,29	40,55	59,56	110,58	57,06	103,52	124,76
T4	Média	0,42	83,01	50,04	8,27	0,18	0,67	0,24	0,56
	Mediana	0,36	76,25	50,49	8,27	0,12	0,78	0,23	0,30
	Desvio-padrão	0,13	17,49	17,11	4,02	0,20	0,51	0,25	0,64
	CV	30,81	21,07	34,19	48,63	112,76	76,16	105,62	113,63
T5	Média	0,39	78,67	47,55	6,03	0,17	0,69	0,24	0,53
	Mediana	0,40	77,15	42,41	5,54	0,13	0,73	0,23	0,35
	Desvio-padrão	0,08	11,74	14,95	1,78	0,19	0,60	0,25	0,60
	CV	21,39	14,92	31,44	29,61	111,15	86,74	105,47	112,88

Fonte: Autoria própria (2025).

Nota: T1 – 100% AA; T2 – 75% AA + 25% EA; T3 – 50% AA + 50% EA; T4 – 25% AA + 75% EA; T5 – 100% EA; CV – Coeficiente de Variação; Cu²⁺ - Cobre; Mn⁺ - Manganês; Fe⁺ - Ferro; Zn²⁺ - Zinco; Cr - Cromo; Ni - Níquel; Cd - Cádmio; e Pb - Chumbo.

Observa-se que a disposição do aumento de água residuária no solo não influenciou na qualidade de solo, quando comparado ao tratamento de controle (T1). Até porque, ao analisar a água de irrigação (Tabela 1), nota-se que os micronutrientes e metais detectados no solo estão pouco presentes na nesta água e muitas vezes os valores que estão superiores no solo, são os do tratamento como maior aporte de efluente.

Desta forma, acredita-se que as substâncias encontradas são provenientes da própria formação do solo, como confirmado por Costa (2013), que diz que o material de origem é o fator de formação que mais interfere nos teores naturais de metais pesados nos solos do Rio Grande do Norte. Assim, o clima, os organismos, o relevo, o material de origem e o tempo influenciam os processos químicos, propriedades físicas, mineralógicas e composição do solo (Althaus *et al.*, 2018).

Além disso, acredita-se também em deposição de poluentes atmosféricos, principalmente os metais pesados, que, ao longo dos anos e por meio de vento e de chuva, foram transportados e depositados na área (Luo *et al.*, 2019; Liu *et al.*, 2023; Tang *et al.*, 2023), visto que ao entorno da universidade há circulação de veículos

movidos a combustíveis fósseis, bem como indústrias, que possivelmente contaminam áreas próximas e distantes das fontes emissoras.

Na Tabela 4 há um levantamento de legislações acerca dos VRQs de substâncias químicas para solos no território brasileiro, seja por legislação estadual seja por meio do aparato acadêmico, e na área do experimento, nas duas profundidades. Na Tabela 5 estão os VP e Investigação VI de substâncias químicas para solos do Brasil.

Tabela 4. Valores de Referência de Qualidade (VRQs) de substâncias químicas para solos no território brasileiro e na área do experimento, no município de Mossoró, estado do Rio Grande do Norte, Brasil.

		Micro (mg kg ⁻¹)				Metais (mg kg ⁻¹)			
		Cu	Mn	Fe	Zn	Cr	Ni	Cd	Pb
Legislação estadual	AL	19,06	591,65	28.726,61	26,16	42,93	17,69	0,21	19,35
	CE	60,00	-	-	300,00	75,00	30,00	1,30	72,00
	MG	49,00	-	-	46,50	75,00	21,50	<0,40	19,50
	PB	20,82	-	-	33,65	48,35	14,44	0,08	14,62
	PE	5,00	-	-	35,00	35,00	9,00	0,50	13,00
	RS ¹	203,00	-	-	120,00	94,00	47,00	0,59	36,00
	RS ²	9,00	-	-	31,00	40,00	12,00	0,40	18,00
	RS ³	13,00	-	-	31,00	25,00	10,00	0,38	19,00
	RS ⁴	11,00	-	-	29,00	21,00	7,00	0,42	16,00
	RS ⁵	37,00	-	-	33,00	27,00	11,00	0,36	27,00
	SE	28,44	483,51	33.301,61	1,35	49,00	37,83	0,34	16,54
	SC ⁶	93,84	-	-	55,60	47,68	18,30	0,11	16,08
	SP	35,00	-	-	60,00	40,00	13,00	<0,50	17,00
Aparato acadêmico	AM ⁷	3,50	88,20	20.372,50	8,20	109,40	3,50	-	-
	AM ⁸	2,70	29,10	4.137,30	2,70	192,60	7,20	-	-
	AM ⁹	3,10	29,40	2.289,40	3,60	284,10	9,30	-	-
	ES	9,40	98,00	10.675,00	71,00	51,25	6,10	<LD	2,50
	MS	28,49	-	-	16,40	30,30	8,61	0,07	11,05
	MT e RO	20,60	-	-	3,00	44,80	2,10	<0,30	9,00
	PA	9,90	72,00	7.100,00	7,20	24,10	1,40	0,40	4,80
	PI	5,80	-	21.870,00	10,30	51,60	19,30	<0,03	11,40
	PR ¹⁰	17,89	-	-	52,47	48,79	17,22	1,02	16,95
	PR ¹¹	103,77	-	-	62,35	43,03	7,93	0,82	14,97
	RJ ¹²	18,00	454,00	38.182,00	51,00	43,00	17,00	0,0473	29,00
	RN	13,69	-	-	23,85	30,94	19,84	0,10	29,00
Solo da pesquisa (0-20 cm)									
T1	0,65	94,88	47,49	7,10	0,00	1,17	0,40	2,06	
T2	0,43	99,22	41,50	9,58	0,00	1,06	0,44	0,80	
T3	0,40	86,50	39,69	7,45	0,00	1,06	0,43	0,46	
T4	0,42	96,46	39,70	8,73	0,00	1,13	0,47	1,12	
T5	0,34	86,36	36,56	7,11	0,00	1,25	0,47	1,06	
Solo da pesquisa (20-40 cm)									
T1	0,46	77,66	64,66	7,96	0,30	0,33	0,02	0,00	
T2	0,38	75,56	51,58	7,81	0,27	0,17	0,00	0,00	
T3	0,42	76,39	59,17	6,22	0,38	0,35	0,00	0,00	
T4	0,41	69,56	60,37	7,81	0,36	0,20	0,00	0,00	
T5	0,44	70,98	58,54	4,95	0,35	0,13	0,00	0,00	

Fonte: Adaptado de COPAM (2011); Santos e Alleoni (2013); CETESB (2014); COPAM (2014); CPRH (2014); FEPAM (2014); Preston *et al.* (2014); Costa e Costa (2015); COEMA (2017); Melo *et al.* (2017);

Fernandes *et al.* (2018); Lima *et al.* (2018); CEMA (2019); Bocardi *et al.* (2020); Boechat *et al.* (2020); CEPRAM (2020); Rebêlo *et al.* (2020); Perez *et al.* (2022); IMA (2021)

Nota: T1 – 100% AA; T2 – 75% AA + 25% EA; T3 – 50% AA + 50% EA; T4 – 25% AA + 75% EA; T5 – 100% EA; Cu²⁺ - Cobre; Mn⁺ - Manganês; Fe⁺ - Ferro; Zn²⁺ - Zinco; Cr - Cromo; Ni - Níquel; Cd - Cádmio; e Pb - Chumbo; ¹Rochas vulcânicas do Planalto; ²Rochas cristalinas do Escudo Sul-riograndense; ³Rochas sedimentares pelíticas da Depressão Periférica; ⁴Rochas sedimentares areníticas do Planalto, do Escudo Sul-riograndense e da Depressão Periférica; ⁵Sedimentos inconsolidados da Planície Costeira; ⁶VRQ aplicável a solos com teores de argila inferiores a 590 g.kg⁻¹ (59%); ⁷P/V: Platô/Vetente; ⁸C: Campinarana; ⁹B: Baixo; LD: Valores abaixo do limite de detecção; ¹⁰Estudo feito para a Planície Litorânea do Paraná; ¹¹Estudo feito em Áreas de Conservação Florestal no oeste do estado do Paraná; ¹²Estudo feito em região de encostas no Rio de Janeiro.

Tabela 5. Valores de Prevenção (VP) e Investigação (VI) de substâncias químicas para solos do Brasil.

Substâncias químicas		Resolução CONAMA nº 420/2009 (mg kg ⁻¹)			
		Valor de Prevenção	Valor de Investigação		
			Agrícola	Residencial	Industrial
Micronutrientes	Cu	60,00	200,00	400,00	600,00
	Mn	-	-	-	-
	Fe	-	-	-	-
	Zn	300,00	450,00	1.000,00	2.000,00
Metais pesados	Cr	75,00	150,00	300,00	400,00
	Ni	30,00	70,00	100,00	130,00
	Cd	1,30	3,00	8,00	20,00
	Pb	72,00	180,00	300,00	900,00

Fonte: Adaptado de Brasil (2009).

Nota: Cu²⁺ - Cobre; Mn⁺ - Manganês; Fe⁺ - Ferro; Zn²⁺ - Zinco; Cr - Cromo; Ni - Níquel; Cd - Cádmio; e Pb - Chumbo

Nota-se que com relação aos micronutrientes, que o cobre está inferior, variando de 0,34 a 0,65 mg kg⁻¹, nas duas profundidades, quando comparado com os VRQs do aparato estadual e acadêmico (Tabela 4), além dos VP e VI da Resolução CONAMA nº 420/2009 (Tabela 5). Como essa substância está presente em todos os materiais encontrados, infere-se que é de grande valia sua análise, visto que pode ser observado após aplicação de águas residuárias no solo (Alderson; Santos; Mota Filho, 2015). Tem como função participar da fotossíntese nas fases fotoquímicas e bioquímicas, auxilia na respiração, desintoxicação celular e ajuda na resistência de plantas às doenças (Kowata *et al.*, 2012; Zhang *et al.*, 2017; Baracho; Silva; Lombardi, 2019; Laporte *et al.*, 2020). Em latossolos dos Tabuleiros Costeiros do Recôncavo Baiano, o limite de tolerância obtido por Carvalho, Bôa e Fadigas (2013) foi de 16 mg kg⁻¹.

Já o manganês apresentou-se superior em todos os tratamentos da camada 0-20 cm (86,36 a 99,22 mg kg⁻¹) e alguns tratamentos da camada 20-40 cm (T1, T2 e T3) quando comparado aos estados da Região Norte (AM e PA). Nota-se que os maiores valores estão na camada superficial, onde se concentra a maior parte das raízes da palma

forrageira. Cabe salientar que não há VP e VI estabelecidos na Resolução CONAMA nº 420/2009 para essa substância (Tabela 5). Também não há valores orientadores para o estado do Rio Grande do Norte (Tabela 4), embora Costa (2013) tenha encontrado que a média de $0,33 \text{ g kg}^{-1}$ para o manganês, ou seja, 330 mg kg^{-1} para o RN, o que ela não considerou como VRQ pela grande variação dentro da própria unidade federativa. Esse elemento tem como função participar da fase fotoquímica da fotossíntese, desintoxicação celular, redução de nitrogênio, nodulação em leguminosas e auxiliar na resistência de plantas às doenças (Shu; Zhang; Wang, 2019; Peris-Peris *et al.*, 2017; Yachandra; Sauer; Klein, 1996; Ma *et al.*, 2022).

Assim como o manganês, para o ferro não há VP e VI na Resolução CONAMA nº 420/2009 (Tabela 5) e nem no aparato acadêmico do Estado em que foi realizado o estudo. Entretanto, o ferro encontrado em todos os tratamentos foi inferior (Tabela 4), variando de $36,56$ a $47,49 \text{ mg kg}^{-1}$ (0-20 cm) e $51,58$ a $64,66 \text{ mg kg}^{-1}$ (20-40 cm). Percebe-se que o ferro foi lixiviado para a camada mais inferior. De acordo com Costa (2013), o manganês e o ferro são alguns dos principais constituintes de rochas, sendo os demais metais elementos acessórios. A mesma autora também infere que o ferro é elevado nos materiais de origem dos solos do RN, apresentando média de $70,49 \text{ g kg}^{-1}$, o que representa $70.490 \text{ mg kg}^{-1}$, não sendo considerado como VRQ pela discrepância de valores dentro do mesmo estado. O ferro é constituinte dos citocromos, além de proteínas com grupos Fe-S e de enzimas catalase e peroxidase e auxilia na resistência de plantas às doenças (Kausch; Handa, 1995; Murgia *et al.*, 2022).

Desta forma, muitas vezes os elementos manganês e ferro não são apresentados valores de referência pois essas substâncias encontram-se naturalmente nos solos tropicais em alta concentração (CETESB, 2014), assim os valores elevados nos solos, muitas vezes, não são influenciados pela ação antropogênica (Förstner; Wittman, 1979). Todavia, ambos são considerados minerais essenciais, se enquadrando em micronutrientes ao lado de boro (B), cloro (Cl), cobre (Cu), zinco (Zn), molibdênio (Mo) e níquel (Ni) (Costa, 2024).

Sobre o zinco, todos os tratamentos foram superiores ($7,10$ a $9,58 \text{ mg kg}^{-1}$ e $4,95$ a $7,96 \text{ mg kg}^{-1}$) quando comparado com valores de SE, AM, MT e RO, já alguns tratamentos foram maiores ao confrontar com o estado do Pará (Tabela 4). Os dados foram inferiores aos VP e VI da Resolução CONAMA nº 420/2009 (Tabela 5). O zinco pode ocasionar sérios distúrbios na nutrição vegetal, especialmente devido à sua baixa disponibilidade nos solos, à lixiviação em solos arenosos com baixos teores de matéria

orgânica e àquelas áreas com pequena reserva de zinco total. Além disso, o uso excessivo de calcário e adubos fosfatados também pode contribuir para a deficiência desse nutriente (Valladares *et al.*, 2009), que é tão essencial para o crescimento apical, síntese de proteínas, desintoxicação celular, fotossíntese, respiração e resistência de plantas às doenças (Price; Millar, 1962; Gupta *et al.*, 2012; Moghadam; Zahedi; Ashkiani, 2013; Ibrahim; Ramadan, 2015; Castillo-González *et al.*, 2018; Zhang *et al.*, 2018). Em latossolos dos Tabuleiros Costeiros do Recôncavo Baiano, o limite de tolerância foi de 40 mg kg⁻¹ (Carvalho; Bôas; Fadigas, 2013).

Partindo-se para os metais pesados, observa-se que os teores de cromo são inexistentes na camada superficial e valores entre 0,27 a 0,38 mg kg⁻¹ na camada 20-40 cm, sendo inferiores aos VRQ estabelecidos pelos estados (Tabela 4), bem como estão menores que o VP e VI da Resolução CONAMA nº 420/2009 (Tabela 5). A absorção e o transporte de cromo no solo são amplamente influenciados pelas características físico-químicas do solo, como pH, CE, MO, óxidos de manganês e ferro, microrganismos e outros (Zulfiqar *et al.*, 2023). Carvalho, Bôas e Fadigas (2013) obtiveram 61 mg kg⁻¹ como limite de tolerância para cromo em latossolos dos Tabuleiros Costeiros do Recôncavo Baiano.

Com relação ao níquel, todos os valores foram inferiores aos da legislação estadual, do aparato acadêmico (Tabela 4) e da Resolução CONAMA nº 420/2009 (Tabela 5). Apresentou valores entre 1,06 a 1,25 mg kg⁻¹ e 0,13 a 0,35 mg kg⁻¹, na camada superior e inferior, respectivamente. O limite de níquel em latossolos dos Tabuleiros Costeiros do Recôncavo Baiano foi de 33 mg kg⁻¹ Carvalho, Bôas e Fadigas (2013). É o 22º elemento mais abundante na crosta terrestre, sendo encontrado naturalmente nos solos em proporções que variam de acordo o material de origem, bem como oriundos da atividade antrópica, sendo que no solo apenas uma pequena proporção do conteúdo total de níquel está disponível às plantas (Macedo, 2016). A única função conhecida desse elemento nas plantas é ser constituinte da urease, enzima que tem importância fundamental quando o solo é adubado com ureia para fornecer N (Costa, 2024).

Ao verificar o elemento cádmio, os valores variaram entre 0,40 a 0,47 mg kg⁻¹ na camada superior, sendo superiores ao se comparar com os estados PB, SE, AL, MS, PI, RJ, SC e o Estado do Rio Grande do Norte (Tabela 4). Contudo, os valores de Cd estão menores que os VP e VI da Resolução CONAMA nº 420/2009 (1,30 mg kg⁻¹) (Tabela 5). Quanto a presença e acúmulo de metais pesados, Pratap *et al.* (2023)

afirmam que dentre os contaminantes mais problemáticos associados à toxicidade ecológica são os metais tóxicos, estão Cd, Cr, Cu, Ni, Zn, Fe, Pb, Hg, As e Mn. O cádmio é um oligoelemento não essencial em plantas que é onipresente no meio ambiente, onde a toxicidade em plantas vai desde a redução a absorção e a translocação de nutrientes e água, aumento do dano oxidativo, interrupção o metabolismo da planta e inibição a morfologia e a fisiologia da planta (Haider *et al.*, 2021).

Por fim, os valores do chumbo na camada 0-20 cm (0,46 a 2,06 mg kg⁻¹) e na camada 20-40 cm (0,00 mg kg⁻¹) estão abaixo dos VRQs do território brasileiro (Tabela 4) e dos valores de prevenção e investigação de substâncias químicas para solos do Brasil presentes na Resolução CONAMA nº 420/2009 (Tabela 5). Apesar de não ter função essencial nas plantas, o chumbo é absorvido por elas principalmente através das raízes da solução do solo e, portanto, pode entrar na cadeia alimentar (Pourrut *et al.*, 2011). Ele tende a acumular no solo provocando danos ao desenvolvimento das plantas, principalmente nos tecidos radiculares, mas, uma vez absorvido pelo vegetal, pode se distribuir para os diferentes tecidos por meio de uma complexa rede de homeostase, causando distúrbios bioquímico e molecular (Silva; Santos; Guilherme, 2015). Carvalho, Bôas e Fadigas (2013) mesuraram o limite de tolerância para chumbo para latossolos dos Tabuleiros Costeiros do Recôncavo Baiano e obtiveram 19 mg kg⁻¹.

Deste modo, a Resolução CONAMA nº 420/2009 foi criada visando prevenir a contaminação do solo e proteger a qualidade das águas superficiais e subterrâneas segundo a concentração de substâncias químicas, baseadas nos limites de VRQ, VP e VI, a saber: Classe 1 - Solos que apresentam concentrações de substâncias químicas ≤ VRQ; Classe 2 - Solos que apresentam concentrações de pelo menos uma substância química > VRQ e ≤ VP; Classe 3 - Solos que apresentam concentrações de pelo menos uma substância química > VP e ≤ VI; Classe 4 - Solos que apresentam concentrações de pelo menos uma substância química > VI (Brasil, 2009).

Nesse sentido, ao comparar o solo da pesquisa, com os limites estabelecidos pelo estudo do RN e a Resolução CONAMA nº 420/2009, classifica-se como solo Classe 2, por apresentar concentrações de Cd maiores do que o VRQ (0,10), presente no aparato acadêmico, e menores que o VP (1,30), conforme resolução. Desta forma, a Resolução recomenda que poderá ser necessária uma avaliação pelo órgão ambiental, que incluirá a análise da possível ocorrência natural da substância ou da presença de fontes poluidoras, com recomendações de medidas preventivas de controle, quando aplicável, sem obrigatoriedade de investigação detalhada.

Análise da qualidade do solo quanto à literatura

Os dados de solo após irrigação da palma forrageira miúda por dois anos com diluições de efluente da aquicultura (Tabela 6) foram confrontados com a Tabela 2, que é a caracterização química do solo realizada antes da instalação do experimento, bem como com recomendações da literatura para avaliação da qualidade agronômica.

Os resultados da análise química do solo evidenciam alterações significativas nos atributos de fertilidade de um ARGISSOLO vermelho-amarelo eutrófico, submetido à irrigação com diluições de efluente aquícola ao longo do ciclo da palma forrageira gigante. Esse tipo de solo, caracterizado por horizonte B textural, textura areia franca na camada superficial e elevada saturação por bases, apresenta comportamento químico fortemente condicionado pela baixa capacidade de retenção de nutrientes na superfície, parcialmente compensada pela predominância de cátions básicos (Santos et al., 2018).

Tabela 6. Média e desvio-padrão dos parâmetros químicos do solo na profundidade de 0-20 cm e 20-40 cm após irrigação da palma forrageira miúda por dois ciclos com diluições de efluente da aquicultura em água de abastecimento, no município de Mossoró, estado do Rio Grande do Norte, Brasil.

Parâmetros	Profundidade 0-20 cm					
	T1		T2		T3	
	Média ± Desvio padrão	Média ± Desvio padrão	Média ± Desvio padrão	Média ± Desvio padrão	Média ± Desvio padrão	Média ± Desvio padrão
pH	7,67 ± 0,30	7,32 ± 0,16	7,08 ± 0,19	6,87 ± 0,19	6,88 ± 0,16	6,88 ± 0,16
CE (dS m ⁻¹)	0,11 ± 0,04	0,17 ± 0,04	0,24 ± 0,10	0,46 ± 0,12	0,46 ± 0,19	0,46 ± 0,19
CE _{es} (dS m ⁻¹)	0,76 ± 0,01	1,12 ± 0,01	1,52 ± 0,01	2,75 ± 0,04	3,16 ± 0,02	3,16 ± 0,02
P (mg dm ⁻³)	29,53 ± 22,11	31,95 ± 12,83	28,39 ± 6,83	25,58 ± 7,86	31,01 ± 11,52	31,01 ± 11,52
K ⁺ (mg dm ⁻³)	48,77 ± 9,82	52,05 ± 16,48	50,41 ± 15,42	63,12 ± 11,12	54,31 ± 13,08	54,31 ± 13,08
Na ⁺ (mg dm ⁻³)	110,16 ± 15,80	124,84 ± 15,51	133,45 ± 23,63	185,44 ± 39,97	164,14 ± 45,35	164,14 ± 45,35
Ca ²⁺ (cmole dm ⁻³)	2,28 ± 0,33	2,95 ± 0,63	3,26 ± 0,23	3,53 ± 0,44	3,13 ± 0,26	3,13 ± 0,26
Mg ²⁺ (cmole dm ⁻³)	1,69 ± 0,20	1,62 ± 0,40	1,62 ± 0,61	1,60 ± 0,31	1,92 ± 0,26	1,92 ± 0,26
Al ³⁺ (cmole dm ⁻³)	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00
H ⁺ + Al ³⁺ (cmole dm ⁻³)	*	1,49 ± 0,00	1,79 ± 0,69	1,60 ± 1,00	1,18 ± 0,27	1,18 ± 0,27
SB (cmole dm ⁻³)	4,58 ± 0,32	5,24 ± 0,40	5,59 ± 0,61	6,10 ± 0,60	5,89 ± 0,58	5,89 ± 0,58
CTC efetiva (cmole dm ⁻³)	4,58 ± 0,32	5,24 ± 0,40	5,59 ± 0,61	6,10 ± 0,60	5,89 ± 0,58	5,89 ± 0,58
CTC pH 7 (cmole dm ⁻³)	4,58 ± 0,32	5,54 ± 0,78	6,67 ± 1,26	7,38 ± 1,59	6,84 ± 1,12	6,84 ± 1,12
V (%)	100,00 ± 0,00	95,59 ± 9,87	85,63 ± 14,07	84,36 ± 11,12	87,12 ± 7,59	87,12 ± 7,59
m (%)	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00
PST (%)	10,53 ± 1,79	9,92 ± 1,57	8,83 ± 1,61	10,99 ± 1,35	10,35 ± 1,59	10,35 ± 1,59
RAS (mmol _e L ⁻¹)	2,87 ± 0,06	2,96 ± 0,05	2,75 ± 0,06	4,32 ± 0,09	3,70 ± 0,11	3,70 ± 0,11
Cu ²⁺ (mg dm ⁻³)	0,65 ± 0,48	0,43 ± 0,12	0,40 ± 0,10	0,42 ± 0,15	0,34 ± 0,07	0,34 ± 0,07
Mn ⁺ (mg dm ⁻³)	94,88 ± 11,75	99,22 ± 15,44	86,50 ± 6,80	96,46 ± 14,15	86,36 ± 9,95	86,36 ± 9,95
Fe ⁺ (mg dm ⁻³)	47,49 ± 16,72	41,50 ± 12,31	39,69 ± 7,23	39,70 ± 16,17	36,56 ± 6,62	36,56 ± 6,62
Zn ²⁺ (mg dm ⁻³)	7,10 ± 2,72	9,58 ± 3,65	7,45 ± 2,38	8,73 ± 2,21	7,11 ± 1,99	7,11 ± 1,99
Cr (mg dm ⁻³)	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00
Ni (mg dm ⁻³)	1,17 ± 0,09	1,06 ± 0,07	1,06 ± 0,03	1,13 ± 0,12	1,25 ± 0,04	1,25 ± 0,04
Cd (mg dm ⁻³)	0,40 ± 0,01	0,44 ± 0,01	0,43 ± 0,00	0,47 ± 0,02	0,47 ± 0,01	0,47 ± 0,01
Pb (mg dm ⁻³)	2,06 ± 1,20	0,80 ± 0,20	0,46 ± 0,23	1,12 ± 0,36	1,06 ± 0,32	1,06 ± 0,32
MO (g kg ⁻¹)	12,03 ± 1,98	12,37 ± 2,32	12,17 ± 3,55	12,21 ± 2,83	12,16 ± 2,94	12,16 ± 2,94

(continua)

Tabela 6. Média e desvio-padrão dos parâmetros químicos do solo na profundidade de 0-20 cm e 20-40 cm após irrigação da palma forrageira miúda por dois ciclos com diluições de efluente da aquicultura em água de abastecimento, no município de Mossoró, estado do Rio Grande do Norte, Brasil.

Parâmetros	Profundidade 20-40 cm					(conclusão)
	T1		T2		T3	
	Média ± Desvio padrão	Média ± Desvio padrão	Média ± Desvio padrão	Média ± Desvio padrão		
pH	7,65 ± 0,32	7,25 ± 0,13	7,11 ± 0,05	6,98 ± 0,17	6,93 ± 3,61	T5
CE (dS m ⁻¹)	0,06 ± 0,01	0,12 ± 0,02	0,17 ± 0,04	0,24 ± 0,02	0,26 ± 0,16	
CE _{es} (dS m ⁻¹)	0,48 ± 0,00	0,76 ± 0,00	1,13 ± 0,00	1,60 ± 0,01	1,85 ± 0,00	
P (mg dm ⁻³)	31,36 ± 26,55	36,15 ± 17,61	23,68 ± 3,14	23,95 ± 8,92	33,17 ± 14,29	
K ⁺ (mg dm ⁻³)	59,23 ± 21,10	58,41 ± 14,16	65,99 ± 17,78	75,02 ± 35,68	53,90 ± 16,14	
Na ⁺ (mg dm ⁻³)	77,66 ± 6,84	96,46 ± 20,60	114,27 ± 15,35	112,70 ± 19,01	110,55 ± 18,26	
Ca ²⁺ (cmolc dm ⁻³)	2,95 ± 0,49	3,15 ± 0,80	3,26 ± 0,60	3,27 ± 0,57	3,11 ± 0,38	
Mg ²⁺ (cmolc dm ⁻³)	1,66 ± 0,83	1,67 ± 0,32	1,59 ± 0,34	1,70 ± 0,23	1,66 ± 0,15	
Al ³⁺ (cmolc dm ⁻³)	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	
H ⁺ + Al ³⁺ (cmolc dm ⁻³)	*	*	1,35 ± 0,19	1,34 ± 0,69	1,37 ± 0,49	
SB (cmolc dm ⁻³)	5,11 ± 0,79	5,39 ± 0,50	5,52 ± 0,65	5,64 ± 0,90	5,39 ± 0,48	
CTC efetiva (cmolc dm ⁻³)	5,11 ± 0,79	5,39 ± 0,50	5,52 ± 0,65	5,64 ± 0,90	5,39 ± 0,48	
CTC pH 7 (cmolc dm ⁻³)	5,11 ± 0,79	5,39 ± 0,50	6,06 ± 0,81	6,45 ± 1,68	6,75 ± 0,73	
V (%)	100,00 ± 0,00	100,00 ± 0,00	91,79 ± 11,58	89,36 ± 10,54	80,10 ± 6,02	
m (%)	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	
PST (%)	6,73 ± 1,16	7,84 ± 1,74	8,40 ± 2,05	7,77 ± 1,15	7,12 ± 0,90	
RAS (mmolc L ⁻¹)	2,61 ± 0,03	3,39 ± 0,06	2,60 ± 0,05	2,54 ± 0,03	2,37 ± 0,04	
Cu ²⁺ (mg dm ⁻³)	0,46 ± 0,13	0,38 ± 0,06	0,42 ± 0,26	0,41 ± 0,12	0,44 ± 0,07	
Mn ⁺ (mg dm ⁻³)	77,66 ± 5,45	75,56 ± 16,45	76,39 ± 43,08	69,56 ± 6,01	70,98 ± 7,95	
Fe ⁺ (mg dm ⁻³)	64,66 ± 12,51	51,58 ± 5,86	59,17 ± 24,78	60,37 ± 11,40	58,54 ± 12,55	
Zn ²⁺ (mg dm ⁻³)	7,96 ± 7,22	7,81 ± 3,05	6,22 ± 5,54	7,81 ± 5,57	4,95 ± 0,55	
Cr (mg dm ⁻³)	0,29 ± 0,03	0,27 ± 0,03	0,38 ± 0,09	0,36 ± 0,11	0,35 ± 0,09	
Ni (mg dm ⁻³)	0,30 ± 0,10	0,17 ± 0,11	0,35 ± 0,22	0,20 ± 0,17	0,13 ± 0,10	
Cd (mg dm ⁻³)	0,02 ± 0,03	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,01	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	
Pb (mg dm ⁻³)	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	
MO (g kg ⁻¹)	10,76 ± 2,08	11,33 ± 2,56	10,55 ± 1,98	11,61 ± 1,25	10,56 ± 1,41	

Fonte: Autoria própria (2025).

Nota: T1 – 100% AA; T2 – 75% AA + 25% EA; T3 – 50% AA + 50% EA; T4 – 25% AA + 75% EA; T5 – 100% EA; *Valor Indeterminado; pH - Potencial hidrogeniônico; CE – Condutividade elétrica; CE_{es} - Condutividade elétrica do extrato de saturação do solo; P – Fósforo; K^+ - Potássio; Na^+ - Sódio; Ca^{2+} - Cálcio; Mg^{2+} - Magnésio; Al^{3+} - Alumínio; H^+ + Al^{3+} - Acidez potencial; SB – Soma de bases; CTC efetiva – Capacidade de troca catiônica efetiva; CTC a pH 7 - Capacidade de troca catiônica a pH 7; V% – Percentual de saturação por bases; m% – Percentual de saturação por alumínio; PST - Percentual de sódio trocável; RAS – Razão de adsorção de sódio; Cu^{2+} - Cobre; Mn^{2+} - Manganês; Fe^{3+} - Ferro; Zn^{2+} - Zinco; Cr – Cromo; Ni – Níquel; Cd – Cádmio; Pb – Chumbo; MO – Matéria orgânica.

Quando comparado com dados iniciais da análise de solo antes de instalar o experimento (Tabela 2), observa-se que o pH, antes levemente acidificado (6,19 de 0-20 cm e 6,55 de 20-40 cm), passou a ser levemente básicos nos tratamentos que receberam menos doses do efluente (T1, T2 e T3), variando de 6,88 a 7,67 em todos os tratamentos na profundidade 0-20 cm e 6,93 a 7,65 na profundidade 20-40 cm (Tabela 6). De acordo com os critérios de classificação agrônômica propostos por Alvarez *et al.* (1999) e Dantas (2020), o pH bom é entre 5,5 e 6,0, sendo inadequado valores $< 4,5$ (muito baixo), entre 4,5 e 5,4 (baixo), $> 7,0$ (muito alto) e entre 6,1 e 7,0 (alto). Nesse contexto, os valores observados no presente estudo situam-se predominantemente nas classes alta a muito alta, indicando alteração significativa da reação do solo em relação à condição inicial. Segundo Donato *et al.* (2017), para a cultura da palma forrageira gigante cultivada no semiárido baiano, valores de pH na camada de 0-20 cm iguais ou superiores a 6,7 são considerados muito bons do ponto de vista agrônômico. Esse comportamento está associado à predominância de cálcio e magnésio na solução do solo e à elevada soma de bases, características típicas de Argissolos eutróficos, que conferem maior capacidade tampão e resistência a variações abruptas do pH (Ofori *et al.*, 2024). Assim, o aporte gradual do efluente promoveu aumento progressivo do pH, mantendo-o em faixas adequadas ao desenvolvimento da cultura.

A condutividade elétrica aumentou com o aporte de efluente aquícola, sendo superior na profundidade 0-20 cm (0,11 a 0,46 dS m⁻¹) que na profundidade de 20-40 cm (0,06 a 0,26 dS m⁻¹). Esse comportamento indica maior acúmulo de sais na camada mais próxima à superfície, onde ocorre a aplicação direta da lâmina de irrigação. O aumento da CE reflete a maior concentração iônica da solução do solo (Gheyi *et al.*, 2016), resultado do aporte contínuo de sais via efluente.

De forma semelhante, a condutividade elétrica do extrato de saturação apresentou aumento gradual à medida que se elevou o percentual de efluente aplicado, começando com 0,64 dS m⁻¹ em T1 indo até 3,30 dS m⁻¹ em T5 (0-20 cm) e de 0,40 dS m⁻¹ em T1 até 1,76 dS m⁻¹ em T5 (20-40 cm). Observa-se, portanto, que o incremento da CEes esteve diretamente relacionado ao aumento da proporção de efluente aquícola na água de irrigação (Tabela 1), além de apresentar valores mais elevados na camada superficial do solo (Tabela 6). Na pesquisa de Gengmao, Mehta e Zhaopu (2010) usando efluente aquícola para irrigação de alcachofra de Jerusalém e girassol, CE_{es} nos tratamentos de irrigação com águas residuais salinas da aquicultura foi significativamente maior do que nos tratamentos de irrigação de água doce ou de chuva.

Cabe mencionar que a CE_{es} é, em média, cerca de seis vezes superior a CE por representar a concentração de sais na solução do solo em condições de saturação. Richards (1969) afirma que valores de CE_{es} inferiores a $4,0 \text{ dS m}^{-1}$ são considerados adequados para a maioria das culturas, indicando que, mesmo nos tratamentos com maior aporte de efluente, os valores observados permaneceram dentro de limites aceitáveis.

Observou-se redução dos teores de fósforo no solo em relação à análise inicial, que apresentava $153,40 \text{ mg dm}^{-3}$ na camada de 0-20 cm e $204,80 \text{ mg dm}^{-3}$ na camada de 20-40 cm (Tabela 2). Ao final do ciclo cultural, os teores variaram entre 25,58 e $31,95 \text{ mg dm}^{-3}$ na profundidade de 0-20 cm e entre 23,68 e $36,15 \text{ mg dm}^{-3}$ na profundidade de 20-40 cm (Tabela 6), possivelmente em função do consumo do nutriente pela cultura. Segundo Alvarez *et al.* (1999), para solos com 0 a 15% de argila, valores entre 20,1 e $30,0 \text{ mg dm}^{-3}$ são classificados como médios e entre 30,1 e $45,0 \text{ mg dm}^{-3}$ como bons. Considerando a textura areia franca do solo, os teores de fósforo enquadraram-se predominantemente entre as classes média e alta (Dantas, 2020). Além disso, Donato *et al.* (2017) indicam que valores entre 22 e 48 mg dm^{-3} na camada de 0-20 cm são suficientes para a palma forrageira gigante, evidenciando que, apesar da redução em relação aos valores iniciais, os teores permaneceram adequados para a cultura, ou seja, o sistema solo-planta foi capaz de suprir a demanda nutricional da cultura.

O potássio apresentou incremento expressivo em relação à análise inicial, que indicava $0,35 \text{ mg dm}^{-3}$ na camada de 0-20 cm e $0,29 \text{ mg dm}^{-3}$ na camada de 20-40 cm (Tabela 2). Ao final do experimento, os teores passaram a variar entre 48,77 e $63,12 \text{ mg dm}^{-3}$ na profundidade de 0-20 cm e entre 53,90 e $75,02 \text{ mg dm}^{-3}$ na profundidade de 20-40 cm (Tabela 6), evidenciando aporte significativo do nutriente ao solo. Esses valores enquadram-se predominantemente na classe média (Alvarez *et al.*, 1999). Considerando a textura arenosa, os teores foram classificados como baixos, com exceção do T4 em ambas as profundidades e do T3 (20-40 cm), que apresentaram valores médios (Dantas, 2020). Para a *Opuntia ficus-indica* (L.) Miller, Donato *et al.* (2017) classificam teores inferiores a 60 mg dm^{-3} como muito baixos e entre 60 e 100 mg dm^{-3} como baixos, indicando possível limitação nutricional, apesar do incremento observado. Em Argissolos de textura mais leve, o potássio apresenta elevada mobilidade, o que explica sua distribuição ao longo do perfil e possíveis perdas por lixiviação, mesmo sob aporte contínuo via fertirrigação (Rosolem; Steiner, 2017).

O sódio do solo era inexistente na camada 0 a 20 cm ($0,00 \text{ mg dm}^{-3}$), já na camada de 20 a 40 cm, apresentava-se com $1,90 \text{ mg dm}^{-3}$ (Tabela 2). Após aplicação das diluições de efluente aquícola, a profundidade superficial atingiu valores mais elevados que a camada inferior, variando entre $110,16$ e $185,44 \text{ mg dm}^{-3}$ e $77,66$ e $114,27 \text{ mg dm}^{-3}$, respectivamente (Tabela 6). Esse acúmulo está diretamente relacionado à alta concentração de Na^+ na água de irrigação (Tabela 1), comportamento amplamente relatado em sistemas que utilizam águas residuária (Melo *et al.*, 2023). O aumento de Na^+ eleva o risco de sodicidade estrutural, mas altos teores de Ca^{2+} na solução e na CTC realmente mitigam, a curto prazo, esse risco, inclusive em solos mais leves. O Mg^{2+} contribui parcialmente, porém com efeito flocculante menor e, em proporções elevadas em relação ao Ca e ao Na, pode deixar o sistema mais vulnerável no médio prazo (Poonia; Pal, 1979; Safadoust *et al.*, 2024).

O cálcio do solo antes de iniciar o experimento estava em $3,17$ e $2,66 \text{ cmolc dm}^{-3}$ para as profundidades 0-20 e 20-40 cm, simultaneamente (Tabela 2). Após o cultivo de palma forrageira irrigada com diluições de efluente aquícola, os valores variaram de $2,28$ a $2,53 \text{ cmolc dm}^{-3}$ (0-20 cm) e $2,95$ e $3,27 \text{ cmolc dm}^{-3}$ (20-40 cm) (Tabela 6). Esses valores estão classificados como médio ($1,21$ a $2,40 \text{ cmolc dm}^{-3}$) e bom ($2,41$ e $4,00 \text{ cmolc dm}^{-3}$), de acordo com Alvarez *et al.* (1999) e Dantas (2020). Para a palma forrageira gigante, valores de cálcio entre $2,0$ e $3,0 \text{ cmolc dm}^{-3}$ são suficientes, enquanto teores entre $3,0$ e $4,0 \text{ cmolc dm}^{-3}$ são altos na profundidade de 0 a 20 cm (Donato *et al.*, 2017).

O magnésio que antes era $1,55 \text{ cmolc dm}^{-3}$ (0-20 cm) e $1,58 \text{ cmolc dm}^{-3}$ (20-40 cm) (Tabela 2), apresentaram um leve aumento, passando a variar entre $1,60$ e $1,92 \text{ cmolc dm}^{-3}$ na camada 0-20 cm e de $1,59$ a $1,70 \text{ cmolc dm}^{-3}$ na camada 20-40 cm (Tabela 6). Por se manterem acima de $1,50 \text{ cmolc dm}^{-3}$, esses valores foram classificados como muito bons (Alvarez *et al.*, 1999). Valores de magnésio entre $1,6$ e $2,0 \text{ molc dm}^{-3}$ são considerados bons (altos) para a palma forrageira gigante (Donato *et al.*, 2017).

Não houve aporte de alumínio em nenhum tratamento em nenhuma profundidade. Já a acidez potencial foi inexistente no T1 nas duas profundidades e no T2 de 20 a 40 cm. Os outros tratamentos apresentaram acidez potencial variando de $1,18$ a $1,79 \text{ cmolc dm}^{-3}$ na camada de 0-20 cm e de $1,34$ a $1,37 \text{ cmolc dm}^{-3}$ na camada de 20-40 cm (Tabela 6). Valores de acidez potencial entre $1,01$ e $2,50 \text{ cmolc dm}^{-3}$ são classificados como baixo (Alvarez *et al.*, 1999; Dantas, 2020). Para a palma forrageira

gigante, Donato *et al.* (2017) dizem que para acidez potencial $< 1,0 \text{ cmolc dm}^{-3}$ é muito baixo, entre 1,0 e 1,4 cmolc dm^{-3} é baixo e entre 1,4 e 2,0 é médio (suficiente), entre 2,0 e 2,3 cmolc dm^{-3} é bom (alto) e $\geq 2,3 \text{ cmolc dm}^{-3}$ é muito bom (muito alto) na profundidade de 0-20 cm. Esses resultados indicam ausência de restrições químicas relacionadas à acidez e ao alumínio, favorecendo o desenvolvimento radicular e a absorção de nutrientes.

A soma de bases após experimento variou entre 4,58 e 6,10 cmolc dm^{-3} (0-20 cm) e entre 5,11 e 5,64 cmolc dm^{-3} (20-40 cm) (Tabela 6). De acordo com as classes de interpretação da fertilidade do solo, a soma de bases dos tratamentos nas duas profundidades está classificada como alta (3,61-6,00 cmolc dm^{-3}) (Dantas, 2020), refletindo a elevada contribuição de cálcio e magnésio ao complexo de troca, característica típica de Argissolos eutróficos. Para Donato *et al.* (2017), para a profundidade de 0-20 cm, os valores observados situam-se entre as classes boa (4,8–5,6 cmolc dm^{-3}) e muito boa ($\geq 5,6 \text{ cmolc dm}^{-3}$), indicando condições químicas favoráveis ao desenvolvimento da palma forrageira.

A CTC efetiva estava em 5,07 cmolc dm^{-3} de 0 a 20 cm e 4,53 cmolc dm^{-3} de 20 a 40 cm, anteriormente a implantação do experimento (Tabela 2). Ao finalizar, a CTC efetiva variou entre 4,58 a 6,10 cmolc dm^{-3} (0-20 cm) e 5,11 a 5,64 cmolc dm^{-3} (20-40 cm). Já a CTC a pH 7, variou entre 4,58 e 7,38 cmolc dm^{-3} (0-20 cm) e 5,11 a 6,75 cmolc dm^{-3} (20-40 cm), conforme Tabela 6. De acordo com os critérios de interpretação propostos por Alvarez *et al.* (1999) e Dantas (2020), esses valores enquadram-se predominantemente nas classes boa para a CTC efetiva e média para a CTC a pH 7, refletindo a contribuição dos cátions básicos e da matéria orgânica ao complexo de troca (Ćirić *et al.*, 2023).

A saturação por bases apresentou-se 100% no T1 e no T2 (20-40 cm). Nos outros tratamentos variou entre 84,36 a 95,59% (0-20 cm) e entre 80,10 a 91,79% (20-40 cm), de acordo com a Tabela 6. Alvarez *et al.* (1999) afirmam que a saturação por bases $> 75\%$ é muito boa. Já para Dantas (2020), $> 80\%$ é muito alta, confirmando o caráter eutrófico do solo avaliado. A saturação por bases $\geq 87,2\%$ é muito boa e entre 78,5 a 87,2% é boa para palma forrageira gigante na profundidade de 0 a 20 cm (Donato *et al.*, 2017), evidenciando condições químicas altamente favoráveis ao desenvolvimento da cultura. A saturação por alumínio foi zero, uma vez que não houve detecção de alumínio em nenhum dos tratamentos.

Assim, os teores de cálcio e magnésio mantiveram-se em níveis adequados ao longo do experimento, classificados como médios a bons, o que contribuiu de forma significativa para a soma de bases (SB) do solo, refletindo positivamente na saturação por bases (V%), característica típica de Argissolos eutróficos. A predominância de Ca^{2+} e Mg^{2+} na CTC confere maior estabilidade química, maior capacidade tampão e favorece a manutenção de pH em faixas adequadas ao desenvolvimento da palma forrageira gigante, para a qual esses valores são considerados suficientes a elevados (Alvarez et al., 1999; Dantas, 2020; Donato et al., 2017).

O percentual de sódio trocável que antes do experimento era nulo (Tabela 2), passou a variar entre 8,83% e 10,99% de 0-20 cm e de 6,73% a 8,40% de 20-40 cm (Tabela 6) após aplicação do efluente aquícola. Embora os valores permaneçam abaixo do limite crítico de 15% recomendado por Richards (1969), enquadram-se na classe solódica segundo Dantas (2020) diz que entre 6 e 15%, indicando atenção quanto ao acúmulo progressivo de sódio no solo. O incremento do percentual de sódio trocável, embora inferior ao limite crítico de 15%, merece atenção em ARGISSOLOS vermelho-amarelos eutróficos, especialmente quando apresentam textura areia franca, uma vez que esses solos possuem menor teor de argila e menor coesão estrutural na camada superficial. O aumento do Na^+ trocável favorece a dispersão de partículas finas, reduz a estabilidade dos agregados e pode promover o entupimento de macroporos, comprometendo a infiltração e a redistribuição de água no perfil. Em Argissolos, esse efeito é potencializado pela diferenciação textural entre os horizontes, o que pode intensificar a formação de camadas com menor condutividade hidráulica. Assim, mesmo com elevada soma de bases e alta saturação por bases, o uso contínuo de efluente aquícola pode induzir restrições físicas ao fluxo de água, exigindo manejo criterioso da fertirrigação para evitar processos iniciais de sodificação e degradação estrutural (Bonini *et al.*, 2014; Dantas, 2020; Richards, 1969).

A razão de adsorção de sódio apresentou-se superior na profundidade de 0-20 cm (variando de 2,75 a 4,32 $\text{mmol}_e \text{L}^{-1}$) que na profundidade 20-40 cm (variando de 2,37 a 3,39 $\text{mmol}_e \text{L}^{-1}$) em todos os tratamentos (Tabela 6). Em ARGISSOLOS Vermelho-Amarelos eutróficos de textura areia franca, essa concentração superficial reflete a maior interação do efluente com a zona de aplicação e a limitada capacidade de retenção do solo, favorecendo o acúmulo relativo de Na^+ nas camadas mais rasas. Apesar disso, os valores observados permanecem abaixo do limite crítico de 13 $\text{mmol}_e \text{L}^{-1}$, sendo o solo classificado como normal quanto ao risco de sodicidade. No entanto,

associada ao aumento do percentual de sódio trocável, a RAS indica a necessidade de manejo criterioso da fertirrigação, uma vez que incrementos graduais desse índice podem comprometer a estabilidade estrutural e a infiltração de água ao longo do tempo, de acordo com Richards (1969).

Dentre os micronutrientes, muitos são metais pesados e são classificados desta maneira: essenciais, como o Cu, Mn, Fe e Zn, que são elementos indispensáveis para o desenvolvimento das plantas; benéficos, citando-se o Ni como elemento que colabora com o desenvolvimento das plantas, mas sua falta não é considerada um fator limitante; e não essenciais ou tóxicos, sendo os principais o Cr, o Cd e o Pb, que são elementos prejudiciais às plantas (Gonçalves Júnior; Pessoa, 2002).

Nesse sentido, o cobre variou entre 0,34 e 0,65 mg dm⁻³ na camada superficial e variou entre 0,38 e 0,46 mg dm⁻³ na camada mais profunda (Tabela 6). Para Alvarez *et al.* (1999), valores $\leq 0,3$ mg dm⁻³ são muito baixos, entre 0,4 e 0,7 mg dm⁻³ são baixos, entre 0,8 e 1,2 mg dm⁻³ são médios, entre 1,3 e 1,8 mg dm⁻³ são bons e $> 1,8$ mg dm⁻³ são muito bons. Neste caso, os valores estão entre muito baixo e baixo, indicando limitada disponibilidade desse micronutriente no solo avaliado. Embora os teores totais de cobre em solos brasileiros possam apresentar ampla variação (2 a 335 mg dm⁻³), a fração disponível geralmente se mantém em baixos níveis (0,1 a 6,0 mg dm⁻³), especialmente em solos de textura mais arenosa, em razão da menor capacidade de retenção por coloides minerais e matéria orgânica, segundo Malavolta, Boaretto e Paulino (1991). Resultados semelhantes são reportados para solos do Cerrado, nos quais valores $\leq 0,40$ mg kg⁻¹ são considerados baixos e entre 0,50 e 0,80 mg kg⁻¹ médios, reforçando a necessidade de atenção ao suprimento desse micronutriente em sistemas fertirrigados (Alvarez *et al.*, 1999; Dantas, 2020; Malavolta; Boaretto; Paulino, 1991).

O manganês, que também é um micronutriente, antes estava em 68,90 mg dm⁻³ (0-20 cm) e 46,40 mg dm⁻³ (20-40 cm), de acordo com a Tabela 2. Posteriormente ele teve um leve aumento, variando entre 86,36 e 99,22 mg dm⁻³ (0-20 cm) e 69,56 a 77,66 mg dm⁻³ (20-40 cm), conforme Tabela 6. Valores acima de 12 mg dm⁻³ são muito bons (Alvarez *et al.*, 1999). Dantas (2020) diz que teores desse elemento $> 5,0$ mg kg⁻¹ são altos para o estado e São Paulo e os solos do cerrado. A manutenção de altos teores de Mn pode estar associada ao aporte via efluente e às condições químicas do solo, especialmente pH e saturação por bases (Kumar; Yadav, 2025). Os teores totais de Mn em solos podem variar de 10 a 2.200 mg kg⁻¹ e ser disponíveis de 0,1 a 140 mg dm⁻³,

reforçando que os níveis observados não representam limitação nutricional para a cultura (Malavolta; Boaretto; Paulino, 1991).

Houve incremento de ferro após a aplicação das diluições de efluente aquícola, com maior expressividade na camada 20-40 cm, que antes apresentava-se com 16,20 mg dm⁻³ (Tabela 2), agora variando de 51,58 a 64,66 mg dm⁻³ (Tabela 6). Na profundidade de 0-20 cm, o que anteriormente continha 13,10 mg dm⁻³ (Tabela 2), passou a alternar entre 36,56 a 47,49 mg dm⁻³ (Tabela 6). Observa-se que os maiores valores ocorreram no T1 em ambas as profundidades. O ferro na camada 20-40 cm está classificado como muito bom (> 45 mg dm⁻³) e na camada 0-20 cm como bom (31 a 45 mg dm⁻³) e muito bom no T1, conforme Alvarez *et al.* (1999), indicando elevada disponibilidade desse micronutriente. Valores acima de 12 mg kg⁻¹ e acima de 25 mg kg⁻¹ são considerados altos para São Paulo e solos do cerrado, respectivamente, não configurando limitação nutricional à cultura (Dantas, 2020).

Houve um aporte de zinco, que antes apresentava 2,04 mg dm⁻³ na profundidade de 0-20 cm e 1,09 mg dm⁻³ na profundidade de 20-40 cm (Tabela 2), passando a variar entre 7,10 e 9,58 mg dm⁻³ na camada superior e 4,95 a 7,96 mg dm⁻³ na camada mais abaixo (Tabela 6). De acordo com os critérios de interpretação da fertilidade do solo, os valores observados são classificados como muito bons, pois estão > 2,2 mg dm⁻³, indicando elevada disponibilidade do micronutriente no Argissolo Vermelho-Amarelo eutrófico avaliado. Esses teores também são considerados muito altos (acima de 1,5 mg kg⁻¹) para solos do Cerrado e do estado de São Paulo, evidenciando que o aporte via efluente contribuiu significativamente para o enriquecimento do solo em Zn, em níveis compatíveis com a ampla faixa de ocorrência desse elemento em solos brasileiros (Alvarez *et al.*, 1999; Dantas, 2020; Malavolta; Boaretto; Paulino, 1991).

O cromo não foi detectado em nenhum dos tratamentos na camada superficial. Todavia, na camada mais abaixo obteve valores variando entre 0,29 e 0,38 mg dm⁻³ (Tabela 6). Embora o cromo não seja considerado elemento essencial à nutrição mineral das plantas e seja classificado como potencialmente tóxico, estudos indicam que pequenas concentrações solúveis podem exercer efeitos positivos sobre o crescimento vegetal. Os valores observados situam-se abaixo da faixa comumente relatada para solos (2 a 60 mg dm⁻³), indicando ausência de risco de contaminação no solo avaliado, mesmo com o uso de efluente aquícola na fertirrigação (Matos, 2010; Sousa; Santos, 2018).

O níquel foi superior na profundidade 0-20 cm, variando entre 1,06 e 1,25 mg dm⁻³. Já na profundidade de 20-40 cm, variou entre 0,13 e 0,35 mg dm⁻³ (Tabela 6). Embora classificado como metal pesado, o níquel é atualmente reconhecido como elemento essencial às plantas, ainda que requerido em quantidades extremamente reduzidas. Seus teores no solo apresentam elevada variabilidade em função do material de origem; entretanto, apenas uma fração mínima encontra-se disponível às plantas, geralmente inferior a 1 mg dm⁻³. Assim, os valores observados indicam baixa disponibilidade e não configuram risco de toxicidade no ARGISSOLO Vermelho-Amarelo eutrófico avaliado, mesmo sob fertirrigação com efluente aquícola (Batista *et al.*, 2018).

O cádmio, assim como o níquel, apresentou-se em maior quantidade na camada superficial (0,40 a 0,47 mg dm⁻³) que na camada mais profunda (0,00 a 0,02 mg dm⁻³) (Tabela 6). A distribuição desse elemento no solo é fortemente influenciada por atributos como pH, matéria orgânica, potencial redox e atividade microbiana, sendo o pH o principal fator controlador de sua mobilidade e disponibilidade. Embora os valores observados superem os limites recomendados por diretrizes internacionais para solos agrícolas, o cádmio ocorre naturalmente em solos não poluídos em concentrações inferiores a 1,1 mg kg⁻¹. Dessa forma, os teores encontrados indicam acúmulo preferencial na camada superficial, exigindo monitoramento contínuo em sistemas de fertirrigação com efluente aquícola, especialmente em Argissolos de textura mais arenosa (Nungula *et al.*, 2024; Smolders; Mertens, 2013).

O chumbo também apresentou um comportamento similar ao níquel e ao cádmio, onde na profundidade 0-20 cm, variou entre 0,46 e 2,06 mg dm⁻³, já na profundidade 20-40 cm não apresentou detecção (Tabela 6). É um metal de ocorrência natural que varia de 10 a 30 mg kg⁻¹ na crosta terrestre e é normalmente encontrado misturado com outros elementos como enxofre ou oxigênio, sendo que o teor médio de Pb para solos superficiais ao redor do mundo varia de 10 a 67 mg dm⁻³ (Ankush *et al.*, 2023). Os valores observados situam-se abaixo das faixas médias relatadas para solos, indicando ausência de acúmulo expressivo no argissolo avaliado, mesmo sob fertirrigação com efluente aquícola.

A matéria orgânica, que era cerca de 8,0 g kg⁻¹ na profundidade de 0-20 cm e 4,2 g kg⁻¹ na profundidade de 20-40 cm (Tabela 2), aumentou para 12,3 a 12,37 g kg⁻¹ na camada superior e 10,55 a 11,61 g kg⁻¹ na camada inferior (Tabela 6). Apesar do aumento observado, os valores enquadram-se na classe baixa de matéria orgânica (7,1 e

20,0 g kg⁻¹), conforme os critérios de interpretação da fertilidade do solo. Para a palma forrageira gigante, os teores registrados na camada superficial também são considerados baixos (10 e 13,0 g kg⁻¹), indicando que, embora o efluente tenha contribuído para o aporte de carbono ao solo, o argissolo em questão mantém limitada capacidade de acumulação de matéria orgânica, o que reforça a importância do manejo integrado da fertirrigação e de práticas conservacionistas (Alvarez *et al.*, 1999; Dantas, 2020; Donato *et al.*, 2017).

Portanto, o uso de diluições de efluentes da aquicultura contribuiu para o aumento nos teores do solo dos parâmetros pH, CE_{es}, MO, Mg²⁺, K⁺, Na⁺, SB, V%, Fe⁺, Mn⁺ e Zn²⁺, nas duas profundidades, mas principalmente na camada de 0-20 cm. O Ca²⁺ também aumentou de 20-40 cm, mas diminuiu de 0-20 cm. Já o parâmetro P diminuiu nas duas profundidades após os 26 meses de cultivo da palma forrageira miúda, mesmo o efluente contendo esse elemento (Tabela 1). Os elementos potencialmente tóxicos apresentaram baixos teores, sem evidências de contaminação ambiental, evidenciando que o uso criterioso de efluentes da aquicultura é uma alternativa viável para a fertirrigação, com potencial de melhoria da qualidade do solo e redução da dependência de fertilizantes minerais.

Os impactos positivos das águas residuais da aquicultura na saúde do solo e no estado nutricional já foram relatados em outras pesquisas. Por exemplo, a avaliação dos impactos da irrigação com águas residuais da aquicultura na qualidade do solo em pomares de tamareiras na Arábia Saudita, aumentou os nutrientes disponíveis no solo em comparação com a irrigação com água doce (Al-Wabel *et al.*, 2024). Houve também melhora nos nutrientes do solo após a irrigação com águas residuais da aquicultura em uma fazenda de pimentão (*Capsicum annum* L.) (Akindele; Olufayo; Faloye, 2022). Do mesmo modo, em solos de manguezal após irrigação com águas residuais da aquicultura, houve um aumento significativo no carbono orgânico do solo, P total e N total (Sun *et al.*, 2020). Por fim, Urbano *et al.* (2017) sugeriram que a irrigação com essas águas residuais pode reduzir a necessidade de fertilizantes e melhorar a qualidade do solo.

Análise do solo quanto à salinidade e sodicidade

Mesmo não sendo um nutriente essencial às plantas, a determinação do sódio é importante em solos que receberam resíduos de indústrias como efluentes ricos em sais (Prezotti; Guarçoni, 2013). É prudente também analisar os teores de sódio nos solos da

região semiárida, visto que são mais altos em função da presença de minerais primários devido ao baixo intemperismo, além da irrigação ser pouco eficiente e a drenagem insuficiente (Cordeiro, 2001).

Além disso, é fundamental ser avaliada a salinidade com relação a fertilidade do solo, mesmo que o sódio seja considerado como um nutriente benéfico para as plantas com Metabolismo Ácido das Crassuláceas (CAM) (Broadley *et al.*, 2012), seus teores altos no solo, bem como a condutividade elétrica muito elevada, podem prejudicar o desenvolvimento das raízes das plantas e causar desordens fisiológicas devido à sua toxicidade, bem como desequilíbrios nutricionais (Voltolini *et al.*, 2022).

São índices úteis para verificação de salinidade a CE, o pH do solo, a PST, visto que solos com indícios de salinidade apresentam pH na faixa alcalina, $CE > 4 \text{ dS m}^{-1}$, $PST > 15\%$ (Batista *et al.*, 2018). Portanto, deve-se determinar a CE_{es} , a PST, a RAS e o pH comparando com os resultados encontrados com a Tabela 7 (Sobral *et al.*, 2015).

Tabela 7. Critérios e limites para classificação de solos normais, salinos, sódicos e salino-sódicos, usando os índices de extrato de saturação (CE_{es}), percentual de sódio trocável (PST), razão de adsorção de sódio (RAS) e pH.

Critérios	Tipo de solos			
	Normal	Salino	Sódico	Salino-Sódico
$CE_{es} \text{ (dS m}^{-1}\text{)}$	$< 4,0$	$\geq 4,0$	$< 4,0$	$\geq 4,0$
PST (%)	$< 15,0$	$< 15,0$	$\geq 15,0$	$\geq 15,0$
RAS ($\text{mmol}_c \text{ L}^{-1}$)	$< 13,0$	$< 13,0$	$\geq 13,0$	$\geq 13,0$
pH	$< 8,5$	$< 8,5$	$> 8,5$	$> 8,5$

Fonte: Adaptado de Richards (1969).

Finalmente, os valores de CE_{es} , PST e RAS em todos os tratamentos foram superiores na camada mais superficial (0-20 cm) (Tabela 8).

Tabela 8. Classificação do solo quanto a salinidade e sodicidade na profundidade de 0-20 cm e 20-40 cm após irrigação da palma forrageira miúda por dois ciclos com diluições de efluente da aquicultura em água de abastecimento, no município de Mossoró, estado do Rio Grande do Norte, Brasil.

Profundidade (cm)	Tratamentos	CE _{es} (dS m ⁻¹)	PST (%)	RAS (mmol _c L ⁻¹)	pH	Resultado
0-20	T1	0,76	10,53	2,87	7,67	Normal
	T2	1,12	9,92	2,96	7,32	
	T3	1,52	8,83	2,75	7,08	
	T4	2,75	10,99	4,32	6,87	
	T5	3,16	10,35	3,70	6,88	
20-40	T1	0,48	6,73	2,61	7,65	Normal
	T2	0,76	7,84	3,39	7,25	
	T3	1,13	8,40	2,60	7,11	
	T4	1,60	7,77	2,54	6,98	
	T5	1,85	7,12	2,37	6,93	

Fonte: Autoria própria (2025).

Nota: T1 – 100% AA; T2 – 75% AA + 25% EA; T3 – 50% AA + 50% EA; T4 – 25% AA + 75% EA; T5 – 100% EA; CE_{es} – condutividade elétrica do extrato de saturação; PST – percentual de sódio trocável; RAS – razão de adsorção de sódio; pH – potencial hidrogeniônico.

Esses dados corroboram com os encontrados por Souza, Montenegro e Freire (2008) que ao estudarem a evolução e variabilidade espacial da salinidade em Neossolo Flúvico cultivado com cenoura sob irrigação, os valores de CE_{es}, PST e RAS para a camada de 20-40 cm foram inferiores aos da camada superior.

Além disso, os tratamentos que receberam maior quantidade de efluente (T4 e T5) apresentaram valores maiores para CE_{es} e para a RAS na camada superficial, além de menores valores para pH nas duas profundidades. Assim como nessa pesquisa, o artigo publicado por Abegunrin *et al.* (2013) usando um solo de textura franco-arenosa, o pH do solo diminuiu com o uso das águas residuais de cozinha, e a CE e a RAS aumentaram em todas as amostras de solo. Esse fato, possivelmente, se deve à decomposição de matéria orgânica e à produção de ácidos orgânicos nos solos, bem como pode ser como resultado da nitrificação de N-NH₄⁺ da água residual.

Do mesmo modo ocorreu na pesquisa de Melo *et al.* (2023), em que os percentis crescentes de água residuária doméstica tratada alavancaram a CE_{es}. Assim como ocorreu com Medeiros *et al.* (2005) ao irrigar com água residuária doméstica, observaram o incremento nas concentrações de Na⁺ trocável e aumento nos valores da CE, RAS e PST.

Richards (1969) informa que, para CE_{es} até 2,0 dS m⁻¹, normalmente, não se observa nenhum efeito na redução da produtividade das culturas, a não ser em condições muito desfavoráveis; entre 2,0 e 4,0 dS m⁻¹ a produtividade de culturas

relativamente não tolerantes como feijão, aipo, citros, abacate, além de banana, goiaba e manga, já são afetadas. Entre 4,0 e 8,0 dS m⁻¹, os rendimentos de muitas culturas como sorgo, milho, mamona, soja, melão, uva são reduzidos; entre 8,0 e 12,0 dS m⁻¹, somente culturas consideradas tolerantes produzem satisfatoriamente como algodão, arroz, alfafa, beterraba de mesa, espinafre e figo.

Felizmente, após a pesquisa, não houve classificação de solo como salino e/ou sódico em nenhum dos tratamentos. Isso significa que a frequência de irrigação não oferece riscos, e a palma forrageira utilizada neste estudo pode ser uma opção para prevenção ou recuperação de solos afetados por sais. Semelhante, Alves *et al.* (2019) notaram que a RAS, o PST e a CE em todos os tratamentos usando efluente doméstico tratado e água de abastecimento com subparcelas de doses de biossólido (0, 50, 100, 150 e 200 %), demonstraram baixo risco de sodicidade e salinidade.

O mesmo ocorreu com Medeiros *et al.* (2005) ao usar efluente doméstico, apesar do aumento da CE e da PST do solo, não se constatarem problemas de salinidade no solo. Como se não bastasse, Barbosa *et al.* (2022) utilizando com efluente de esgoto tratado, descobriram que não aumentou o potencial de salinização, sodificação e contaminação por metais pesados no solo.

Análise multivariada do efeito das diluições no solo

Matriz de correlação

Em primeiro momento, de um total de 26 variáveis, foram removidas as variáveis alumínio (Al³⁺) e porcentagem de saturação por alumínio (m) por não apresentarem nenhum valor, bem como a acidez potencial (H⁺ + Al³⁺) que foi desconsiderada por existir divisão por zero.

Ainda, após estatística descritiva, foi feita a matriz de correlação de Pearson, onde também foram retiradas as variáveis CTC efetiva (t), condutividade elétrica (CE) e cádmio (Cd) por multicolinearidade que é a presença de um alto grau de correlação entre as variáveis independentes (Freund; Wilson; Sa, 2006), visto que apresentaram correlação de 1,00, 0,99 0,99, respectivamente, restando 20 variáveis na Tabela 9.

Tabela 9. Matriz de correlação de Pearson obtida a partir dos dados originais dos atributos químicos do solo após irrigação da *Nopalea cochenillifera* (L.) Salm-Dyck por dois anos com diluições de efluente da aquicultura, no município de Mossoró, estado do Rio Grande do Norte, Brasil.

	pH	CE _{es}	P	K	Na	Ca	Mg	SB	CTC	V	PST	RAS	Cu	Mn	Fe	Zn	Cr	Ni	Pb	MO
pH	1,00																			
CE _{es}	-0,81	1,00																		
P	0,29	-0,21	1,00																	
K	-0,34	0,03	-0,61	1,00																
Na	-0,67	0,91	-0,33	-0,03	1,00															
Ca	-0,79	0,52	-0,33	0,55	0,45	1,00														
Mg	-0,18	0,46	0,25	-0,14	0,22	-0,17	1,00													
SB	-0,89	0,81	-0,34	0,44	0,72	0,91	0,15	1,00												
CTC	-0,95	0,85	-0,36	0,28	0,74	0,81	0,10	0,91	1,00											
V	0,87	-0,75	0,30	-0,10	-0,60	-0,60	-0,06	-0,68	-0,92	1,00										
PST	-0,13	0,53	-0,21	-0,31	0,78	-0,13	0,18	0,18	0,17	-0,08	1,00									
RAS	-0,33	0,64	0,02	-0,03	0,77	0,32	0,23	0,55	0,37	-0,11	0,70	1,00								
Cu	0,70	-0,49	-0,03	-0,34	-0,31	-0,83	-0,23	-0,81	-0,64	0,42	0,19	-0,27	1,00							
Mn	0,19	0,24	-0,01	-0,53	0,54	-0,27	-0,07	-0,07	-0,08	0,13	0,87	0,54	0,32	1,00						
Fe	0,29	-0,63	-0,08	0,51	-0,78	-0,06	-0,27	-0,34	-0,33	0,24	-0,84	-0,68	0,15	-0,78	1,00					
Zn	0,22	-0,01	-0,02	0,06	0,22	0,07	-0,15	0,10	-0,15	0,39	0,40	0,46	-0,08	0,60	-0,39	1,00				
Cr	-0,04	-0,43	-0,08	0,62	-0,63	0,22	-0,20	-0,05	-0,07	0,03	-0,85	-0,58	-0,17	-0,91	0,92	-0,49	1,00			
Ni	-0,01	0,49	-0,11	-0,53	0,70	-0,20	0,25	0,10	0,12	-0,08	0,91	0,55	0,18	0,90	-0,89	0,41	-0,96	1,00		
Pb	0,24	0,25	-0,04	-0,51	0,47	-0,55	0,24	-0,25	-0,17	0,13	0,87	0,45	0,59	0,81	-0,65	0,24	-0,81	0,85	1,00	
MO	-0,09	0,43	-0,05	-0,32	0,63	-0,08	0,23	0,18	0,14	-0,03	0,81	0,56	0,03	0,78	-0,87	0,65	-0,90	0,85	0,69	1,00

*Valores destacados em negrito são significativos a 5% de probabilidade.

Fonte: Elaborado pela autora (2025).

Todavia, analisando a matriz de correlação obtida a partir dos dados originais dos atributos químicos do solo após irrigação da *Nopalea cochenillifera* (L.) Salm-Dyck com diluições de efluente da aquicultura, nota-se forte correlação positiva de Fe^+ com Cr (0,92), da CE_{es} com Na^+ ($r=0,91$), do Ca^{2+} com SB ($r=0,91$), da SB com a CTC a pH 7 ($r=0,91$) e do PST com Ni ($r=0,91$). Há também forte correlação negativa da variável Cr com Ni ($r=-0,96$), pH com a CTC a pH 7 ($r=-0,95$), da CTC a pH 7 com V ($r=-0,92$), do Mn^+ com Cr ($r=-0,91$).

Outras correlações, de menor força, com escore maior que 0,70 foram obtidas, envolvendo o pH com CE_{es} ($r=-0,81$), com a SB ($r=-0,89$) e com Ca^{2+} ($r=-0,79$), todas negativas, além de correlacionar positivamente com V ($r=0,87$). A CE_{es} se correlacionou positivamente com SB ($r=0,81$), com CTC ($r=0,85$), além de correlacionar-se negativamente com V ($r=-0,75$). O Na^+ correlacionou com SB ($r=0,72$), CTC ($r=0,74$), PST ($r=0,78$) e RAS ($r=0,77$), todas positivas, e negativa com Fe^+ ($r=-0,78$).

A variável Ca^{2+} se correlacionou positivamente com a CTC a pH 7 ($r=0,81$) e negativamente com o Cu^{2+} ($r=-0,83$). A SB também se correlacionou com o Cu^{2+} ($r=-0,81$). A PST se correlacionou com a RAS ($r=0,70$), Mn^+ ($r=0,87$), Pb ($r=0,87$) e MO ($r=0,81$), todas positivas, sendo as correlações com Fe^+ ($r=-0,84$) e Cr ($r=-0,85$), negativas. A variável RAS se correlacionou negativamente com Fe^+ ($r=-0,68$). O micronutriente Mn^+ se correlacionou negativamente com Fe^+ ($r=-0,78$) e positivamente com Ni ($r=0,90$), Pb ($r=0,81$) e MO ($r=0,78$).

O cátion Fe^+ sempre que se correlacionou, com exceção de Cr, foi uma correlação negativa, seja com Ni ($r=-0,89$) e MO ($r=-0,87$). O metal Cr se correlacionou com Pb ($r=-0,81$) e MO ($r=-0,90$). O Ni apresentou a mesma correlação para Pb ($r=0,85$) e MO ($r=0,85$). As variáveis P, K, Mg^{2+} e V não fizeram correlação com nenhuma outra.

Essas correlações mostram que o pH é inversamente proporcional a CE_{es} , o que corrobora com Bernert *et al.* (2015), que contataram relação da condutividade elétrica dos solos fertirrigados com o pH, pois o incremento da CE do solo normalmente está associado a redução do pH.

O mesmo ocorre com pH e CTC, em que o aumento do pH induz a redução da CTC. Os solos tropicais apresentam, em sua grande maioria, superioridade de coloides com cargas dependentes de pH, ou seja, a elevação do pH do solo é importante para a

expressão da CTC, embora o que apresenta esse comportamento é a Capacidade de Troca Aniônica (CTA) que diminui com o aumento do pH (Batista *et al.*, 2018).

Há também a relação linear existente entre pH e V%, ou seja: quando se aumenta V%, aumenta-se o pH (Batista *et al.*, 2018), o que corrobora com a matriz de correlação. Os autores ainda relataram que a participação relativa adequada de magnésio na CTC pode variar de 12% a 25%, já a participação relativa de cálcio pode variar de 30% a 50%, por isso que existe correlação positiva entre CTC e Ca^{2+} .

A relação da RAS com PST foi positiva pois são parâmetros que devem ser avaliados constantemente no solo devido ao aumento de sais solúveis causados pela aplicação de água de reúso (Varallo; Souza; Santoro, 2012).

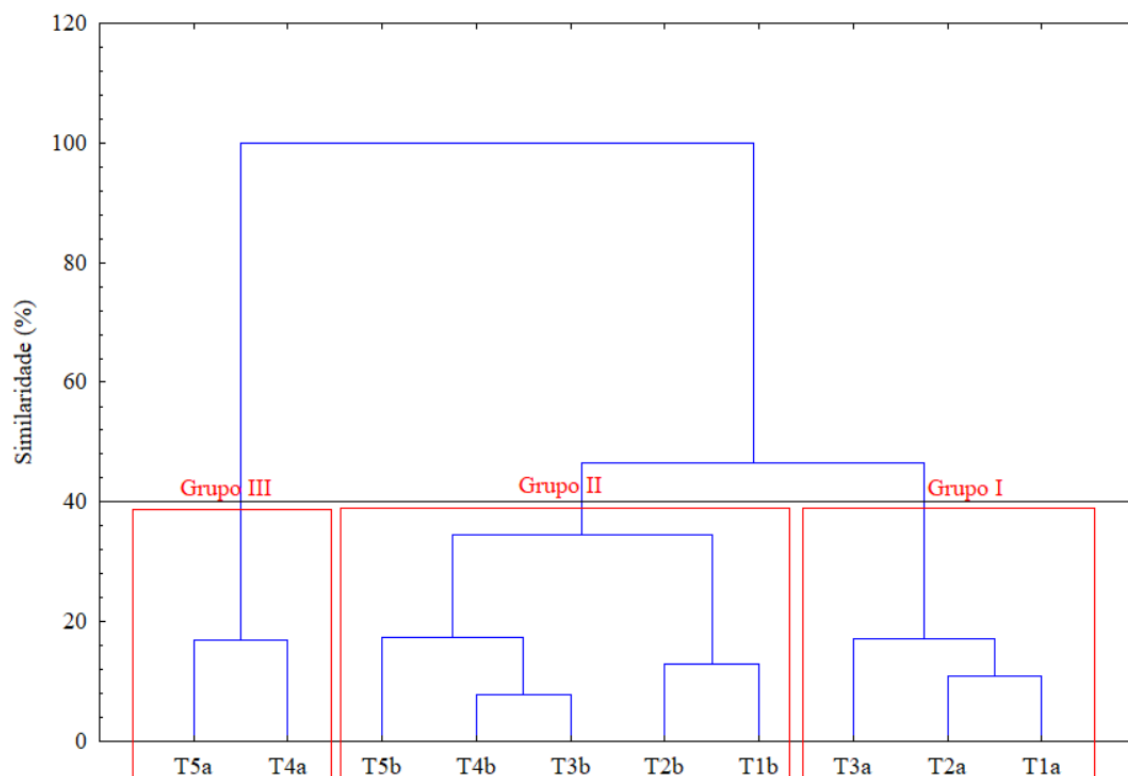
O sódio é um metal alcalino e o cálcio e o magnésio são metais alcalinos terrosos, estando nos períodos 3, para Na^+ e Mg^{2+} , e 4, para Ca^{2+} . A relação dos micronutrientes (Cu, Mn, Fe e Zn) e metais (Cr, Ni e Pb), também vai de encontro com a tabela periódica, que os concentra como metais de transição, com exceção do chumbo que é um metal representativo, estando no período 4º e o Pb no 6º (Leal, 2015). No caso da correlação do Fe^+ com o Mn^+ , Fe^+ com o Na^+ e Ca^{2+} com Cu^{2+} foram negativas, pois, segundo Batista *et al.* (2018), a presença de outros micronutrientes catiônicos, pode causar inibição competitiva.

Considerando que a CTC e o V% possuem alta correlação negativa, Albuquerque *et al.* (2024) encontraram que a CTC do solo é de grande importância na avaliação da relação entre V% e pH.

Pensando na análise fatorial, outras variáveis também foram retiradas. Assim, para a ACP e a fatorial, foram excluídas as variáveis: fósforo (P), potássio (K), soma de bases (SB), CTC a pH 7 (CTC), saturação por bases (V), manganês (Mn), ferro (Fe), zinco (Zn), cromo (Cr), níquel (Ni) e chumbo (Pb).

Agrupamento

O dendrograma vertical (Figura 5) permitiu a formação de três grupos (I, II e III) a 40% de similaridade. O grupo I foi composto pelos tratamentos T1a, T2a e T3a, influenciados pela variável potássio. Já o grupo II, englobou T1b, T2b, T3b, T4b e T5b, onde as variáveis PST, manganês, ferro, cromo, níquel, cádmio, chumbo e matéria orgânica, influenciaram na formação deste grupo. Finalmente o grupo III ficou composto por T4a e T5a, o qual teve sua formação influenciado devido as variáveis CE_{es} , sódio e RAS.



Fonte: Elaborado pela autora (2025).

Figura 5. Análise de agrupamento para os grupos dos atributos químicos do solo após irrigação da *Nopalea cochenillifera* (L.) Salm-Dyck por dois anos com diluições de efluente da aquicultura no município de Mossoró, estado do Rio Grande do Norte, Brasil.

Nota: T1a - 100% AA (0-20 cm); T2a - 75% AA + 25% EA (0-20 cm); T3a - 50% AA + 50% EA (0-20 cm); T4a - 25% AA + 75% EA (0-20 cm); T5a - 100 % EA (0-20 cm); T1b - 100% AA (20-40 cm); T2b - 75% AA + 25% EA (20-40 cm); T3b - 50% AA + 50% EA (20-40 cm); T4b - 25% AA + 75% EA (20-40 cm); T5b - 100 % EA (20-40 cm).

Claramente nota-se que a formação dos grupos acompanhou o aumento do nível de efluente, visto que o Grupo I incluiu os três tratamentos que receberam menos efluente na camada 0-20 cm, o Grupo II, agregou todos os tratamentos correspondente aos valores dos cinco tratamentos na camada 20-40 cm, e o Grupo III agrupou os dois tratamentos que receberam mais efluente na camada 0-20cm.

Diante disso, infere-se que a quantidade de dose de efluente reúne os dados da camada inferior, pois os valores são próximos, assim como os que receberam mais e menos efluente na camada superior. Assim o aumento do efluente é determinante nos atributos químicos do solo ao aplicar maior ou menor percentual de resíduo aquícola.

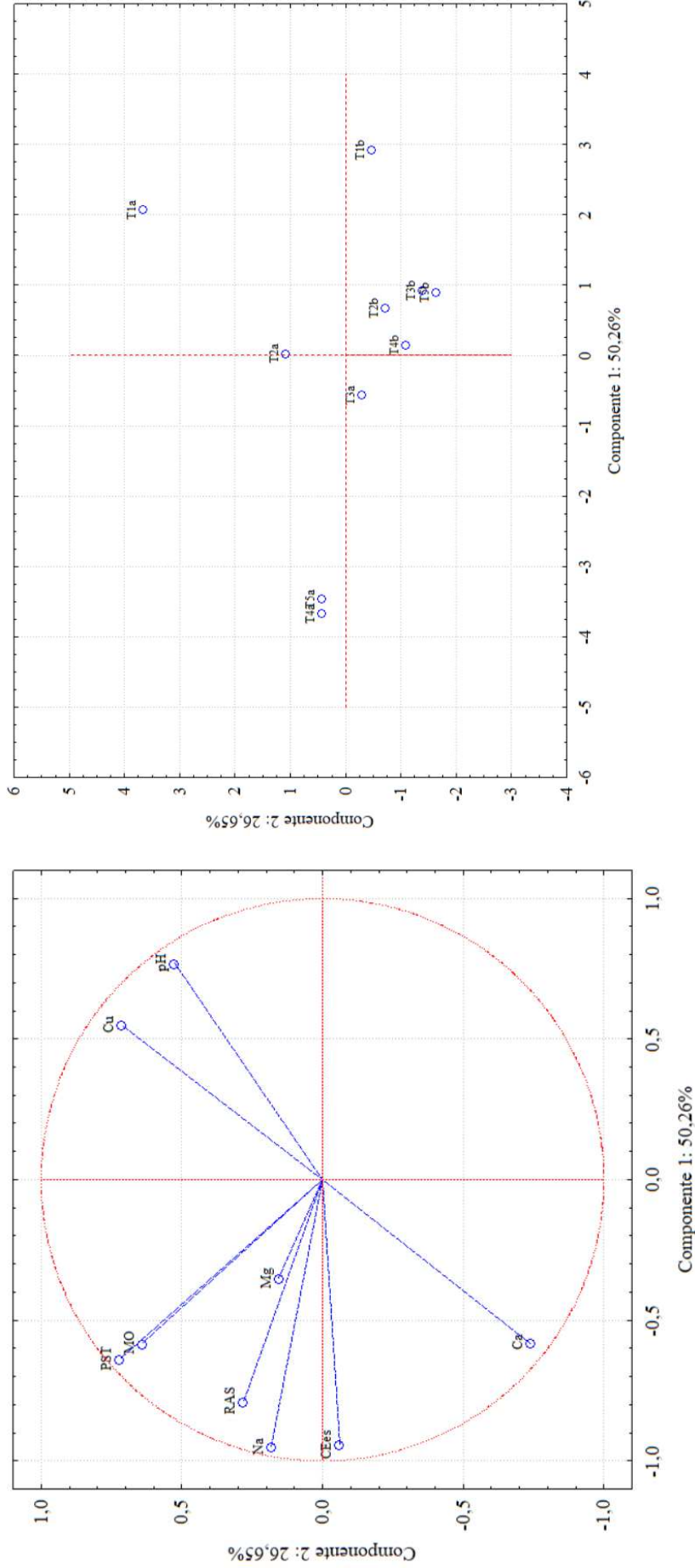
Análise de Componentes Principais

Os resultados da ACP apresentaram os autovalores que explicaram acima de 70% da variância acumulada, auxiliando na identificação das variáveis mais relevantes. As variáveis na horizontal e mais próximas do círculo são consideradas mais importantes. Dito isso, observa-se que no Componente 1-2, a CE_{es} e o Na^+ atendem a esse critério, concomitantemente, o PST, o Cu^{2+} e o pH também (Figura 6).

A CE_{es} , o Na^+ e a RAS são mais relevantes para T5a e T4a, com maiores valores para esses tratamentos que receberam maior quantidade de efluente na camada superficial, compatível com o Grupo III da análise de agrupamento. A CE_{es} é uma propriedade que apresenta variabilidade espaço-temporal, principalmente, devido à natureza dinâmica dos fatores edáfico-climáticos e ação humana (Gheyi *et al.*, 2016). Além disso, tem sido usada para mapeamento de solo porque se correlaciona bem com outros atributos do solo, permite amostragem densa e pode ser obtida a baixo custo (Costa *et al.*, 2014). Esse resultado evidencia que o aporte de efluente influenciou diretamente o acúmulo iônico e os indicadores de salinidade do solo, atributos que apresentam elevada variabilidade espaço-temporal em função de fatores edáfico-climáticos e da ação antrópica, além de serem amplamente utilizados como indicadores integradores de atributos do solo.

Os tratamentos da camada 20-40 cm (T1, T2, T3, T4 e T5) estão no quadrante inferior direito e as variáveis PST e MO estão no quadrante superior esquerdo, assim, esses atributos são menos expressivos para esses tratamentos, corroborando com o Grupo II da análise de agrupamento. A relação entre o PST e a MO do solo é importante para entender a qualidade e a recuperação de solos afetados por sais (Ranjbar; Jalali, 2015), sobretudo em ambientes semiáridos.

O Cu^{2+} e o pH é mais relevante para T1a, já o Ca^{2+} possui menores valores para esse tratamento, visto que está no quadrante inferior esquerdo. O Mg^{2+} valores médios para T2a e T3a. Embora valores mais elevados de pH geralmente reduzam a disponibilidade de Cu^{2+} às plantas, observou-se concomitância de pH elevado e maiores teores de Cu^{2+} em T1a, indicando que a disponibilidade de nutrientes no solo é controlada por múltiplas interações químicas, físicas e biológicas. Esse comportamento reforça limitações de modelos clássicos, como o diagrama de Emil Truog, uma vez que tais abordagens desconsideram a complexidade das interações solo-planta-microrganismos e as variações entre solos e culturas (Hartemink; Barrow, 2023).



Fonte: Elaborado pela autora (2025).

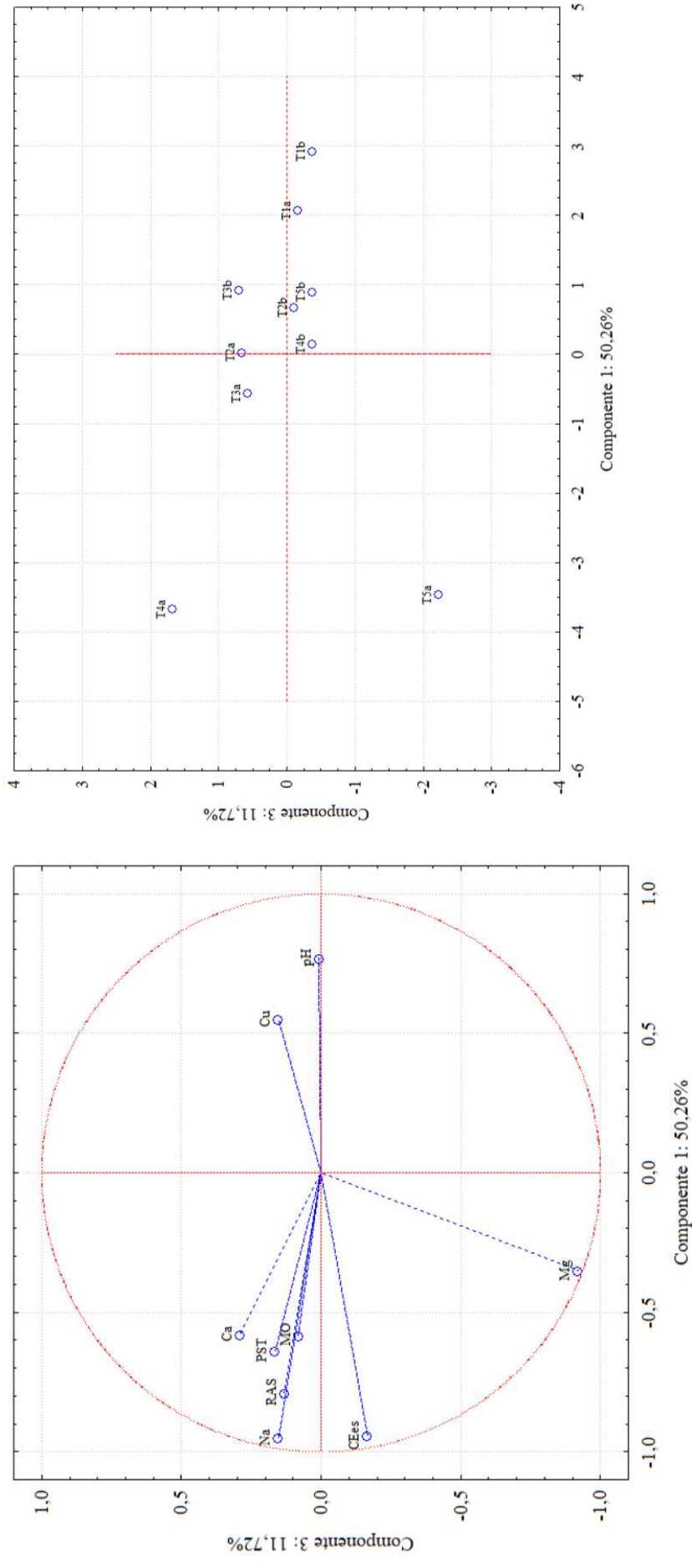
Figura 6. Análise dos Componentes Principais (Componente 1-2) para atributos químicos e tratamentos do solo em função da profundidade após irrigação da *Nopalea cochenillifera* (L.) Salm-Dyck por dois anos com diluições de efluente da aquicultura, no município de Mossoró, estado do Rio Grande do Norte, Brasil.

Nota: T1a - 100% AA (0-20 cm); T2a - 75% AA + 25% EA (0-20 cm); T3a - 50% AA + 50% EA (0-20 cm); T4a - 25% AA + 75% EA (0-20 cm); T5a - 100 % EA (0-20 cm); T1b - 100% AA (20-40 cm); T2b - 75% AA + 25% EA (20-40 cm); T3b - 50% AA + 50% EA (20-40 cm); T4b - 25% AA + 75% EA (20-40 cm); T5b - 100 % EA (20-40 cm).

No Componente 1-3, as variáveis mais importantes foram Mg^{2+} por estar mais próximo ao círculo e pH, Na^+ e CE_{es} por estar mais perto da horizontal (Figura 7). Os resultados corroboram e complementam o Componente 1-2, onde o pH foi mais expressivo para T1a e T1b, evidenciando o efeito direto do aporte hídrico-residual sobre a salinidade do solo. Já o Mg^{2+} foi mais expressivo para T5a. A CE_{es} foi menor para os tratamentos que não receberam nenhuma quantidade de efluente (T1a e T1b). As variáveis do quadrante superior esquerdo (Na^+ , MO, PST e RAS) foram inferiores para os tratamentos da camada 20-40 cm, indicando menor acúmulo iônico em profundidade. Os valores de Ca^{2+} e Cu^{2+} foram médios para T2a.

Dito isso, observa-se que as nove variáveis que restaram, representam a totalidade do experimento, visto que, a partir delas, é possível ter um apanhado geral de como está o solo cultivado com palma forrageira miúda após dois anos irrigado com efluente aquícola. São as variáveis mais importantes as que estão ligadas aos macronutrientes secundários (Ca e Mg), aos micronutrientes (Cu), a salinidade/sodicidade (CE_{es} , Na, RAS e PST), ao nível de acidez/alcalinidade (pH) e o reservatório de carbono (MO). Assim, não sendo tão relevantes as variáveis ligadas aos macronutrientes (K e P), elementos benéficos (Ni) e não essenciais (Cr, Cd e Pb), além das demais que são explicadas a partir das variáveis consideradas fundamentais.

Os resultados obtidos com a ACP corroboram com os dados encontrados por Pedrosa (2023) ao citar que as variáveis relacionadas à salinidade e à sodicidade são as mais importantes nas profundidades 0-20 cm e 20-40 cm após um ano de cultivo da palma forrageira irrigada com efluente aquícola.



Fonte: Elaborado pela autora (2025).

Figura 7. Análise dos Componentes Principais (Componente 1-3) para atributos químicos e tratamentos do solo em função da profundidade após irrigação da *Nopalea cochenillifera* (L.) Salm-Dyck por dois anos com diluições de efluente da aquicultura, no município de Mossoró, estado do Rio Grande do Norte, Brasil.

Nota: T1a - 100% AA (0-20 cm); T2a - 75% AA + 25% EA (0-20 cm); T3a - 50% AA + 50% EA (0-20 cm); T4a - 25% AA + 75% EA (0-20 cm); T5a - 100 % EA (0-20 cm); T1b - 100% AA (20-40 cm); T2b - 75% AA + 25% EA (20-40 cm); T3b - 50% AA + 50% EA (20-40 cm); T4b - 25% AA + 75% EA (20-40 cm); T5b - 100 % EA (20-40 cm).

Análise Fatorial

De acordo com a Tabela 10, os autovalores juntos explicaram acima de 70% da variância acumulada, mais especificamente, explicaram 88,63% da variação total dos dados de entrada. Conforme Vicini (2005), as componentes principais devem ser selecionadas de modo a garantir uma variância acumulada próxima de 70%. Dessa forma, as nove componentes principais resumem de maneira eficiente a variância total da amostra.

Tabela 10. Autovalores e variância acumulada obtidos na análise de componentes principais (ACP) para atributos químicos do solo após irrigação da *Nopalea cochenillifera* (L.) Salm-Dyck por dois anos com diluições de efluente da aquicultura, no município de Mossoró, estado do Rio Grande do Norte, Brasil.

Variáveis	Cargas fatoriais		
	Fator 1	Fator 2	Fator 3
pH	-0,23	-0,90	-0,11
CE _{es}	0,62	0,64	0,35
Na	0,85	0,48	0,07
Ca	0,03	0,95	-0,24
Mg	0,15	0,06	0,98
PST	0,97	-0,13	0,05
RAS	0,79	0,30	0,07
Cu	0,08	-0,89	-0,19
MO	0,86	-0,11	0,12
Autovalores	4,52	2,40	1,06
Variância Total (%)	50,26	26,65	11,72
Variância Acumulada (%)	50,26	76,91	88,63

Fonte: Elaborado pela autora (2025).

Nota: Eixos fatoriais rotacionados pelo método Varimax normalizada; considerou-se cargas fatoriais $\geq 0,65$ significativas para fins de interpretação.

O uso de efluente via fertirrigação amplia o papel do solo no sistema produtivo, deixando de atuar apenas como meio físico de suporte e passando a funcionar como componente ativo na ciclagem de nutrientes e na regulação ambiental (Cerqueira *et al.*, 2025). Todavia, Essa interação solo–efluente–planta permite atenuar impactos ambientais, melhorar a fertilidade química e favorecer a nutrição vegetal; contudo, em longo prazo, pode também induzir à acumulação de sais e sódio, tornando indispensável o monitoramento contínuo da salinidade e da sodicidade para garantir a sustentabilidade do sistema (Stavi; Thevs; Priori, 2021).

O Fator 1 possui autovalor de 4,52 e explicou 50,26% da variabilidade dos dados. As variáveis que mais contribuíram foram: CE_{es} (0,62), Na^+ (0,85), PST (0,97), RAS (0,79) e MO (0,86), evidenciando que o aporte iônico do efluente influencia diretamente a salinidade do solo e o balanço de sódio, com possíveis reflexos sobre a absorção de Ca^{2+} , Mg^{2+} e K^+ pelas plantas. A CE_{es} é diretamente proporcional à sua concentração iônica, constituindo um importante indicador da salinidade do solo e do potencial risco de estresse salino às plantas (Gheyi *et al.*, 2016). O acúmulo de Na^+ é gradual e pode se intensificar com o tempo de uso do efluente, elevando também a CE e o PST do solo (Souza *et al.*, 2023). O aumento na RAS indica a elevação da proporção de sódio na fase solúvel do solo, com a redução dos demais cátions, o que pode promover desequilíbrios nutricionais, pela dificuldade de absorção de cálcio, magnésio e potássio (Pessoa *et al.*, 2010). De forma geral, em solos arenosos, o carbono orgânico do solo e, consequentemente, a matéria orgânica do solo, aumentou a CTC e reduziu a densidade aparente, principalmente em solos cultivados em combinação com irrigação (Yost; Hartemink, 2019).

O Fator 2 apresentou autovalor de 2,40 e foi explicado pelas variáveis pH (-0,90), Ca^{2+} (0,95), Cu^{2+} (-0,89), representando 26,65% da variação total., confirmando o pH como variável mestra dos processos biogeoquímicos do solo e evidenciando a dinâmica contrastante desses nutrientes em solos de baixa textura e teor de matéria orgânica. O pH do solo tem uma enorme influência nos processos biogeoquímicos deste ambiente, sendo descrito como a "variável mestre" que influencia as propriedades e processos biológicos, químicos e físicos do solo que afetam o crescimento das plantas e o rendimento da biomassa, a partir da disponibilidade de substâncias, mobilidade e processos biológicos do solo (Neina, 2019). No solo, a adição do Ca^{2+} acontece inicialmente pelo intemperismo do material de origem, todavia o nutriente pode ser perdido por lixiviação ou erosão, permanecer na solução, ser adsorvido nas cargas dos colóides do solo ou absorvido pelas plantas (Batista *et al.*, 2018). Os solos orgânicos são propensos a apresentar deficiência de Cu^{2+} , por ficarem retidos fortemente, assim, ficam pouco disponíveis. Já os solos arenosos, com baixo teor de MO, também podem ser deficientes em Cu^{2+} por causa das perdas por lixiviação. Finalmente, solos argilosos, pesados, apresentam menos problemas de ausência desse elemento (Lopes, 1998).

O Fator 3 mostrou autovalor de 1,06, explicando 11,72% da variância total, formado por apenas a variável Mg^{2+} , com 0,98 de carga associada, cuja disponibilidade está associada ao material de origem, à CTC e às interações com outros cátions no

complexo de troca. O Mg^{2+} no solo origina-se do intemperismo de rochas como dolomita, biotita, hornblenda e serpentina, ou de minerais secundários como vermiculita e montmorilonita. Na solução do solo, pode ser lixiviado, adsorvido no complexo de troca, precipitado como mineral, perdido por erosão ou absorvido pelas plantas. Solos argilosos e ricos em matéria orgânica geralmente apresentam maior conteúdo de magnésio devido à maior CTC. A disponibilidade de Mg depende não apenas de sua quantidade no solo, mas também das interações com outros cátions (Batista *et al.*, 2018).

Dessa forma, esses resultados demonstram que a fertirrigação com efluente aquícola potencializa a função do solo como regulador químico e nutricional do sistema produtivo, reforçando seu papel estratégico na eficiência do uso da água, na nutrição vegetal e na sustentabilidade agrícola. Portanto, com a análise multivariada pode-se perceber que ao utilizar diluições do efluente aquícola para irrigação de palma forrageira em ARGISSOLO Vermelho-Amarelo eutrófico com textura em areia franca, variáveis como pH, CE_{es} , Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , PST, RAS, Cu^{2+} e MO, são mais relevantes na análise.

CONCLUSÕES

Verificou-se que uma parcela dos estados não apresenta VRQs, seja pelo aparato legal, seja por estudos acadêmicos, bem como carência de informações principalmente de ferro e manganês para alguns entes federativos, visto que esses elementos se encontram naturalmente nos solos tropicais em alta concentração. Desta forma, há necessidade de fomentar a participação das instituições de pesquisa e universidades, tanto para elaboração dos valores de orientadores, como para que a aceitabilidade dos estudos seja cientificamente validada.

O solo da pesquisa foi classificado como solo Classe 2, por apresentar concentrações de Cd maiores do que o VRQ ($0,10 \text{ mg kg}^{-1}$), presente no aparato acadêmico do Estado do Rio Grande do Norte, e menores que o VP ($1,30 \text{ mg kg}^{-1}$), conforme Resolução CONAMA nº 420/2009.

A fertirrigação com diluições de efluente aquícola promoveu melhoria da fertilidade química do ARGISSOLO Vermelho-Amarelo eutrófico de textura areia franca após 26 meses de cultivo da palma forrageira miúda, com incremento de pH, CE_{es} , MO, Mg^{2+} , K^+ , Na^+ , SB, V%, Fe^+ , Mn^+ e Zn^{2+} , sobretudo na camada de 0–20 cm.

Os elementos potencialmente tóxicos apresentaram baixos teores, sem evidências de contaminação ambiental, evidenciando que o uso criterioso de efluentes da aquicultura é uma alternativa viável para a fertirrigação, com potencial de melhoria da qualidade do solo e redução da dependência de fertilizantes minerais.

Os valores de CE_{es} , PST e RAS foram superiores na camada de 0-20 cm quando comparado a camada 20-40 cm, entretanto o solo não foi classificado como salinos e/ou sódicos em nenhum tratamento e/ou profundidade. Todavia, indicam a necessidade de monitoramento contínuo em solos arenosos.

Finalmente, com a análise multivariada pode-se perceber que ao utilizar diluições do efluente aquícola para irrigação de palma forrageira em ARGISSOLO Vermelho-Amarelo eutrófico com textura em areia franca, variáveis como pH, CE_{es} , Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , PST, RAS, Cu^{2+} e MO, são mais relevantes na análise.

REFERÊNCIAS

ABEGUNRIN, T. P. *et al.* Effect of kitchen wastewater irrigation on soil properties and growth of cucumber (*Cucumis sativus*). **Journal of Soil Science and Environmental Management**, [s. l.], v. 4, n. 7, p. 139–145, 2013. Disponível em: <https://academicjournals.org/journal/JSSEM/article-abstract/7BC5CE242023>. Acesso em: 2 jun. 2025.

AHMAD, A. *et al.* Aquaculture industry: Supply and demand, best practices, effluent and its current issues and treatment technology. **Journal of Environmental Management**, [s. l.], v. 287, p. 112271, 2021. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301479721003339>. Acesso em: 13 abr. 2025.

AKINDELE, A. J.; OLUFAYO, A. A.; FALOYE, O. T. Influência da água de poço artesiano e de efluentes de pescado nas propriedades do solo, produtividade e composição de nutrientes do pimentão (*Capsicum annum*). **Acta Ecologica Sinica**, [s. l.], v. 42, n. 1, p. 56–62, 2022. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1872203221000160>. Acesso em: 27 maio 2025.

ALBUQUERQUE, C. G. D. *et al.* Relationship between pH and base saturation associated with soil cation exchange capacity in soils of Mato Grosso do Sul, Brazil. **Bragantia**, [s. l.], v. 83, p. e20230291, 2024. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0006-87052024000104602&tlng=en. Acesso em: 6 maio 2025.

ALDERSON, M. P.; SANTOS, A. B.; MOTA FILHO, C. R. Reliability analysis of low-cost, full-scale domestic wastewater treatment plants for reuse in aquaculture and agriculture. **Ecological Engineering**, [s. l.], v. 82, p. 6–14, 2015. Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0925857415001913>. Acesso em: 6 maio 2025.

ALTHAUS, D. *et al.* Natural fertility and metals contents in soils of Rio Grande do Sul (Brazil). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, [s. l.], v. 42, n. 0, 2018. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-06832018000100502&lng=en&tlng=en. Acesso em: 6 maio 2025.

ALVAREZ, V. V. H. *et al.* Interpretação dos resultados das análises de solos. In: RIBEIRO, A. C.; GUIMARÃES, P. T. G.; ALVAREZ, V. H. (ed.). **Recomendação para uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais**. Viçosa-MG: Comissão de Fertilidade do Solo do estado de Minas Gerais, 1999. p. 25–36.

ALVES, D. A. *et al.* Efeito temporal da utilização de biossólido e efluente tratado na sodicidade e salinidade do solo. **IRRIGA**, [s. l.], v. 1, n. 1, p. 101–108, 2019. Disponível em: <http://revistas.fca.unesp.br/index.php/irriga/article/view/3914>. Acesso em: 6 maio 2025.

AL-WABEL, M. I. *et al.* Impacts of aquaculture wastewater irrigation on soil health, nutrient availability, and date palm fruit quality. **Scientific Reports**, [s. l.], v. 14, n. 1, p. 18634, 2024. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/s41598-024-68774-0>. Acesso em: 27 maio 2025.

ANKUSH *et al.* Source and Distribution of Lead in Soil and Plant—A Review. In: KUMAR, N.; JHA, A. K. (org.). **Lead Toxicity: Challenges and Solution**. Cham: Springer Nature Switzerland, 2023. (Environmental Science and Engineering). p. 3–16. Disponível em: https://link.springer.com/10.1007/978-3-031-37327-5_1. Acesso em: 6 maio 2025.

AYERS, R. S.; WESTCOT, D. W. A. **Qualidade da água na agricultura**. tradução: H. R. Gheyi; J. F. Medeiros; F. A. V. Damasceno. Campina Grande-PB: [s. d.], 1999.

BARACHO, D. H.; SILVA, J. C.; LOMBARDI, A. T. The effects of copper on photosynthesis and biomolecules yield in *Chlorolobion braunii*. **Journal of Phycology**, [s. l.], v. 55, n. 6, p. 1335–1347, 2019. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/jpy.12914>. Acesso em: 27 maio 2025.

BARBOSA, A. M. D. S. *et al.* Impact of treated sewage effluent on soil fertility, salinization, and heavy metal content. **Bragantia**, [s. l.], v. 81, p. e0222, 2022. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0006-87052022000100202&tlng=en. Acesso em: 6 maio 2025.

BATISTA, M. A. *et al.* Princípios de fertilidade do solo, adubação e nutrição mineral. In: BRANDÃO FILHO, L. U. T. *et al.* (org.). **Hortaliças-fruto**. Maringá-PR: EDUEM, 2018. p. 113–162. Disponível em: <https://doi.org/10.7476/9786586383010.0006>.

BERNERT, M. R. *et al.* Características do pH e condutividade elétrica no manejo de fertirrigação. **Revista Brasileira de Tecnologia Aplicada nas Ciências Agrárias**, [s. l.], v. 8, 2015. Disponível em: <http://revistas.unicentro.br/index.php/repaa/article/view/3324>. Acesso em: 6 maio 2025.

BOCARDI, J. M. B. *et al.* Quality reference values for heavy metals in soils developed from basic rocks under tropical conditions. **Journal of Geochemical Exploration**, [s. l.], v. 217, p. 106591, 2020. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0375674219305540>. Acesso em: 6 maio 2025.

BOECHAT, C. L. *et al.* Background concentrations and quality reference values for potentially toxic elements in soils of Piauí state, Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, [s. l.], v. 192, n. 11, p. 723, 2020. Disponível em: <https://link.springer.com/10.1007/s10661-020-08656-w>. Acesso em: 6 maio 2025.

BONINI, M. de A. *et al.* Alterações nos atributos químico e físicos de um Latossolo Vermelho irrigado com água residuária e vinhaça. **Revista Biociências**, [s. l.], v. 20, n. 1, 2014. Disponível em: <https://periodicos.unitau.br/biociencias/article/view/1817>. Acesso em: 6 maio 2025.

BRASIL. Conselho Nacional de Recursos Hídricos - CNRH. **Resolução CNRH n.º 121, de 16 de dezembro de 2010**. Diário Oficial da União, Brasília-DF, 2010. Disponível em: <https://www.ceivap.org.br/resolucao-cnrh.php>.

BRASIL. Conselho Nacional de Meio Ambiente - CONAMA. **Resolução CONAMA n.º 420, de 28 de dezembro de 2009**. Diário Oficial da União, Brasília-DF, 2009. Disponível em: <https://www.legisweb.com.br/legislacao/?id=111046>.

BROADLEY, M. *et al.* Functions of nutrient: micronutrients. In: MARSCHNER, P. (ed.). **Mineral nutrition of higher plants**. 3rd eded. Oxford: Elsevier, 2012. p. 43–248.

CARVALHO, S. R.; BÔAS, G. S. V.; FADIGAS, F. S. Concentrações naturais de metais pesados em solos derivados de sedimentos do grupo barreiras. **Cadernos de Geociências**, [s. l.], v. 10, n. 2, p. 97–107, 2013. Disponível em: <https://periodicos.ufba.br/index.php/cadgeoc/article/view/7066>. Acesso em: 6 maio 2025.

CASTILLO-GONZÁLEZ, J. *et al.* Zinc metalloenzymes in plants. **Interciencia**, [s. l.], v. 43, n. 4, p. 242–248, 2018. Disponível em: <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=33957240004>. Acesso em: 27 maio 2025.

CEBDS. **Água de reúso: Oportunidades e riscos para o setor empresarial**. Rio de Janeiro-RJ: CEBDS, 2022. Disponível em: <https://tratamentodeagua.com.br/artigo/cebds-agua-reuso/>. Acesso em: 27 maio 2025.

CEMA. Conselho Estadual do Meio Ambiente - CEMA. **Resolução CEMA n.º 01/2019, de 27 de fevereiro de 2019**. Diário Oficial do Estado de Sergipe, Aracaju-SE, 2019. Disponível em: <https://docs.sedurbs.se.gov.br/wl/?id=p6pi8yh2wsnDnTeOJwizFY3xd8s76dqC&path=CEMA%20-%20Resolu%C3%A7%C3%A3o%20001-2019%20-%20Crit%C3%A9rios%20e%20VRQ%20do%20solo%20do%20Estado%20de%20Sergipe.pdf&mode=default>.

CEPRAM. Conselho Estadual de Proteção Ambiental - CEPRAM. **Resolução CEPRAM n.º 15/2020, de 25 de agosto de 2020**. Diário Oficial do Estado de Alagoas,

Maceió-AL, 2020. Disponível em:
<https://www.semarh.al.gov.br/documentos/category/137-2020>.

CERQUEIRA, D. P. de *et al.* A importância da fertirrigação para agricultura brasileira. **CONTRIBUCIONES A LAS CIENCIAS SOCIALES**, [s. l.], v. 18, n. 7, p. e19184–e19184, 2025. Disponível em:
<https://ojs.revistacontribuciones.com/ojs/index.php/clcs/article/view/19184>. Acesso em: 4 jan. 2026.

CETESB. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo - CETESB. **Decisão de Diretoria n.º 045/2014/E/C/I, de 20-02-2014**. Diário Oficial do Estado de São Paulo, São Paulo-SP, 2014. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/solo/valores-orientadores-para-solo-e-agua-subterranea/>.

CHEN, L. *et al.* Effect of the sulfamethazine on nitrogen conversion in alternate wet and dry paddy fields. **Agronomy**, [s. l.], v. 12, n. 12, p. 3034, 2022. Disponível em:
<https://www.mdpi.com/2073-4395/12/12/3034>. Acesso em: 13 abr. 2025.

CHEN, L. *et al.* Impacts of aquaculture wastewater irrigation on soil microbial functional diversity and community structure in arid regions. **Scientific Reports**, [s. l.], v. 7, n. 1, p. 11193, 2017. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/s41598-017-11678-z>. Acesso em: 13 abr. 2025.

CHEN, C.-Y. *et al.* Non-conventional water reuse in agriculture: A circular water economy. **Water Research**, [s. l.], v. 199, p. 117193, 2021. Disponível em:
<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0043135421003912>. Acesso em: 6 maio 2025.

ĆIRIĆ, V. *et al.* THE IMPLICATION OF CATION EXCHANGE CAPACITY (CEC) ASSESSMENT FOR SOIL QUALITY MANAGEMENT AND IMPROVEMENT. **The Journal “Agriculture and Forestry”**, [s. l.], 2023. Disponível em:
<https://consensus.app/papers/the-implication-of-cation-exchange-capacity-cec-%C4%87iri%C4%87-prekop/c283e8cad17b562ea3df6ab2cc60f3f0/>. Acesso em: 4 jan. 2026.

COEMA. Conselho Estadual do Meio Ambiente - COEMA. **Resolução COEMA n.º 02, de 02 de fevereiro de 2017**. Diário Oficial do Estado do Ceará, Fortaleza-CE, 2017. Disponível em: <https://www.semace.ce.gov.br/resolucao-2017-coema/>.

COPAM. Conselho Estadual de Política Ambiental - COPAM. **Deliberação Normativa n.º 166, de 29 de junho de 2011**. Diário Oficial do Estado de Minas Gerais, Belo Horizonte-MG, 2011.

COPAM. Conselho Estadual de Política Ambiental - COPAM. **Deliberação Normativa n.º 3602, de 18 de dezembro de 2014**. Diário Oficial do Estado da Paraíba, João Pessoa-PB, 2014.

CORDEIRO, G. G. **Qualidade de água para fins de irrigação: Conceitos básicos e práticas**. Petrolina-PE: Embrapa Semiárido, 2001.

COSTA, W. P. L. B. **Metais pesados em solos do Rio Grande do Norte: Valores de referência de qualidade e relações geopedológicas**. 2013. 121 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife-PE, 2013.

COSTA, M. M. M. N. **Micronutrientes na agricultura**. Campina Grande-PB: Embrapa Algodão, 2024. Documentos.

COSTA, M. M. *et al.* Moisture content effect in the relationship between apparent electrical conductivity and soil attributes. **Acta Scientiarum. Agronomy**, [s. l.], v. 36, n. 4, p. 395, 2014. Disponível em: <http://www.periodicos.uem.br/ojs/index.php/ActaSciAgron/article/view/18342>. Acesso em: 6 maio 2025.

COSTA, A. F. S.; COSTA, A. N. **Valores orientadores de qualidade de solos no Espírito Santo**. Vitória-ES: Incaper, 2015.

CPRH. Agência Estadual de Meio Ambiente. **Instrução Normativa nº 007/2014, de 07 de julho de 2014**. Diário Oficial do Estado de Pernambuco, Recife-PE, 2014. Disponível em: <https://www.legisweb.com.br/legislacao/?id=279789>.

DANTAS, J. A. **Análise de solos: Coleta de amostras, determinações e interpretação de resultado**. Parnamirim-RN: EMPARN, 2020. Documentos.

DONATO, S. L. R. *et al.* Diagnóstico nutricional e recomendação de adubação para a palma forrageira ‘Gigante’. **Informe Agropecuário**, [s. l.], v. 38, n. 296, p. 46–58, 2017.

DUBREUIL, V. *et al.* Os tipos de climas anuais no Brasil: Uma aplicação da classificação de Köppen de 1961 a 2015. **Confins**, [s. l.], v. 37, 2018. Disponível em: <https://journals.openedition.org/confins/15738>. Acesso em: 25 mar. 2025.

FAO. **The state of food and agriculture 2020**. Roma: FAO, 2020. Disponível em: <http://www.fao.org/documents/card/en/c/cb1447en>. Acesso em: 28 maio 2025.

FAO. **The state of world fisheries and aquaculture 2022**. [S. l.]: FAO, 2022. Disponível em: <http://www.fao.org/documents/card/en/c/cc0461en>. Acesso em: 4 abr. 2025.

FEPAM. Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luiz Roessler/RS - FEPAM. **Portaria FEPAM n.º 85/2014, de 05 de setembro de 2014**. Diário Oficial do Estado do Rio Grande do Sul, Porto Alegre-RS, 2014. Disponível em: <https://www.mprs.mp.br/legislacao/portarias/10837/>.

FERNANDES, A. R. *et al.* Quality reference values and background concentrations of potentially toxic elements in soils from the Eastern Amazon, Brazil. **Journal of Geochemical Exploration**, [s. l.], v. 190, p. 453–463, 2018. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0375674218300980>. Acesso em: 6 maio 2025.

FONSECA, R. A. *et al.* Aquicultura: Impactos ambientais negativos e a mitigação com práticas agroecológicas. In: SOUZA, Maurício Novaes. **Tópicos em recuperação de**

áreas degradadas. Canoas: Mérida Publishers, 2021. Disponível em: <http://meridapublishers.com/17topicos/capitulo2.html>. Acesso em: 6 maio 2025.

FÖRSTNER, U.; WITTMAN, G. T. W. **Metal pollution in the aquatic environment.** Berlin Heidelberg New York Tokyo: [s. d.], 1979.

FREUND, R. J.; WILSON, W. J.; SA, P. **Regression analysis: Statistical modeling of a response variable.** 2nd editioned. AMsterdam Boston: Academic Press, 2006.

GENGMAO, Z.; MEHTA, S. K.; ZHAOPU, L. Use of saline aquaculture wastewater to irrigate salt-tolerant Jerusalem artichoke and sunflower in semiarid coastal zones of China. **Agricultural Water Management**, [s. l.], v. 97, n. 12, Salinity Management in China, p. 1987–1993, 2010. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378377409001280>. Acesso em: 13 abr. 2025.

GHEYI, H. R. *et al.* **Manejo da salinidade na agricultura: Estudo básico e aplicados.** 2. ed. Fortaleza-CE: INCT Sal, 2016.

GIZ, A. M. **Integração aquicultura-agricultura: Reúso do efluente de piscicultura na fertirrigação de minitomate, tipo grape, em cultivo protegido.** 2021. 98 f. Dissertação (Mestrado em Agroecologia e Desenvolvimento Rural) - Universidade Federal de São Carlos, Araras-SP, 2021.

GONÇALVES JÚNIOR, A. C.; PESSOA, A. C. dos S. Fitodisponibilidade de cádmio, chumbo e cromo, em soja cultivada em argissolo vermelho eutrófico a partir de adubos comerciais. **Scientia agraria**, [s. l.], v. 3, n. 1–2, p. 19–23, 2002. Disponível em: <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=2913051>. Acesso em: 7 maio 2025.

GUO, H. *et al.* Evaluating the effects of aquaculture wastewater irrigation with fertilizer reduction on greenhouse tomato production, economic benefits and soil nitrogen characteristics. **Phyton-International Journal of Experimental Botany**, [s. l.], v. 92, n. 12, p. 3291–3304, 2023. Disponível em: <https://www.techscience.com/phyton/v92n12/55005>. Acesso em: 13 abr. 2025.

GUPTA, S. K. *et al.* Comparative analysis of zinc finger proteins involved in plant disease resistance. **PLOS ONE**, [s. l.], v. 7, n. 8, p. e42578, 2012. Disponível em: <https://journals.plos.org/plosone/article?id=10.1371/journal.pone.0042578>. Acesso em: 7 maio 2025.

HAIDER, F. U. *et al.* Cadmium toxicity in plants: Impacts and remediation strategies. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, [s. l.], v. 211, p. 111887, 2021. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0147651320317231>. Acesso em: 28 abr. 2025.

HAIR JÚNIOR, J. F. *et al.* **Análise multivariada de dados.** 6. ed. Porto Alegre-RS: Bookman, 2009. Disponível em: http://archive.org/details/kupdf.net_hair-j-f-anaacutelise-multivariada-de-dados-6ordf-ediccedilatildeopdf. Acesso em: 9 abr. 2025.

HARTEMINK, A. E.; BARROW, N. J. Soil pH - nutrient relationships: The diagram. **Plant and Soil**, [s. l.], v. 486, n. 1–2, p. 209–215, 2023. Disponível em: <https://link.springer.com/10.1007/s11104-022-05861-z>. Acesso em: 7 maio 2025.

HONG, A. H. *et al.* Examining molluscs as bioindicators of shrimp aquaculture effluent contamination in a southeast Asian mangrove. **Ecological Indicators**, [s. l.], v. 115, p. 106365, 2020. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1470160X20303022>. Acesso em: 7 maio 2025.

IBRAHIM, E. A.; RAMADAN, W. A. Effect of zinc foliar spray alone and combined with humic acid or/and chitosan on growth, nutrient elements content and yield of dry bean (*Phaseolus vulgaris* L.) plants sown at different dates. **Scientia Horticulturae**, [s. l.], v. 184, p. 101–105, 2015. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S030442381400630X>. Acesso em: 7 maio 2025.

IMA. Instituto do Meio Ambiente do Estado de Santa Catarina -IMA. **Portaria n.º 045/2021, de 24 de março de 2021**. Diário Oficial do Estado de Santa Catarina, Florianópolis-SC, 2021. Disponível em: <https://consultas.ima.sc.gov.br/portarias/visualizar/2802>.

IUSS. **World reference base for soil resources 2022: International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps**. 4.editioned. Vienna, Austria: International Union of Soil Sciences (IUSS), 2022.

KAISER, H. F. The varimax criterion for analytic rotation in factor analysis. **Psychometrika**, [s. l.], v. 23, n. 3, p. 187–200, 1958. Disponível em: https://www.cambridge.org/core/product/identifier/S0033312300047062/type/journal_article. Acesso em: 4 abr. 2025.

KAUSCH, K. D.; HANDA, A. K. Molecular cloning and nucleotide sequence of a lipoxygenase cDNA from ripening tomato fruit. **Plant Physiology**, [s. l.], v. 107, n. 2, p. 669–670, 1995. Disponível em: <https://dx.doi.org/10.1104/pp.107.2.669>. Acesso em: 7 maio 2025.

KOWATA, L. S. *et al.* Potassium, calcium and copper phosphite to control peach rust and brown rot. **Idesia (Arica)**, [s. l.], v. 30, n. 3, p. 93–96, 2012. Disponível em: http://www.scielo.cl/scielo.php?script=sci_abstract&pid=S0718-34292012000300012&lng=es&nrm=iso&tlng=en. Acesso em: 27 maio 2025.

KUMAR, A.; YADAV, B. Treated wastewater reuse for recharge in agricultural fields: Retention dynamics and geochemical modeling of macronutrients in soils. **Agricultural Water Management**, [s. l.], 2025. Disponível em: <https://consensus.app/papers/treated-wastewater-reuse-for-recharge-in-agricultural-kumar-yadav/779d2c5e0d1453f2b74fcb95b0d4839a/>. Acesso em: 4 jan. 2026.

LAPORTE, D. *et al.* Copper-induced concomitant increases in photosynthesis, respiration, and C, N and S assimilation revealed by transcriptomic analyses in *Ulva compressa* (Chlorophyta). **BMC Plant Biology**, [s. l.], v. 20, n. 1, p. 25, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1186/s12870-019-2229-5>. Acesso em: 7 maio 2025.

LEAL, J. P. Tabela periódica dos elementos. **Revista de Ciência Elementar**, [s. l.], v. 3, n. 3, 2015. Disponível em: <http://rce.casadasciencias.org/art/2015/194>. Acesso em: 4 abr. 2025.

LEITE, M. J. de H. Características gerais dos principais solos da região semiárida. **RECIMA21 - Revista Científica Multidisciplinar - ISSN 2675-6218**, [s. l.], v. 3, n. 10, p. e3101964, 2022. Disponível em: <https://recima21.com.br/index.php/recima21/article/view/1964>. Acesso em: 7 maio 2025.

LIMA, G. F. C. *et al.* **Caminhos para a expansão e o desenvolvimento da palma forrageira no Rio Grande do Norte**. Parnamirim-RN: EMPARN, 2019. Documentos. Disponível em: Acesso em: 21 maio 2025.

LIMA, A. S. D. *et al.* Consumo hídrico e exigência térmica da palma forrageira em ambiente semiárido. **IRRIGA**, [s. l.], v. 1, n. 1, p. 110–128, 2021. Disponível em: <https://revistas.fca.unesp.br/index.php/irriga/article/view/4244>. Acesso em: 7 maio 2025.

LIMA, E. S. A. *et al.* Soil heavy metal content on the hillslope region of Rio de Janeiro, Brazil: Rreference values. **Environmental Monitoring and Assessment**, [s. l.], v. 190, n. 6, p. 364, 2018. Disponível em: <http://link.springer.com/10.1007/s10661-018-6736-x>. Acesso em: 7 maio 2025.

LIU, P. *et al.* Effects of atmospheric deposition on heavy metals accumulation in agricultural soils: Evidence from field monitoring and Pb isotope analysis. **Environmental Pollution**, [s. l.], v. 330, p. 121740, 2023. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S026974912300742X>. Acesso em: 28 abr. 2025.

LOPES, A. S. **Manual internacional de fertilidade do solo**. tradução: A. S. Lopes. 2. ed. Piracicaba-SP: POTAFOS, 1998.

LUO, X. *et al.* Impacts of atmospheric particulate matter pollution on environmental biogeochemistry of trace metals in soil-plant system: A review. **Environmental Pollution**, [s. l.], v. 255, p. 113138, 2019. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0269749119319864>. Acesso em: 28 abr. 2025.

MA, J. *et al.* Novel approach to enhance Bradyrhizobium diazoefficiens nodulation through continuous induction of ROS by manganese ferrite nanomaterials in soybean. **Journal of Nanobiotechnology**, [s. l.], v. 20, n. 1, p. 168, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1186/s12951-022-01372-2>. Acesso em: 7 maio 2025.

MACEDO, F. G. **Disponibilidade de níquel no sistema solo-planta: Efeito de doses e saturações por bases**. 2016. 121 f. Tese (Doutorado em Ciências) - Universidade de São Paulo, Piracicaba-SP, 2016.

MALAVOLTA, E.; BOARETTO, A. E.; PAULINO, V. T. Micronutrientes: uma visão geral. In: MICRONUTRIENTES. Piracicaba-SP: Potafos, 1991. Disponível em: <https://repositorio.usp.br/item/002494701>. Acesso em: 28 maio 2025.

MATOS, A. T. **Poluição ambiental: Impactos no meio físico**. Viçosa-MG: UFV, 2010.

MECHOUMA, A.; MEZERDI, F. Impact of the use of water from fish farming in the irrigation of pepper crops (*Capsicum annuum* L.) in the greenhouse in the Biskra region. **International Journal of Environmental Studies**, [s. l.], v. 81, n. 2, p. 734–750, 2024. Disponível em: <https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/00207233.2024.2323290>. Acesso em: 16 abr. 2025.

MEDEIROS, S. D. S. *et al.* Utilização de água residuária de origem doméstica na agricultura: Estudo das alterações químicas do solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, [s. l.], v. 9, n. 4, p. 603–612, 2005. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1415-43662005000400026&lng=pt&tlng=pt. Acesso em: 7 maio 2025.

MELO, A. R. D. *et al.* Alterações químicas do solo após irrigação com efluentes e adubação fosfatada cultivado com *Moringa oleifera* Lam. **Ciência Florestal**, [s. l.], v. 33, n. 3, p. e70786, 2023. Disponível em: <https://periodicos.ufsm.br/cienciaflorestal/article/view/70786>. Acesso em: 8 maio 2025.

MELO, V. F. *et al.* Reference values for potentially harmful elements in soils from Atlantic Rainforest, Brazil. **Journal of Geochemical Exploration**, [s. l.], v. 181, p. 138–147, 2017. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0375674217305150>. Acesso em: 8 maio 2025.

MOGHADAM, H. R. T.; ZAHEDI, H.; ASHKIANI, A. Effect of zinc foliar application on auxin and gibberellin hormones and catalase and superoxide dismutase enzyme activity of corn (*Zea mays* L.) under water stress. **Maydica**, [s. l.], v. 58, n. 3/4, p. 218–223, 2013.

MURGIA, I. *et al.* Plant iron nutrition: The long road from soil to seeds. [s. l.], v. 73, n. 6, p. 1809–1824, 2022. Disponível em: <https://dx.doi.org/10.1093/jxb/erab531>. Acesso em: 8 maio 2025.

NEINA, D. The role of soil pH in plant nutrition and soil remediation. **Applied and Environmental Soil Science**, [s. l.], v. 2019, p. 1–9, 2019. Disponível em: <https://www.hindawi.com/journals/aess/2019/5794869/>. Acesso em: 8 maio 2025.

NUNGULA, E. Z. *et al.* Cadmium in soil and plants: A review. In: JHA, A. K.; KUMAR, N. (org.). **Cadmium Toxicity in Water**. Cham: Springer Nature Switzerland, 2024. (Springer Water). p. 21–43. Disponível em: https://link.springer.com/10.1007/978-3-031-54005-9_2. Acesso em: 8 maio 2025.

OFORI, S. *et al.* Reuse of Treated Wastewater for Crop Irrigation: Water Suitability, Fertilization Potential, and Impact on Selected Soil Physicochemical Properties. **Water**, [s. l.], 2024. Disponível em: <https://consensus.app/papers/reuse-of-treated-wastewater-for-crop-irrigation-water-ofori-abebrese/01a14a51ce8f5e149a35e3e577f8173a/>. Acesso em: 4 jan. 2026.

PEDROSA, T. D. *et al.* Use of aquaculture wastewater in the cultivation of cactus pear as an alternative for semi-arid regions. **Discover Applied Sciences**, [s. l.], v. 6, n. 5, p. 249, 2024. Disponível em: <https://link.springer.com/10.1007/s42452-024-05939-6>. Acesso em: 8 maio 2025.

PEDROSA, T. D. **Uso agrícola da água residuária da aquicultura e seus impactos na palma forrageira e no solo**. 2023. 118 f. Tese (Doutorado em Manejo de Solo e Água) - Universidade Federal Rural do Semi-Árido, Mossoró-RN, 2023. Disponível em: Acesso em: 20 nov. 2024.

PEREZ, D. V. *et al.* Determinação de valores de referência de qualidade para solos do estado do Mato Grosso do Sul. [s. l.], 2022. Disponível em: <http://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/handle/doc/1149795>. Acesso em: 28 maio 2025.

PERIS-PERIS, C. *et al.* Two NRAMP6 isoforms function as iron and manganese transporters and contribute to disease resistance in rice. **Molecular plant-microbe interactions: MPMI**, [s. l.], v. 30, n. 5, p. 385–398, 2017.

PESSOA, L. G. M. *et al.* Composição química e salinidade do lixiviado em dois solos cultivados com cebola irrigada com água salina. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias - Brazilian Journal of Agricultural Sciences**, [s. l.], v. 5, n. 3, p. 406–412, 2010. Disponível em: <http://www.agraria.pro.br/ojs32/index.php/RBCA/article/view/v5i3a573>. Acesso em: 27 maio 2025.

POONIA, S. R.; PAL, R. The effect of organic manuring and water quality on water transmission parameters and sodication of a sandy loam soil. **Agricultural Water Management**, [s. l.], v. 2, p. 163–175, 1979. Disponível em: <https://consensus.app/papers/the-effect-of-organic-manuring-and-water-quality-on-water-poonia-pal/fa09ea778d6351cc8038358808ea9d6d/>. Acesso em: 4 jan. 2026.

POURRUT, B. *et al.* Lead uptake, toxicity, and detoxification in plants. **Reviews of Environmental Contamination and Toxicology**, [s. l.], v. 213, p. 113–136, 2011.

PRATAP, B. *et al.* Wastewater generation and treatment by various eco-friendly technologies: Possible health hazards and further reuse for environmental safety. **Chemosphere**, [s. l.], v. 313, p. 137547, 2023. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0045653522040401>. Acesso em: 8 maio 2025.

PRESTON, W. *et al.* Valores de referência de qualidade para metais pesados em solos do Rio Grande do Norte. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, [s. l.], v. 38, p. 1028–1037, 2014. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rbcs/a/fW4k5fL6kzsmbGH35Yr9D9S/>. Acesso em: 27 maio 2025.

PREZOTTI, L. C.; GUARÇONI, A. M. **Guia de interpretações de análise de solo e foliar**. [S. l.]: Vitória, ES : Incaper, 2013., 2013. Disponível em: <https://biblioteca.incaper.es.gov.br/digital/handle/item/40>. Acesso em: 28 maio 2025.

PRICE, C. A.; MILLAR, E. Zinc, Growth, & Respiration in Euglena. **Plant Physiology**, [s. l.], v. 37, n. 3, p. 423–427, 1962. Disponível em: <https://www.jstor.org/stable/4259938>. Acesso em: 8 maio 2025.

RANJBAR, F.; JALALI, M. The effect of chemical and organic amendments on sodium exchange equilibria in a calcareous sodic soil. **Environmental Monitoring and**

Assessment, [s. l.], v. 187, n. 11, p. 683, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10661-015-4894-7>. Acesso em: 19 maio 2025.

REBÊLO, A. *et al.* Valores de referência da concentração de metais pesados em solos na Amazônia Central. **Química Nova**, [s. l.], 2020. Disponível em: http://quimicanova.sbq.org.br/audiencia_pdf.asp?aid2=8072&nomeArquivo=AR20190401.pdf. Acesso em: 8 maio 2025.

RENCER, A. C.; CHRISTENSEN, W. F. **Methods of multivariate analysis**. 3rd ed. edição. Hoboken, New Jersey: John Wiley & Sons, 2012.

RICHARDS, L. A. **The diagnosis and improvement of saline and alkali soils**. Washington: U. S. Dept. Of Agriculture, 1969.

ROCHA, T. A. L. C. G. *et al.* Valores de referência de qualidade do solo em território brasileiro. **Contribuciones a las Ciencias Sociales**, [s. l.], v. 17, n. 13, p. e14024, 2024. Disponível em: <https://ojs.revistacontribuciones.com/ojs/index.php/clcs/article/view/14024>. Acesso em: 8 maio 2025.

ROSOLEM, C.; STEINER, F. Effects of soil texture and rates of K input on potassium balance in tropical soil. **European Journal of Soil Science**, [s. l.], v. 68, 2017. Disponível em: <https://consensus.app/papers/effects-of-soil-texture-and-rates-of-k-input-on-potassium-rosolem-steiner/4f1fe8a09c495f79881aeba34011bc5d/>. Acesso em: 4 jan. 2026.

SAFADOUST, A. *et al.* Effect of water salinity and sodicity on soil least limiting water range. **Soil Science Society of America Journal**, [s. l.], 2024. Disponível em: <https://consensus.app/papers/effect-of-water-salinity-and-sodicity-on-soil-least-safadoust-dashtpeyma/aa56aa4a69b35fb8b44bc6e92027a434/>. Acesso em: 4 jan. 2026.

SANTANA, M. A. *et al.* Efeito de doses de adubação orgânica na produção de palma forrageira. **Nativa**, [s. l.], v. 9, n. 2, p. 167–172, 2021. Disponível em: <https://periodicoscientificos.ufmt.br/ojs/index.php/nativa/article/view/10655>. Acesso em: 8 maio 2025.

SANTOS, H. G. *et al.* **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 5. ed. Brasília-DF: Embrapa, 2018.

SANTOS, S. N.; ALLEONI, L. R. F. Reference values for heavy metals in soils of the Brazilian agricultural frontier in Southwestern Amazônia. **Environmental Monitoring and Assessment**, [s. l.], v. 185, n. 7, p. 5737–5748, 2013. Disponível em: <http://link.springer.com/10.1007/s10661-012-2980-7>. Acesso em: 8 maio 2025.

SENAR. **Palma forrageira: Cultivo de palma forrageira no semiárido brasileiro**. Brasília-DF: SENAR, 2018. Coleção SENAR.

SHU, Y.; ZHANG, F.; WANG, H. Manganese–cerium mixed oxides supported on rice husk based activated carbon with high sulfur tolerance for low-temperature selective catalytic reduction of nitrogen oxides with ammonia. **RSC Advances**, [s. l.], v. 9, n. 41, p. 23964–23972, 2019. Disponível em:

<https://pubs.rsc.org/en/content/articlelanding/2019/ra/c9ra03937f>. Acesso em: 8 maio 2025.

SILVA, L. M. D. *et al.* Produtividade da palma forrageira cultivada em diferentes densidades de plantio. **Ciência Rural**, [s. l.], v. 44, n. 11, p. 2064–2071, 2014. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0103-84782014001102064&lng=pt&tlng=pt. Acesso em: 8 maio 2025.

SILVA, J. A. Wastewater treatment and reuse for sustainable water resources management: A systematic literature review. **Sustainability**, [s. l.], v. 15, n. 14, p. 10940, 2023. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2071-1050/15/14/10940>. Acesso em: 8 maio 2025.

SILVA, E.; SANTOS, P.; GUILHERME, M. D. F. S. Lead in plants: A brief review of its effects, mechanisms toxicological and remediation. **Agrarian Academy**, [s. l.], v. 2, n. 3, p. 1–20, 2015. Disponível em: <http://www.conhecer.org.br/Agrarian%20Academy/2015a/lead%20in%20plants.pdf>. Acesso em: 28 maio 2025.

SINGH, A. *et al.* UV and hydrogen peroxide treatment restores changes in innate immunity caused by exposure of fish to reuse water. **Water Research**, [s. l.], v. 71, p. 257–273, 2015.

SMOLDERS, E.; MERTENS, J. Cadmium. In: ALLOWAY, B. J. (org.). **Heavy Metals in Soils**. Dordrecht: Springer Netherlands, 2013. (Environmental Pollution). v. 22, p. 283–311. Disponível em: https://link.springer.com/10.1007/978-94-007-4470-7_10. Acesso em: 8 maio 2025.

SOBRAL, L. F. *et al.* **Guia prático para interpretação de resultados de análises de solo**. Aracaju-SE: Embrapa Tabuleiros Costeiros, 2015.

SOUSA, A. L. V. *et al.* Impactos de diluições de efluente da aquicultura na vazão de gotejadores não autocompensantes operando em bancadas experimentais. In: ARAÚJO, A. B. A.; BATISTA, R. O. (org.). **Reúso de efluente para fins agrícola e florestal**. Queimadas-PB: Epatagri Editora, 2021. p. 17–28.

SOUSA, V. F. D. O.; SANTOS, G. L. D. Elemento cromo na nutrição mineral de plantas. **Revista da Universidade Vale do Rio Verde**, [s. l.], v. 16, n. 2, 2018. Disponível em: <http://periodicos.unincor.br/index.php/revistaunincor/article/view/4352>. Acesso em: 8 maio 2025.

SOUZA, J. A. R. *et al.* Chemical variation in soil fertirrigated with effluent. **Revista de Gestão Social e Ambiental**, [s. l.], v. 17, n. 2, p. e03208, 2023. Disponível em: <https://rgsa.openaccesspublications.org/rgsa/article/view/3208>. Acesso em: 19 maio 2025.

STATSOFT. **Statistic: Data analysis software system**. versão 14. United States: StatSoft inc, 2020. Disponível em: <http://www.statsoft.com>.

STAVI, I.; THEVS, N.; PRIORI, S. Soil Salinity and Sodicity in Drylands: A Review of Causes, Effects, Monitoring, and Restoration Measures. **Frontiers in Environmental Science**, [s. l.], v. 9, 2021. Disponível em:

<https://www.frontiersin.org/journals/environmental-science/articles/10.3389/fenvs.2021.712831/full>. Acesso em: 4 jan. 2026.

SUN, H. *et al.* Spatial variation of soil properties impacted by aquaculture effluent in a small-scale mangrove. **Marine Pollution Bulletin**, [s. l.], v. 160, p. 111511, 2020. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0025326X20306299>. Acesso em: 27 maio 2025.

TANG, L. *et al.* Linking atmospheric emission and deposition to accumulation of soil cadmium in the Middle-Lower Yangtze Plain, China. **Journal of Integrative Agriculture**, [s. l.], v. 22, n. 10, p. 3170–3181, 2023. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2095311923001417>. Acesso em: 28 abr. 2025.

TEIXEIRA, P. C. *et al.* **Manual de métodos de análise de solo**. 3. ed. Rio de Janeiro-RJ: EMBRAPA Solos, 2017.

URBANO, V. R. *et al.* Effects of treated wastewater irrigation on soil properties and lettuce yield. **Agricultural Water Management**, [s. l.], v. 181, p. 108–115, 2017. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378377416304905>. Acesso em: 27 maio 2025.

VALLADARES, G. S. *et al.* Zinco total e disponível em amostras de perfis de solos do estado de São Paulo. **Bragantia**, [s. l.], v. 68, p. 1105–1114, 2009. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/brag/a/fpZYmCPCtMY4FkYkSgBtGwd/>. Acesso em: 8 maio 2025.

VARALLO, A. C. T.; SOUZA, C. F.; SANTORO, B. de L. Mudanças nas características físico-químicas de um latossolo vermelho-amarelo distrófico após a irrigação com água de reúso na cultura da alface-crespa (*Lactuca sativa*, L.). **Engenharia Agrícola**, [s. l.], v. 32, p. 271–279, 2012. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/eagri/a/d8sBT6hyrH5jWJ9TCPvXrWx/?lang=pt>. Acesso em: 8 maio 2025.

VEZZANI, F. M.; MIELNICZUK, J. Uma visão sobre qualidade do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, [s. l.], v. 33, p. 743–755, 2009. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rbcs/a/rSb9bsbsgjBqw4t9b9jrDBC/?format=html&lang=pt>. Acesso em: 3 jan. 2026.

VICINI, L. **Análise multivariada: Da teoria à prática**. [S. l.]: Universidade Federal de Santa Maria, 2005. Disponível em: <http://repositorio.ufsm.br/handle/1/18058>. Acesso em: 7 abr. 2025.

VOLTOLINI, T. V. *et al.* **Sistema de produção de palma-forrageira para o Estado da Paraíba**. Petrolina-PE: EMBRAPA Semiárido, 2022. Sistema de produção. Disponível em: <http://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/handle/doc/1142333>. Acesso em: 7 abr. 2025.

YACHANDRA, V. K.; SAUER, K.; KLEIN, M. P. Manganese cluster in photosynthesis: Where plants oxidize water to dioxygen. **Chemical Reviews**, [s. l.], v. 96, n. 7, p. 2927–2950, 1996. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/cr950052k>. Acesso em: 8 maio 2025.

YEOMANS, J. C.; BREMNER, J. M. A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, [s. l.], v. 19, n. 13, p. 1467–1476, 1988. Disponível em: <https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/00103628809368027>. Acesso em: 8 maio 2025.

YOST, J. L.; HARTEMINK, A. E. Soil organic carbon in sandy soils: A review. *In*: **ADVANCES IN AGRONOMY**. [S. l.]: Elsevier, 2019. v. 158, p. 217–310. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0065211319300720>. Acesso em: 8 maio 2025.

ZHANG, Y. *et al.* Copper–catalyzed activation of molecular oxygen for oxidative destruction of acetaminophen: The mechanism and superoxide-mediated cycling of copper species. **Chemosphere**, [s. l.], v. 166, p. 89–95, 2017. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653516312565>. Acesso em: 8 maio 2025.

ZHANG, L. *et al.* Photochemistry and the role of light during the submerged photosynthesis of zinc oxide nanorods. **Scientific Reports**, [s. l.], v. 8, n. 1, p. 177, 2018. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/s41598-017-18572-8>. Acesso em: 8 maio 2025.

ZULFIQAR, U. *et al.* Chromium toxicity, speciation, and remediation strategies in soil-plant interface: A critical review. **Frontiers in Plant Science**, [s. l.], v. 13, p. 1081624, 2023. Disponível em: <https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fpls.2022.1081624/full>. Acesso em: 8 maio 2025.

4. ARTIGO 3: REÚSO AGRÍCOLA NA POTENCIALIZAÇÃO DA CIRCULARIDADE DE SISTEMAS AQUÍCOLAS: FITOESTABILIZAÇÃO DE METAIS NA *Nopalea cochenillifera* (L.) Salm-Dyck CULTIVADA NO SEMIÁRIDO BRASILEIRO

RESUMO

Os fatores de translocação (FT) e bioacumulação (FB) são essenciais para avaliar o potencial fitorremediador de plantas, como a palma miúda, espécie forrageira amplamente difundida e com possível capacidade de fitoestabilização. Este estudo analisou a fitoestabilização de metais (Cu^{2+} , Zn^{2+} , Mn^{+} , Fe^{+} e Na^{+}) na *Nopalea cochenillifera* (L.) Salm-Dyck fertirrigada com proporções de efluente aquícola no semiárido brasileiro. O experimento foi conduzido na Universidade Federal Rural do Semi-Árido, Mossoró-RN, Brasil, de outubro/2021 a dezembro/2023, utilizando delineamento com blocos casualizados e cinco tratamentos (T1: 100% água; T2: 75% água + 25% efluente; T3: 50% água + 50% efluente; T4: 25% água + 75% efluente; T5: 100% efluente). Aos 26 meses de cultivo coletaram-se plantas e amostras de solo (0-20 cm e 20-40 cm) para análises. Os dados foram submetidos à estatística descritiva e, posteriormente, à estatística multivariada, além do teste de média de *Kruskal-Wallis*. Os resultados mostraram que a palma miúda não translocou eficientemente cobre, ferro e sódio ($\text{FT} < 1$), mas foi eficaz para manganês e zinco ($\text{FT} > 1$). Quanto à bioacumulação, a planta foi exclusora de manganês ($\text{FB} < 1$) e acumuladora de cobre, ferro, zinco e sódio ($\text{FB} > 1$). Na rizosfera, a ordem decrescente de concentração foi $\text{Na}^{+} > \text{Fe}^{+} > \text{Mn}^{+} > \text{Zn}^{2+} > \text{Cu}^{2+}$, enquanto na parte aérea foi $\text{Na}^{+} > \text{Mn}^{+} > \text{Zn}^{2+} > \text{Fe}^{+} > \text{Cu}^{2+}$. Concluiu-se que a *N. cochenillifera* atua como fitoestabilizadora de sódio, ferro e cobre, sendo promissora para remediar solos contaminados por esses elementos, especialmente em sistemas fertirrigados com efluentes aquícolas.

Palavras-chave: agricultura sustentável, fator de translocação, fator de bioacumulação, fitoextração, palma miúda, qualidade do solo.

**PAPER 3: AGRICULTURAL REUSE TO ENHANCE THE CIRCULARITY OF
AQUACULTURE SYSTEMS: PHYTOSTABILIZATION OF METALS IN
Nopalea cochenillifera (L.) Salm-Dyck FERTIGATED CULTIVATED IN THE
BRAZILIAN SEMI-ARID REGION**

ABSTRACT

Translocation (TF) and bioaccumulation (BF) factors are essential for assessing the phytoremediation potential of plants such as the small palm, a widely spread forage species with possible phytostabilization capacity. This study analyzed the phytostabilization of metals (Cu^{2+} , Zn^{2+} , Mn^{+} , Fe^{+} and Na^{+}) in *Nopalea cochenillifera* (L.) Salm-Dyck fertigated with dilutions of aquaculture effluent in the Brazilian semi-arid. The experiment was conducted at the Universidade Federal Rural do Semi-Árido, Mossoró-RN, Brazil, from October/2021 to December/2023, using a randomized block design with five treatments (T1: 100% water; T2: 75% water + 25% effluent; T3: 50% water + 50% effluent; T4: 25% water + 75% effluent; T5: 100% effluent). At 26 months of cultivation, plants and soil samples (0-20 cm and 20-40 cm) were collected for analysis. The phytoextraction data was subjected to descriptive statistics and then multivariate statistics, as well as the Kruskal-Wallis mean test. The results showed that the small palm did not efficiently translocate copper, iron and sodium ($\text{TF} < 1$), but was effective for manganese and zinc ($\text{TF} > 1$). As for bioaccumulation, the plant was an excluder of manganese ($\text{BF} < 1$) and an accumulator of copper, iron, zinc and sodium ($\text{BF} > 1$). In the rhizosphere, the decreasing order of concentration was $\text{Na}^{+} > \text{Fe}^{+} > \text{Mn}^{+} > \text{Zn}^{2+} > \text{Cu}^{2+}$, while in the aerial part it was $\text{Na}^{+} > \text{Mn}^{+} > \text{Zn}^{2+} > \text{Fe}^{+} > \text{Cu}^{2+}$. It was concluded that *N. cochenillifera* acts as a phytostabilizer of sodium, iron and copper and is promising for remediating soils contaminated by these elements, especially in systems irrigated with aquaculture effluents.

Keywords: sustainable agriculture, translocation factor, bioaccumulation factor, phytoextraction, forage cactus, soil quality.

INTRODUÇÃO

As regiões de terras áridas e semiáridas ocupam 41% da superfície terrestre e abrigam cerca de 2,5 bilhões de pessoas que dependem, diretamente, dos serviços ambientais destes ecossistemas para sua subsistência, além de sustentarem 41% da produção de cultivos agrícola e 50% da pecuária mundial (Gaur; Squires, 2018).

Dentre as culturas adaptadas à essas regiões, a palma forrageira se destaca por sua relevância econômica, ambiental e social. Sendo amplamente utilizada na alimentação animal (bovinos, caprinos e ovinos), e humana (saladas, refogados, sucos, picles e gelatina), bem como na produção de cosméticos e em aplicações medicinais (Silva *et al.*, 2024). Apesar de possuir baixo teor de fibra e proteína, a palma forrageira se destaca por apresentar altos teores de carboidratos totais, matéria mineral, vitaminas e umidade (Frota *et al.*, 2015). Sua alta adaptabilidade permite gerar renda e alimento para milhares de famílias que vivem em regiões onde o clima representa um desafio à produção agropecuária (Macêdo *et al.*, 2020).

Outro aspecto de grande relevância no manejo da palma forrageira no semiárido é a sua função ambiental, visto que essa cactácea pode representar uma ferramenta essencial na mitigação à desertificação, recuperação de áreas degradadas, proteção do solo, combate à erosão e captação do CO₂ (Lima *et al.*, 2015), o que contribui para o aumento dos estoques de carbono no solo e na biomassa vegetal (Jardim *et al.*, 2023). Além disso, sua utilização pode impulsionar a produção de biocombustíveis, diversificando a matriz energética brasileira (Moura *et al.*, 2024).

Essas características estão, diretamente, relacionadas à morfologia e fisiologia da planta. A palma possui cladódios que desempenham a função de folhas, suas raízes são superficiais e bem ramificadas, com frutos carnosos e comestíveis. Seu metabolismo ácido das crassuláceas (CAM) possibilita um eficiente uso da água, pois os estômatos se fecham durante o dia para evitar a perda hídrica e se abrem à noite para captar CO₂. Essas adaptações garantem alta tolerância ao estresse hídrico e térmico (Alves *et al.*, 2020).

Dentre as duas variedades mais cultivadas em maior escala no Brasil estão: a) *Nopalea cochenillifera* (L.) Salm-Dyck, com os clones Miúda ou Palma Doce, e IPA Sertânia; b) *Opuntia stricta* (Haw.) Haw. com o clone Orelha de Elefante Mexicana (Brasil, 2019). A palma miúda é uma planta de porte pequeno, caule bastante ramificado e crescimento vertical, sendo mais palatável e nutritiva que as demais espécies

cultivadas, além de ser mais rica em carboidratos e apresentar maior percentual de matéria seca em relação à palma gigante, no entanto apresenta menor resistência à seca (Senar, 2018).

Embora amplamente estudada no contexto alimentar, o potencial da palma forrageira para fitorremediação, ainda, é pouco explorado (Azevedo Júnior, 2017; Costa, 2019). A fitorremediação é um processo que utiliza plantas para remover (fitoextrair) ou estabilizar (fitoestabilizar) contaminantes presentes no solo e na água. No caso da fitoextração, os elementos químicos são absorvidos pelas raízes e translocados para a parte aérea, permitindo sua remoção por meio da colheita (Marchiol *et al.*, 2004; Trejo *et al.*, 2016).

Já a fitoestabilização é um método à base de plantas que concentram os poluentes com vantagens de não gerar resíduos secundários que necessitem de tratamento e de estabilizar a qualidade do solo, em comparação com outros métodos de tratamento convencionais (Bakshe; Jugade, 2023). Para avaliar esse potencial, utilizam-se os fatores de translocação e bioacumulação, que indicam a capacidade da planta de absorver e acumular elementos específicos (Mota; Sargentini Junior; Santana, 2016).

De maneira geral, as águas residuárias são geradas pelas atividades humanas, variando sua qualidade e quantidade conforme o uso e vazão, com características que dependem de seu uso anterior, como compostos particulados, matéria orgânica e inorgânica, nutrientes, metais pesados, microrganismos e substâncias tóxicas e recalcitrantes (Becerra-Castro *et al.*, 2015).

No semiárido brasileiro, o uso de águas residuárias na fertirrigação da palma forrageira, seja ele de forma direta ou indireta ainda é incipiente (Mota, 2022). Alguns estudos exploram a aplicação de esgoto doméstico tratado (Azevedo Junior *et al.*, 2019; Souza *et al.*, 2019; Oliveira, 2021; Santos, D. B. *et al.*, 2021; Siqueira, 2021; Lemos *et al.*, 2021; Mesquita *et al.*, 2023; Santos *et al.*, 2024), água produzida do petróleo (Costa, 2019), efluente da suinocultura (Moura, 2019), água residuária da ordenha (Santos, C. S. *et al.*, 2021) e mediante níveis de salinidade (Pereira *et al.*, 2021; Fonseca *et al.*, 2022). Estes, por sua vez, buscaram avaliar a produtividade, a bromatologia, as características físico-químicas do solo e as características morfofisiológicas da palma nos estados do Rio Grande do Norte, Ceará, Paraíba, Bahia, Sergipe e Pernambuco.

Entretanto, observa-se que o tipo de água residuária mais utilizada nas pesquisas voltadas à fertirrigação foi o esgoto doméstico (Rocha; Silva; Batista, 2023). Com relação à aquicultura, foi encontrada uma pesquisa sobre a utilização da água residuária

deste empreendimento no cultivo de palma forrageira, avaliando as características morfológicas e produtivas no período de um ano (Pedrosa *et al.*, 2024).

No caso da atividade aquícola, setor em expansão, envolve o cultivo de organismos aquáticos para fins comerciais, sendo uma importante fonte de alimentos e renda (Schulter; Vieira Filho, 2017). No entanto, são geradas grandes quantidades de resíduos no processamento do pescado, o que pode impactar negativamente o meio ambiente, especialmente na qualidade e na quantidade do efluente gerado. Assim, o desenvolvimento desta atividade aliada aos princípios da bioeconomia surge como uma alternativa viável, oferecendo benefícios econômicos, sociais e ambientais, e se consolidando como uma solução promissora ao desenvolvimento sustentável (Silva; Lima; Lima, 2023).

Além da bioeconomia, que promove o uso sustentável de recursos biológicos, o cultivo da palma com efluente aquícola se alinha à economia circular ao minimizar desperdícios, otimizar recursos e reduzir a dependência de fertilizantes sintéticos, resultando menor emissão atmosférica. Ou seja, isso pode possibilitar a integração e expansão de sistemas de produção de alimentos marinhos e terrestres neutros de carbono, fomentando uma bioeconomia sustentável e circular no futuro (Olesen *et al.*, 2023).

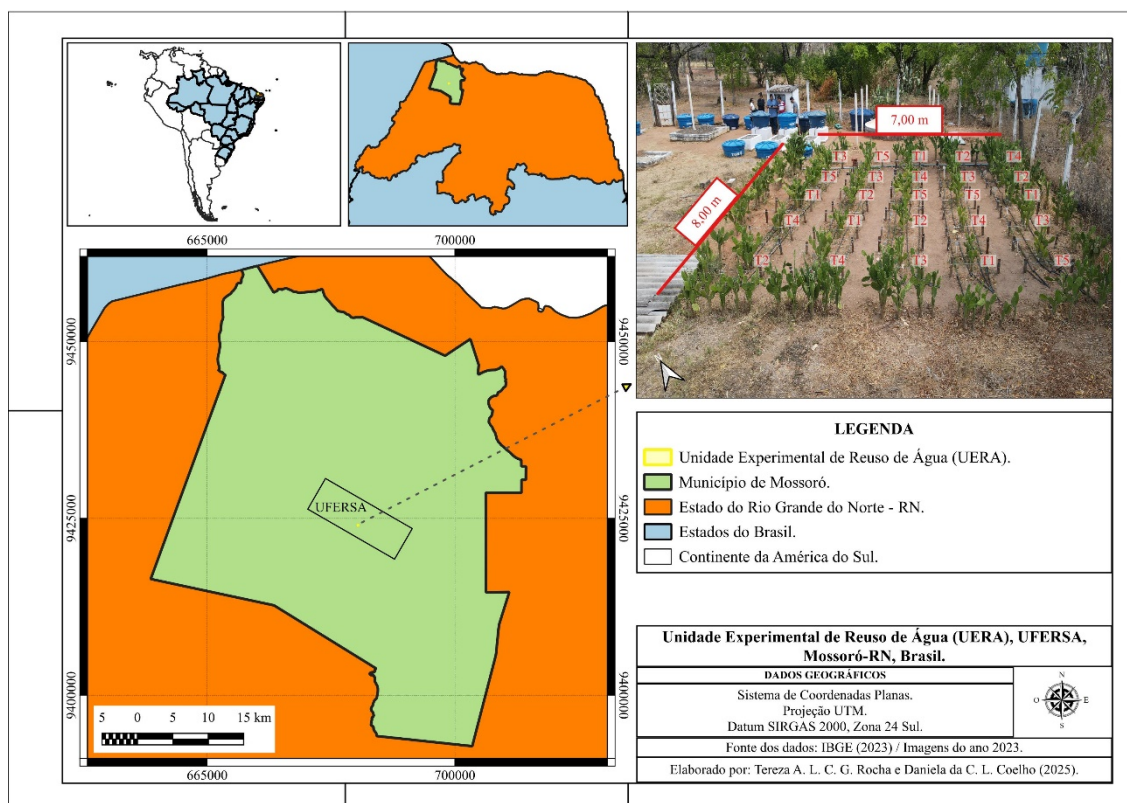
Considerando esses aspectos, buscou-se avaliar o potencial da *Nopalea cochenillifera* (L.) Salm-Dyck como fitoestabilizadora, aplicando efluente da aquicultura em diferentes proporções para fertirrigação no semiárido brasileiro aos 26 meses de cultivo. Essa estratégia pode ser uma alternativa tecnológica viável para o semiárido, permitindo o reúso agrícola da água e contribuindo para a recuperação de solos contaminados, salinizados ou sodificados. Além disso, atende aos Objetivos do Desenvolvimento Sustentável (ODS) (United Nations, 2024), especialmente os ODS 11 (Cidades e Comunidades Sustentáveis) e ODS 12 (Consumo e Produção Responsáveis), promovendo práticas agrícolas mais sustentáveis e resilientes.

MATERIAL E MÉTODOS

Descrição e caracterização do local de condução dos ensaios

O experimento foi implantando no dia 20 de outubro de 2021 e se estendeu até o dia 20 de dezembro de 2023, compondo dois ciclos em 26 meses. O local escolhido foi a Unidade Experimental de Reúso de Água (UERA) da Universidade Federal Rural do

Semi-Árido (UFERSA), no município de Mossoró, estado do Rio Grande do Norte (RN), Região Nordeste do Brasil, localizada sob as coordenadas geográficas 5°12'31,25" de latitude Sul e 37°19'08,78" de longitude Oeste (Figura 1).

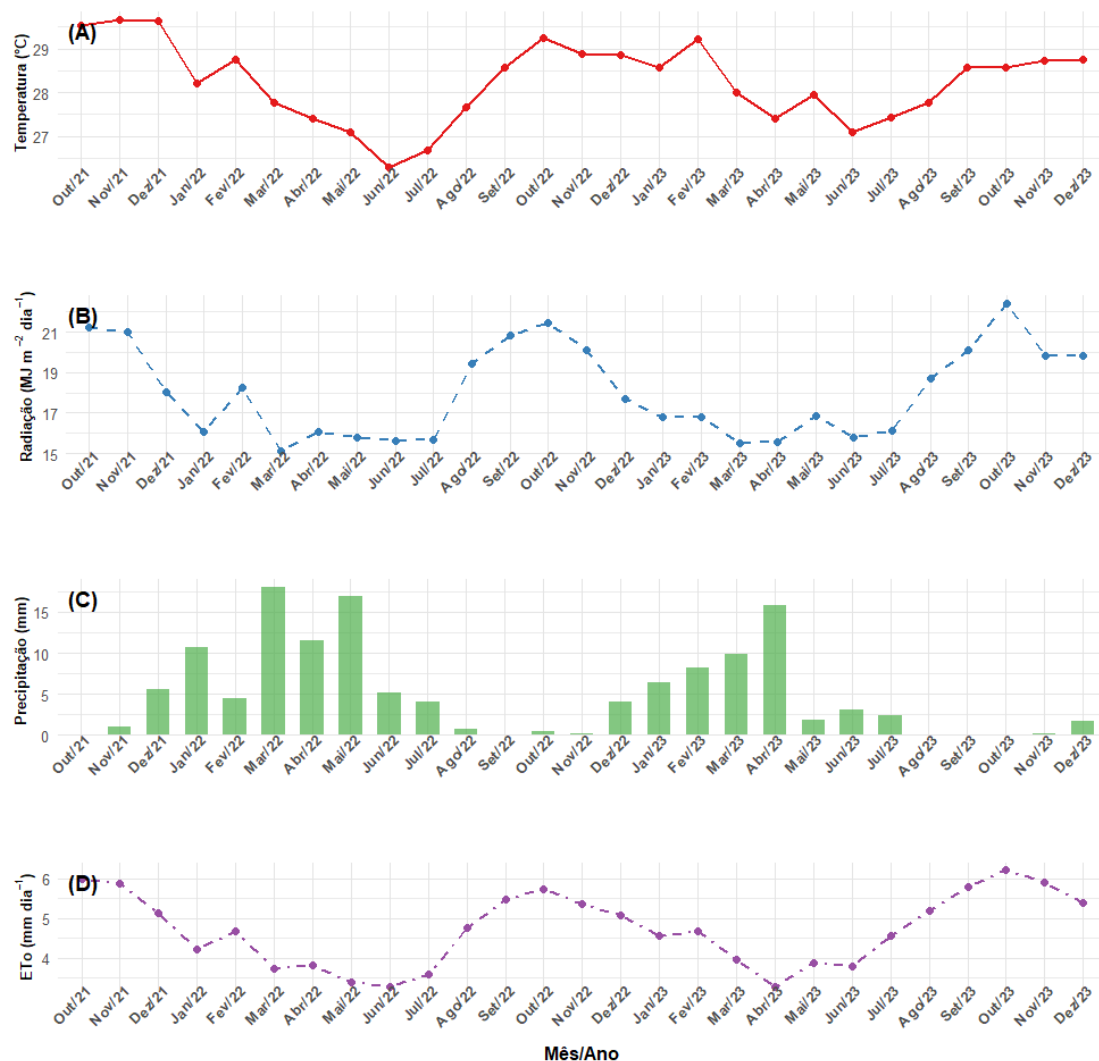


Fonte: Autoria própria (2025).

Figura 1. Localização da Unidade Experimental de Reúso de Água (UERA), localizada no campus Leste da UFERSA, no município de Mossoró, estado do Rio Grande do Norte, Brasil.

O clima em Mossoró, segundo a classificação de Köppen-Geiger, é do tipo BSh (quente e seco), com precipitação pluvial bastante desuniforme, com média anual de 715 mm e temperatura média do ar de 26,5 °C (Dubreuil *et al.*, 2018). Os dados meteorológicos foram obtidos através de uma estação meteorológica automática Campbell instalada a cerca de 900 m da UERA, no sítio UFERSA-SIEMU (<https://siemu.ufersa.edu.br/dashboard>), campus Leste da UFERSA Mossoró-RN. Durante o período de dois anos foram monitoradas as variáveis climatológicas: temperatura média do ar (Temp. - °C), radiação solar global (Rad - MJ m⁻²), precipitação pluvial (Precip. - mm) e evapotranspiração de referência (ET_o - mm d⁻¹)

estimada pelo método de Penman-Monteith-FAO, de acordo com as Figuras 2A, 2B, 2C e 2D.



Fonte: Autoria própria (2025).

Figura 2. Monitoramento da temperatura média do ar (°C) (A), da radiação solar global (MJ m⁻²) (B), da precipitação pluvial (mm) (C) e da evapotranspiração de referência (mm d⁻¹) (D) no período de outubro de 2021 a dezembro de 2023 próximo à área do experimento no campus Leste da UFERSA, no município de Mossoró, estado do Rio Grande do Norte, Brasil.

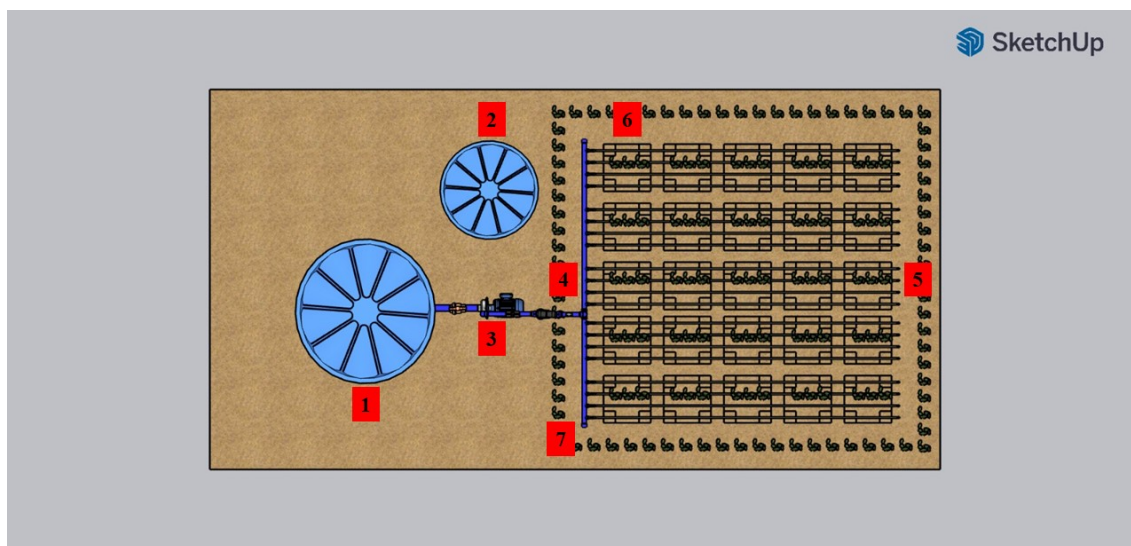
O solo da área foi classificado como Argissolo Vermelho-Amarelo eutrófico, conforme o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (Santos *et al.*, 2018) e pelo World Reference Base for Soil Resources como Acrisol (IUSS, 2022). A classificação

textural foi Areia Franca, com densidade média de $1,53 \text{ g cm}^{-3}$ na profundidade de 0-40 cm.

Com relação aos parâmetros químicos iniciais na profundidade 0-40 cm, apresentou pH médio de 6,37, condutividade elétrica do extrato de saturação (CE_{es}) de $0,11 \text{ dS m}^{-1}$, matéria orgânica do solo (MO) de $6,10 \text{ g kg}^{-1}$, percentual de saturação do solo (PST) de 0%, capacidade de troca catiônica (CTC) de $4,80 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$, cálcio (Ca^{2+}) de $2,92 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$, magnésio (Mg^{2+}) de $1,57 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$, potássio (K^{+}) de $0,32 \text{ mg dm}^{-3}$, sódio (Na^{+}) de $0,95 \text{ mg dm}^{-3}$, fósforo (P) de $179,10 \text{ mg dm}^{-3}$, manganês (Mn^{+}) de $57,65 \text{ mg dm}^{-3}$, ferro (Fe^{+}) de $14,65 \text{ mg dm}^{-3}$ e zinco (Zn^{2+}) de $1,57 \text{ mg dm}^{-3}$ (Pedrosa *et al.*, 2024).

Delineamento experimental

O esquema utilizado foi de delineamento em blocos casualizados com cinco tratamentos e cinco repetições (Figura 3). Os tratamentos consistiram de diferentes proporções de água de abastecimento (AA) e de efluente aquícola (EA): T1 (100% AA + 0% EA); T2 (75% AA + 25% EA); T3 (50% AA + 50% EA); T4 (25% AA + 75% EA); T5 (0% AA + 100% EA).



Fonte: Autoria própria (2025).

Figura 3. Imagem gráfica da área experimental no campus Leste da UFERSA, no município de Mossoró, estado do Rio Grande do Norte, Brasil.

Nota: 1 – Reservatório de água de abastecimento; 2 – Reservatório de efluente aquícola; 3 – Cabeçal de controle com registro de esfera, motobomba de 0,5 cv, manômetro graduado de 0 a 400 kPa e filtro de tela com abertura de $130 \mu\text{m}$; 4 – Linha de derivação; 5 – Linhas laterais com emissores não autocompensantes de $1,6 \text{ L h}^{-1}$; 6 – Parcela experimental; e 7 – Bordadura.

Montagem da área de ensaios e manejo da aplicação das proporções de efluente aquícola

Na área delimitada ao experimento, compreendendo 56 m² (7 m de largura por 8 m comprimento), foram distribuídas, ao acaso, as 25 parcelas experimentais com dimensões individuais de 1,0 x 1,0 m (1,0 m²). Nas parcelas foram plantados, no primeiro ano, cinco cladódios de palma forrageira denominado *Nopalea cochenillifera* (L.) Salm-Dyck, popularmente conhecida como Palma Miúda, Doce, Língua de Vaca ou Palmeira-PB4 (Senar, 2018).

Os cladódios, após o período de cicatrização de 13 dias, foram plantados no espaçamento de 1,70 m entre fileiras de plantas por 0,20 m entre plantas. Em média os cladódios plantados possuíam 0,25 m de comprimento e foram enterrados 0,15 m no solo. A face mais abrangente do cladódio foi posicionada na direção leste-oeste para maximizar o uso da radiação solar, estimulando assim a fotossíntese, a brotação e o enraizamento.

Ao final do primeiro ano experimental foram retiradas duas plantas de cada parcela, sendo que três cladódios foram mantidos para as análises do segundo ano de condução experimental, assim, foram removidas ao final do experimento as duas plantas mais vigorosas de cada parcela.

Nos 26 meses de cultivo da palma, não foi realizada calagem e adubação de fundação. Todavia, no segundo ano foi feita uma adubação de cobertura com esterco bovino curtido, na dose de 20 Mg ha⁻¹, conforme resposta positiva da palma à adubação orgânica quando aplicada nas quantidades de 20 a 40 Mg ha⁻¹ de esterco de bovinos, caprinos ou ovinos (Lima *et al.*, 2019). Para isso, foi escavada uma vala de 20 cm de profundidade no centro do espaçamento entre fileira de plantas, onde foi colocada a referida dose.

A demanda hídrica da palma miúda foi calculada empregando-se os valores da evapotranspiração de referência (ET_0) pelo método de Penman-Monteith-FAO e o coeficiente de cultura (K_c) fixo de 0,70 — obtido por Lima *et al.* (2021) para as condições do semiárido brasileiro. Com os valores de ET_0 e K_c , estimou-se a lâmina bruta de irrigação por meio do balanço hídrico, onde a entrada de água foi a irrigação e

a precipitação pluvial, e a saída foi a evapotranspiração da palma forrageira (ET_c), descrita na Equação 1.

$$ET_c = ET_0 \cdot K_c \quad (1)$$

Em que:

ET_c - Evapotranspiração da cultura, em mm d^{-1} ;

ET_0 - Evapotranspiração de referência, em mm d^{-1} ;

K_c - Coeficiente de cultura, adimensional.

Na aplicação da água de abastecimento utilizou-se um sistema de irrigação com fita gotejadora não autocompensantes de $1,6 \text{ L h}^{-1}$ à pressão de 100 kPa, sendo a palma forrageira irrigada durante todo o período experimental, semanalmente, para aplicar o suprimento de água. A água de abastecimento foi proveniente da rede de abastecimento gerenciada pela Companhia de Águas e Esgotos do Rio Grande do Norte (CAERN).

Já a aplicação de proporções do efluente aquícola foi realizada, manualmente, com auxílio de regadores e provetas, a fim de quantificar o volume correspondente a lâmina de irrigação calculada com base na evapotranspiração da cultura (ET_c). O efluente foi oriundo do Setor de Aquicultura da UFERSA, gerado nos tanques de cultivo de diversas espécies de peixes e camarões comumente utilizados nas pesquisas com culturas aquícolas.

A irrigação foi iniciada no dia em que foram plantados os cladódios da palma forrageira por meio de um sistema de irrigação por gotejamento que operou a cada sete dias, alternando as fontes hídricas — uma semana com suprimento de água de abastecimento da rede e a outra com a aplicação de proporções de efluente aquícola. No caso de precipitação pluvial $> 20 \text{ mm}$ nas 24h que antecederam a irrigação, esta atividade não seria realizada. Na Tabela 1 estão apresentados os parâmetros médios das proporções do efluente aquícola usados na fertirrigação da palma forrageira miúda.

Tabela 1. Valores médios e desvio-padrão dos parâmetros físico-químicos das diferentes proporções de efluente aquícola usados na fertirrigação da palma forrageira miúda, no município de Mossoró, estado do Rio Grande do Norte, Brasil.

Parâmetros	T1	T2	T3	T4	T5
pH	8,24 ± 0,52	7,66 ± 0,31	7,68 ± 0,29	7,59 ± 0,16	7,40 ± 0,23
CE (dSm ⁻¹)	0,48 ± 0,04	1,55 ± 0,18	2,65 ± 0,42	3,08 ± 0,94	4,74 ± 0,39
RAS	4,43 ± 1,31	2,94 ± 0,86	1,34 ± 1,21	1,33 ± 1,07	1,33 ± 1,05
CSR (mmol _c L ⁻¹)	1,94 ± 0,35	-4,89 ± 2,76	-11,90 ± 4,58	-17,00 ± 6,08	-26,78 ± 10,79
K ⁺ (mg L ⁻¹)	6,70 ± 5,40	10,08 ± 7,35	15,61 ± 10,93	20,80 ± 14,29	28,69 ± 17,48
Na ⁺ (mg L ⁻¹)	77,14 ± 22,20	134,31 ± 37,32	76,14 ± 54,06	90,34 ± 55,54	106,42 ± 62,06
Ca ²⁺ (mg L ⁻¹)	12,75 ± 2,40	84,88 ± 26,97	142,45 ± 31,33	197,65 ± 41,69	294,27 ± 88,21
Mg ²⁺ (mg L ⁻¹)	6,83 ± 3,92	51,06 ± 22,46	103,38 ± 36,85	145,70 ± 52,11	215,54 ± 105,18
Cl ⁻ (mg L ⁻¹)	99,97 ± 31,75	475,03 ± 222,15	627,94 ± 263,07	787,94 ± 319,11	1081,93 ± 451,60
HCO ₃ ⁻ (mg L ⁻¹)	176,66 ± 15,05	195,57 ± 46,71	209,80 ± 86,25	280,56 ± 36,81	333,47 ± 60,33
NTK (mg L ⁻¹)	7,48 ± 2,39	8,52 ± 3,21	10,00 ± 4,23	10,01 ± 4,34	10,16 ± 4,08
P (mg L ⁻¹)	0,00 ± 0,00	3,60 ± 3,02	7,85 ± 2,97	11,75 ± 4,28	17,69 ± 7,44
Dureza (mg L ⁻¹)	60,33 ± 15,79	424,93 ± 146,78	786,90 ± 227,58	1101,20 ± 312,24	1633,73 ± 560,88
Fe ³⁺ (mg L ⁻¹)	0,014 ± 0,030	0,126 ± 0,061	0,083 ± 0,089	0,117 ± 0,136	0,288 ± 0,274
Mn ²⁺ (mg L ⁻¹)	0,000 ± 0,000	0,017 ± 0,027	0,010 ± 0,012	0,009 ± 0,008	0,019 ± 0,014
Zn ²⁺ (mg L ⁻¹)	0,005 ± 0,005	0,031 ± 0,019	0,030 ± 0,022	0,030 ± 0,015	0,043 ± 0,023
Cu ²⁺ (mg L ⁻¹)	0,000 ± 0,000	0,003 ± 0,003	0,004 ± 0,004	0,005 ± 0,003	0,008 ± 0,005
Pb (mg L ⁻¹)	0,000 ± 0,000	0,000 ± 0,000	0,000 ± 0,000	0,004 ± 0,009	0,028 ± 0,038
Cd (mg L ⁻¹)	0,000 ± 0,000	0,000 ± 0,000	0,000 ± 0,000	0,000 ± 0,000	0,000 ± 0,001
Ni (mg L ⁻¹)	0,000 ± 0,000	0,000 ± 0,000	0,000 ± 0,000	0,000 ± 0,000	0,000 ± 0,000
Cr (mg L ⁻¹)	0,001 ± 0,002	0,002 ± 0,002	0,003 ± 0,004	0,003 ± 0,004	0,010 ± 0,006

Fonte: Autoria própria (2025).

Nota: T1 - 100% AA + 0% EA; T2 - 75% AA + 25% EA; T3 - 50% AA + 50% EA; T4 - 25% AA + 75% EA; e T5 - 0% AA + 100% EA; pH - Potencial hidrogeniônico; CE - Condutividade elétrica; RAS - Razão de adsorção de sódio; CSR - Carbonato de sódio residual; K⁺ - Potássio; Na⁺ - Sódio; Ca²⁺ - Cálcio; Mg²⁺ - Magnésio; Cl⁻ - Cloreto; HCO₃⁻ - Bicarbonato; NTK - Nitrogênio total Kjeldahl; P - Fósforo; Fe³⁺ - Ferro; Mn²⁺ - Manganês; Zn²⁺ - Zinco; Cu²⁺ - Cobre; Pb - Chumbo; Cd - cádmio; Ni - Níquel; e Cr - Cromo.

Coleta e análise de dados dos atributos químicos do solo aos 26 meses de cultivo da palma miúda

Para a coleta e análise das amostras de solo, foram utilizadas as recomendações do Manual de Métodos de Análise de Solo da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA) (Teixeira *et al.*, 2017).

Inicialmente, o solo foi umedecido 24 h antes do horário previsto para coleta. Foram retiradas as amostras deformadas de solo em duas profundidades (0-20 cm e de 20-40 cm) utilizando um trado do tipo Holandês, sendo coletadas duas amostras simples por parcela experimental, que, em seguida, foram homogeneizadas para obtenção da amostra composta com cerca de 500 g, totalizando 50 amostras.

Posteriormente, as amostras foram encaminhadas ao Laboratório de Análise de Solo, Água e Planta (LASAP) da UFERSA Campus Mossoró. Importante lembrar que as amostras de solos foram secas ao ar, destorroadas e passadas em peneira de 2 mm para obter a Terra Fina Seca ao Ar (TFSA) (Figura 4A), onde foram armazenadas em potes de 500 ml de polietileno com tampa (Figura 4B).



Fonte: Autoria própria (2025).

Figura 4. Obtenção da TFSA (A) e armazenamento dos solos armazenados em potes de 500 ml de polietileno com tampa (B), no LASAP, no município de Mossoró, estado do Rio Grande do Norte, Brasil.

Assim, ao final do experimento, foram determinados os parâmetros químicos: sódio (Na^+), cobre (Cu^{2+}), manganês (Mn^+), ferro (Fe^+) e zinco (Zn^{2+}) através de extração com Mehlich-1 e leitura no fotômetro de chama, para Na^+ , e leitura no espectrofotômetro de absorção atômica, para Cu^{2+} , Mn^+ , Fe^+ e Zn^{2+} .

Coleta e análise de dados dos atributos químicos das raízes e parte aérea da palma miúda aos 26 meses de cultivo da palma miúda

Foram colhidas duas plantas por parcela que foram reunidas em uma única amostra, de forma que fossem obtidas 25 amostras de raízes e 25 amostras da parte aérea. Para a coleta e análise das amostras de plantas, foram utilizadas as recomendações propostas por Silva (2009).

Primeiramente, realizou-se a retirada dos cladódios (terços inferior, médio e superior) com auxílio de facão, que se desenvolveram a partir do cladódio basal. Este, por sua vez, foi o último a ser retirado em virtude de ser o cladódio que continha as raízes, sendo, posteriormente, removido com auxílio de enxada. O material vegetal passou por uma pré-secagem em casa de vegetação por 14 dias, para evaporação do excesso de água.

Após isso, ocorreu à separação do cladódio basal das raízes contidas no mesmo, utilizando-se um estilete, sendo cuidadosamente lavadas com água corrente para retirada do excesso de solo, e ligeiramente secadas ao ar livre para evaporação do excesso de água utilizada na lavagem. Em seguida, os cladódios foram cortados em formato de palito (Figura 5A) para facilitar o processo de secagem, sendo acondicionadas a parte aérea em sacos de papel e as raízes em bandejas de alumínio, os quais foram devidamente identificados. Na sequência, foram encaminhados para secagem em estufa de circulação forçada com temperatura de 65 °C onde o material permaneceu até atingir a massa constante (Figura 5B).

Posteriormente, as raízes e os cladódios foram moídos (Figura 5C) em moinho tipo Willey equipado com peneira de 40 mesh visando à obtenção de material de pequena granulometria e homogêneo. Depois foram acondicionados em potes de polietileno com tampa (750 mL para a parte aérea e 150 mL para as raízes).

Em seguida, as amostras foram digeridas no forno de micro-ondas (digestão úmida) utilizando ácido nítrico concentrado (Ferreira, 2014). Foi utilizado 0,5 g de tecido vegetal triturado (Figura 5D) na presença de 5 mL de ácido nítrico a 65%, diluído com até 25 mL de água. A mistura foi transferida para tubos de teflon e aquecida a uma temperatura entre 170 °C a 180 °C por dez minutos.



Fonte: Autoria própria (2025).

Figura 5. Cortes da parte aérea em formato palito (A), raízes em estufa de circulação forçada (B), moagem da planta em moinho Willey (C) e análise de tecido vegetal (D), no LASAP, no município de Mossoró, estado do Rio Grande do Norte, Brasil.

A partir das amostras de extratos de tecido vegetal foram determinados os teores dos metais Cu^{2+} , Mn^{+} , Fe^{+} e Zn^{2+} pelo espectrofotômetro de absorção atômica e fotômetro de

chama para determinar o Na^+ . Todas as análises laboratoriais ocorreram no LASAP/UFERSA. Com os dados obtidos no solo e na planta, foram calculados os fatores de translocação e de bioacumulação.

Fator de translocação da palma forrageira

O fator de translocação (FT) mede a capacidade da planta de mover o elemento químico da raiz para a parte aérea (Mota; Sargentini Junior; Santana, 2016). Cada elemento químico detectado no tecido vegetal teve seu FT estimado por meio da Equação 2 utilizada por Mattina *et al.* (2003), Marchiol *et al.* (2004) e Naz *et al.* (2024).

$$FT = \frac{C_{\text{parte aérea}}}{C_{\text{raízes}}} \quad (2)$$

Em que:

FT - Fator de translocação de cada elemento químico, adimensional;

C parte aérea - Concentração dos elementos na parte aérea da planta, mg kg^{-1} ;

C raízes - Concentração dos elementos nas raízes, mg kg^{-1} .

De acordo com o valor de FT, que se refere à capacidade da planta em transportar o elemento químico da raiz à parte aérea, as plantas podem ser classificadas como: a) eficientes para translocar elementos, quando $FT > 1$; e b) ineficientes quando o $FT < 1$ (Tanhan *et al.*, 2007; Tiwari *et al.*, 2011).

Fator de bioacumulação das raízes da palma forrageira

O fator de bioacumulação (FB) mostra o comportamento da planta frente ao nível do determinado elemento encontrado no solo em que vive (Mota; Sargentini Junior; Santana, 2016). Para cada elemento químico detectado no tecido vegetal foi determinado o FB nas raízes empregando-se a Equação 3 utilizada por Mattina *et al.* (2003), Marchiol *et al.* (2004) e Naz *et al.* (2024).

$$FB_{\text{raízes}} = \frac{C_{\text{raízes}}}{C_{\text{solo}}} \quad (3)$$

Em que:

FB raízes - Fator de bioacumulação de cada elemento químico nas raízes da planta, adimensional;

C raízes - Concentração dos elementos químicos nas raízes, mg kg^{-1} ;

C solo - Concentração do mesmo elemento químico no solo (0-40 cm), mg kg^{-1} ;

De acordo com os valores do FB das raízes, que mede a capacidade da planta de absorver o elemento químico do solo e de bioacumulá-lo na biomassa da raiz, as plantas podem ser classificadas como: a) acumuladoras, quando o $\text{FB} > 1$; b) indicadoras, quando $\text{FB} = 1$; e, c) exclusoras, quando $\text{FB} < 1$ (Tanhan *et al.*, 2007; Tiwari *et al.*, 2011).

Análises estatísticas

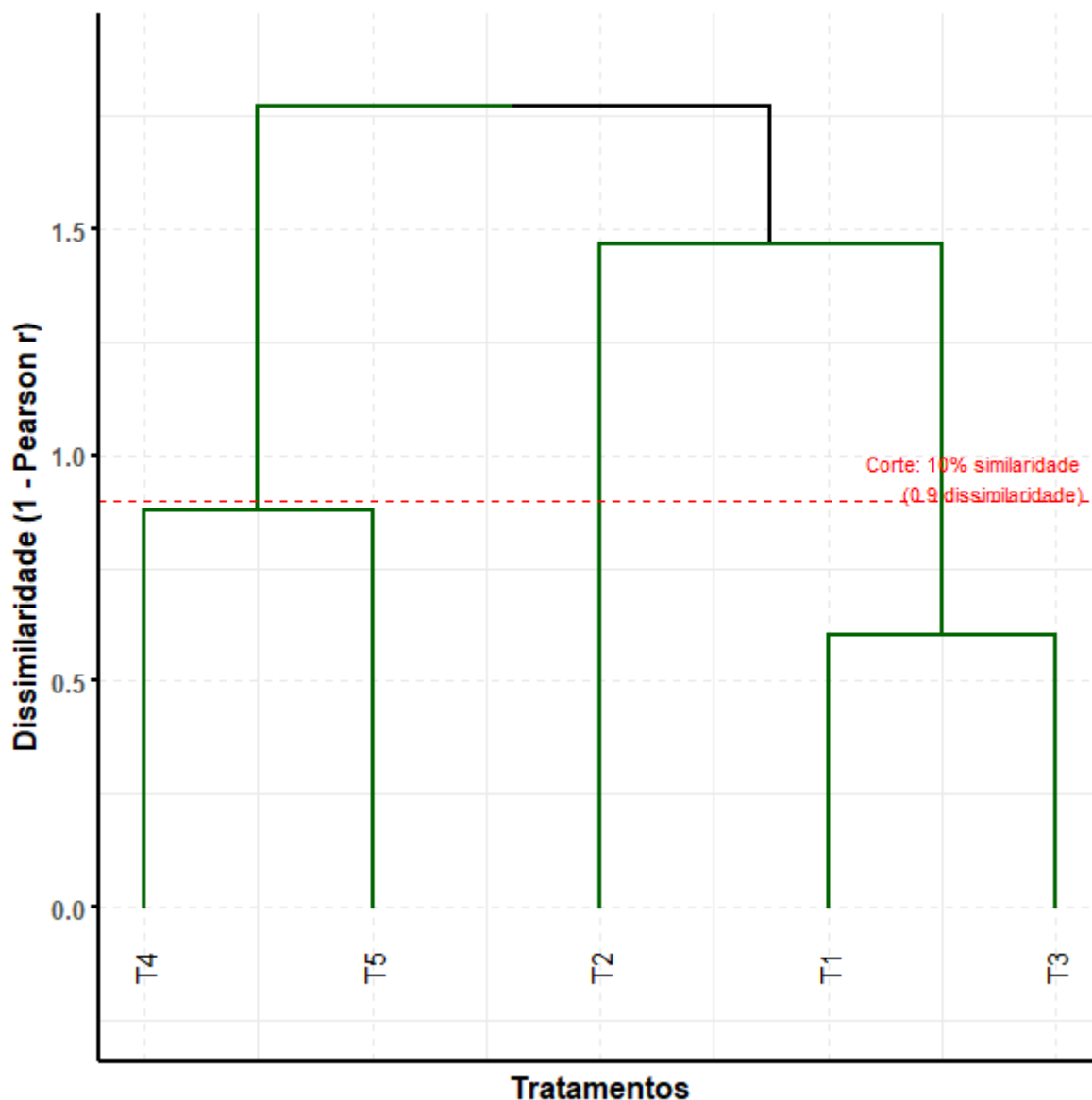
Os dados referentes ao FT e FB dos metais Cu^{2+} , Mn^{+} , Fe^{+} e Zn^{2+} e Na^{+} foram analisados utilizando estatística multivariada no ambiente R (R Core Team, 2021). A normalidade dos dados foi verificada pelo teste de *Shapiro-Wilk* ($W > 0,05$), e em seguida, realizou-se análise de agrupamento hierárquico (*Cluster Analysis*) com base na correlação de *Pearson*, convertida em dissimilaridade ($1 - r$), utilizando o método de ligação de Ward (Ward.D2). Foram adotados critérios de corte distintos para FT (10% similaridade, 90% dissimilaridade) e FB (20% similaridade, 80% dissimilaridade) para avaliação dos padrões de agrupamento. Para comparação dos teores de metais na parte aérea, raiz e solo, aplicou-se o teste não paramétrico de *Kruskal-Wallis* ($p \leq 0,05$) quando os dados não apresentaram distribuição normal, para verificar efeito global entre os tratamentos e, sendo significativo, realizou-se as comparações múltiplas com teste post-hoc de Dunn ($p \leq 0,05$) com correção de Holm.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Fator de translocação (FT) da *Nopalea cochenillifera* (L.) Salm-Dyck

Uma das formas de medir a capacidade de fitorremediação é através do FT, que mede a capacidade da planta em translocar o elemento químico da raiz para a parte aérea. Deste modo, a translocação de elementos na planta ocorre através do sistema vascular, onde sua principal função é transportar água, embora metais pesados também podem ser, potencialmente, transportados das raízes para as folhas. Ademais, a velocidade da substância conduzida pode ser influenciada pelo sistema responsável pela ação capilar nas plantas (Takarina; Pin, 2017).

O dendrograma vertical (Figura 6) permitiu a formação de três grupos: I, II e III a 10% de similaridade. O grupo I é representado pelos tratamentos que consistem das proporções de 100% AA + 0% EA (T1) e 50% AA + 50% (T3). O grupo II é representado pelo tratamento 75% AA + 25% EA (T2). Já o grupo III pelos tratamentos com doses de 25% AA + 75% EA (T4) e 0% AA + 100% EA (T5).



Fonte: Autoria própria (2025).

Figura 6. Agrupamento do fator de translocação (FT) de metais no tecido vegetal da cultivar *Nopalea cochenillifera* (L.) Salm-Dyck fertirrigada com proporções de efluente aquícola e irrigada com água com abastecimento, no município de Mossoró, estado do Rio Grande do Norte, Brasil.

Nota: T1 - 100% AA + 0% EA; T2 - 75% AA + 25% EA; T3 - 50% AA + 50% EA; T4 - 25% AA + 75% EA; e T5 - 0% AA + 100% EA.

Nesse sentido, infere-se que na *N. cochenillifera* as variáveis se mostraram independentes considerando os FT dos metais analisados. Acrescenta-se que as maiores proporções de efluente aplicada na palma forrageira foram determinantes na similaridade do FT de metais. Pressupõe-se que a resposta teve efeito não linear, ou seja, não aumentaram proporcionalmente com a dose. Assim, evitar doses maiores que T2 pode ser crucial, já que os tratamentos que mais usaram efluentes (T4 e T5) não diferiram entre si, não conferindo benefício adicional, embora em todos os tratamentos houve concordância em ser ineficiente ou eficiente na translocação.

Ao analisar os valores de FT (Tabela 2), observa-se que em todos os tratamentos os FT do cobre, ferro e sódio foram inferiores a 1, demonstrando que a palma miúda é ineficiente na translocação desses elementos químicos da raiz para parte aérea e, consequentemente, apresentando maiores valores nas raízes para esses metais, com tendência a fitoestabilização desses metais. Os FTs do cobre variaram de 0,03 (T5) a 0,24 (T2), do ferro de 0,14 (T4) a 0,22 (T5) e do sódio de 0,23 (T2) a 0,45 (T5).

Tabela 2. Fator de translocação (FT) de metais no tecido vegetal da cultivar *Nopalea cochenillifera* (L.) Salm-Dyck fertirrigada com proporções de efluente aquícola e irrigada com água com abastecimento, no município de Mossoró, estado do Rio Grande do Norte, Brasil.

Tratamentos	Cu ²⁺	Mn ⁺	Fe ⁺	Zn ²⁺	Na ⁺
T1 - 100% AA + 0% EA	0,14 (FT < 1)	3,35 (FT > 1)	0,21 (FT < 1)	6,24 (FT > 1)	0,25 (FT < 1)
T2 - 75% AA + 25% EA	0,24 (FT < 1)	4,81 (FT > 1)	0,21 (FT < 1)	4,71 (FT > 1)	0,23 (FT < 1)
T3 - 50% AA + 50% EA	0,15 (FT < 1)	3,96 (FT > 1)	0,19 (FT < 1)	6,64 (FT > 1)	0,37 (FT < 1)
T4 - 25% AA + 75% EA	0,10 (FT < 1)	3,40 (FT > 1)	0,14 (FT < 1)	4,73 (FT > 1)	0,41 (FT < 1)
T5 - 0% AA + 100% EA	0,03 (FT < 1)	3,39 (FT > 1)	0,22 (FT < 1)	5,19 (FT > 1)	0,45 (FT < 1)

Fonte: Autoria própria (2025).

Já os valores dos FT para manganês e zinco foram superiores a 1, subtendendo-se que essa forrageira é eficiente na translocação desses metais, com possibilidades de fitoextração, sendo que os maiores fatores de translocação dos micronutrientes metálicos avaliados foram com relação ao zinco seguido pelo manganês. Os FT do manganês variaram de 3,35 (T1) a 4,81 (T2) e do zinco de 4,71 (T2) a 6,64 (T3). Desta forma, no geral, as translocações obedeceram à seguinte ordem, Zn²⁺ > Mn⁺ > Na⁺ > Fe⁺ > Cu²⁺.

Utilizando outros tipos de águas residuárias, ao aplicar proporções de água produzida do petróleo na produção e capacidade de fitoextração da palma forrageira no semiárido,

ocorreu eficiência na translocação dos elementos K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Mn^+ , Zn^{2+} , Ni , Cd e Pb da raiz para a parte aérea, contudo, para Cu^{2+} , Fe^+ e Na^+ a translocação foi ineficiente (Costa, 2019), corroborando com os dados da aplicação de efluente aquícola na mesma cultura. Na pesquisa de Mesquita *et al.* (2021), embora o *Pennisetum purpureum* Schum tenha sido capaz de acumular metais em seus tecidos, principalmente Mn^+ , Zn^{2+} e Cu^{2+} , quando cultivado em um argissolo fetirrigado com percolato de aterro sanitário diluído em água de abastecimento, esta espécie vegetal não foi eficiente na translocação dos metais pesados. De todo modo, é preferível que a translocação de elementos da raiz para a parte aérea da planta seja baixa, já que o metal acumulado nas raízes é considerado relativamente estável no que diz respeito à liberação para o meio ambiente (Yoon *et al.*, 2006).

Assim, como nessa pesquisa, o ferro não foi translocado na cultura do girassol (Costa, 2018). É um micronutriente metálico essencial, sendo catalisador na formação da clorofila e atua como carregador de oxigênio (Lopes, 1998). Para Batista *et al.* (2018), o movimento do ferro via floema pouco ocorre, sendo então o elemento considerado pouco móvel. Embora seja um micronutriente essencial, a ocorrência do ferro em excesso pode causar redução no crescimento e, conseqüentemente, na produtividade das plantas (Jucoski *et al.*, 2016).

No caso do manganês, este foi translocado da raiz até a parte aérea. É absorvido pelas raízes das plantas na forma de íon Mn^{2+} e o seu transporte é via xilema, entretanto, semelhantemente ao ferro, o elemento é pouco móvel no floema (Batista *et al.*, 2018). É importante destacar que o manganês é o segundo micronutriente mais abundante em solos tropicais, ficando atrás apenas do ferro, e desempenha um papel fundamental no crescimento e desenvolvimento das plantas. No entanto, sua disponibilidade no solo é influenciada por diversos fatores, como o pH, potencial redox e presença ou ausência de matéria orgânica (Silva; Berti, 2022).

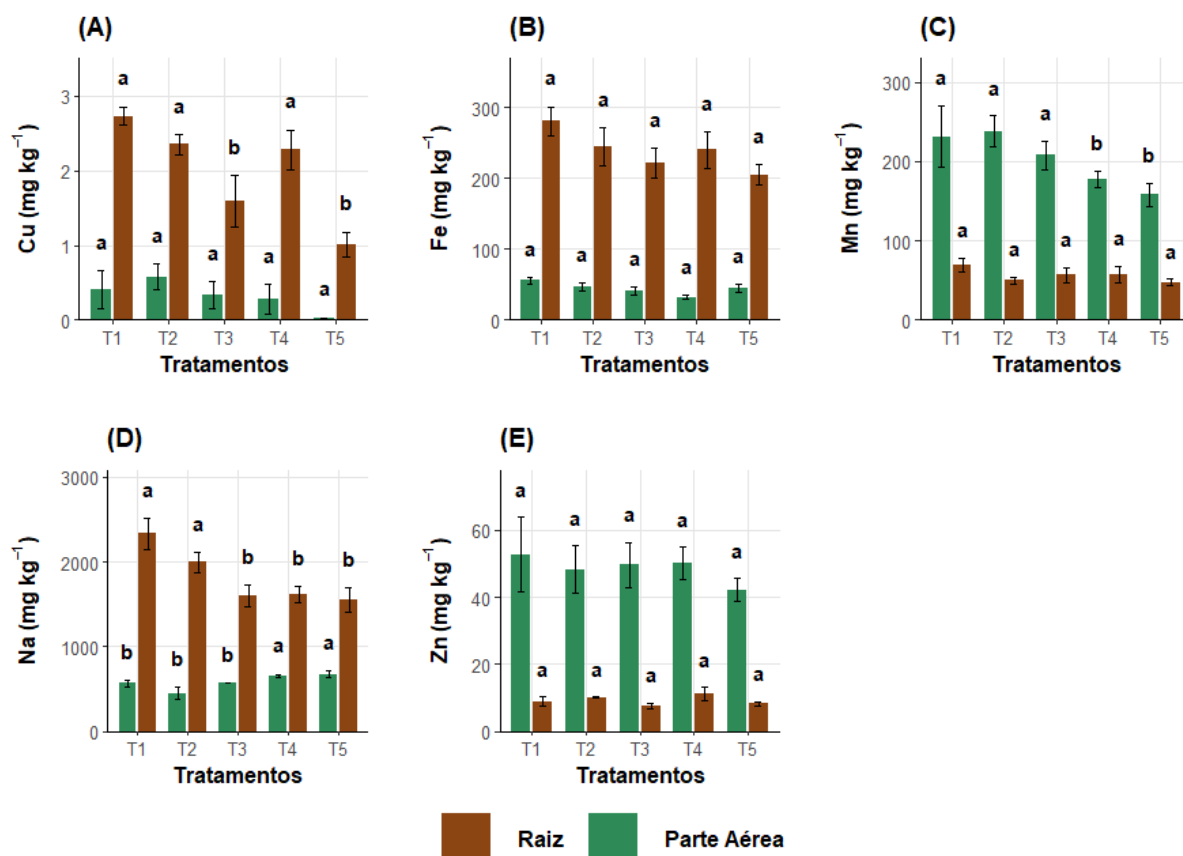
Assim como a *N. cochenillifera*, o gênero *Rhizophora sp.* é considerado como fitoextrator de zinco (Purwaningdyah; Takarina, 2020), além dessa, outras plantas de mangue, como é o caso da *Avicennia sp.*, também demonstraram potencial como fitoextratores de zinco (Takarina; Pin, 2017). O Zn^{2+} é um micronutriente metálico que ajuda na síntese de substâncias de crescimento das plantas, atua no sistema enzimático e é essencial para a promoção de certas reações metabólicas (Lopes, 1998). Tito, Chaves e Vasconcelos (2016) afirmam que embora alguns autores atribuam ao Zn^{2+} mobilidade intermediária, os mesmos encontraram na sua pesquisa com *Crambe abyssinica*, que houve grande quantidade de Zn^{2+} translocado das raízes para a parte aérea.

De tal modo a essa pesquisa, Azevedo Júnior (2017) ao avaliar o desempenho da palma forrageira Orelha de Elefante em segundo ciclo sob fertirrigação complementar com esgoto doméstico tratado nas condições semiáridas, constatou que o aumento da intensidade de irrigação com o efluente de esgoto doméstico tratado não contribuiu para adicionar mais Cu^{2+} na palma forrageira. É um nutriente essencial, componente de várias enzimas nas plantas e é necessário para a formação de clorofila (Lopes, 1998). De acordo com Kabata-Pendias (2010), o Cu^{2+} não é prontamente móvel na planta devido ao fato dele permanecer ligado fortemente às paredes celulares das raízes.

Finalmente, contrapondo à essa pesquisa, Costa (2018) verificou no girassol que as médias do FT do sódio foram maiores que 1, indicando a eficiência do girassol em transportar o elemento das raízes até a parte aérea da planta. Embora não seja essencial para a maioria das plantas, o sódio pode ser benéfico para estas em muitas condições, particularmente quando o potássio é deficiente, sendo considerado um nutriente "não essencial" ou "funcional" (Maathuis, 2014).

Ao se analisar os elementos mais abundantes na rizosfera da *N. cochenillifera* (Figura 7A) na ordem decrescente foram $\text{Na}^+ > \text{Fe}^+ > \text{Mn}^+ > \text{Zn}^{2+} > \text{Cu}^{2+}$. Uma tendência semelhante foi observada nos vegetais *R. prinoides* e *V. madagascariensis*, com as concentrações de metais encontradas, na ordem decrescente, sendo: $\text{Mn}^+ > \text{Zn}^{2+} > \text{Cu}^{2+} > \text{Pb} > \text{Ni} > \text{Co} > \text{Cr} > \text{Cd}$, para *R. prinoides*, e $\text{Mn}^+ > \text{Zn}^{2+} > \text{Cu}^{2+} > \text{Pb} > \text{Cr} > \text{Ni} > \text{Co} > \text{Cd}$, para *V. madagascariensis* (Gitet *et al.*, 2016). Em pesquisa com capim elefante a ordem compreendeu $\text{Mn}^+ > \text{Zn}^{2+} > \text{Cu}^{2+} > \text{Pb}$, reforçando a alta mobilidade Mn^+ , seguido de Zn^{2+} e Cu^{2+} (Mesquita *et al.*, 2021).

Com relação à parte aérea da *N. cochenillifera* (Figura 7B) na ordem decrescente foram $\text{Na}^+ > \text{Mn}^+ > \text{Zn}^{2+} > \text{Fe}^+ > \text{Cu}^{2+}$. Para Silva *et al.* (2016), os micronutrientes extraídos/exportados com maior quantidade pela palma forrageira adubada com esterco foram: $\text{Mn}^+ > \text{Zn}^{2+} > \text{Fe}^+ > \text{Na}^+ > \text{B} > \text{Cu}^{2+}$. Já para Santos *et al.* (2024), a ordem decrescente de micronutrientes na palma foi $\text{Mn}^+ > \text{Fe}^+ > \text{Zn}^{2+} > \text{B} > \text{Cu}^{2+}$. Na cultura do arroz (*Oryza sativa* L.), as concentrações de metais pesados de três pontos distintos de Kangar, a capital de Perlis, Malásia, mostraram ordem decrescente de $\text{Cu}^{2+} > \text{Zn}^{2+} > \text{Pb}$ para o ponto situado em área rural e $\text{Zn}^{2+} > \text{Cu}^{2+} > \text{Pb}$ para o ponto próximo a área de transporte ferroviário e o ponto industrial que fica localizado em uma fábrica de processamento de borracha (Aziz *et al.*, 2023).



Fonte: Autoria própria (2025).

Figura 7. Teores de metais presentes no tecido vegetal das raízes e parte aérea de *Nopalea cochenillifera* (L.) Salm-Dyck para cobre (A), ferro (B), manganês (C), sódio (D) e zinco (E), após fertirrigação com diferentes proporções de efluente aquícola e irrigação com água com abastecimento, no município de Mossoró, estado do Rio Grande do Norte, Brasil.

Teores de Fe⁺ na palma forrageira variaram entre 8,0 a 50,2 mg kg⁻¹ para *Opuntia ficus-indica* Mill e *Nopalea cochenillifera* (Santana *et al.*, 2021) e de 72,9 mg kg⁻¹ para *Nopalea cochenillifera* (Necchi, 2016). Nessa pesquisa os níveis de Fe⁺ oscilaram entre 32,48 e 55,89 mg kg⁻¹ na parte aérea da palma e entre 205,27 a 280,73 mg kg⁻¹ nas raízes. Donato (2011) utilizando diferentes doses de esterco, encontrou o valor médio de 72,8 mg kg⁻¹ de Fe⁺ na palma após 600 dias de plantio. Comparando com os valores de referência para diagnóstico nutricional da palma forrageira 'Gigante' (*Opuntia ficus-indica*) cultivada com adubação orgânica, onde o teor normal de Fe⁺ deve estar entre 49,0 a 125,4 mg kg⁻¹ (Teixeira *et al.*, 2024), os valores de Fe⁺ na parte aérea estão abaixo do recomendado para os tratamentos com alguma adição de efluente (T2, T3, T4 e T5). Tal comportamento deve-se ao fato de que plantas forrageiras cultivadas em argissolo arenoso fertirrigado com água residuária, tendem a acumular Fe⁺ principalmente nas raízes devido aos mecanismos de defesa da planta que

limitam o transporte desse elemento para a parte aérea, além da baixa retenção do solo de nutrientes e metais (Khan *et al.*, 2019).

Os metais no solo estão presentes de diversas formas, e sua fração permutável é facilmente biodisponível, pois consiste de metais fracamente ligados a materiais coloidais ou particulados, como é o caso do manganês e outros metais associados aos seus óxidos e à matéria orgânica, os quais são frequentemente considerados potencialmente disponíveis para as plantas (Capozzi *et al.*, 2020). Nessa pesquisa os teores de Mn^{+} variaram entre 158,13 e 238,21 $mg\ kg^{-1}$ na parte aérea e de 47,88 a 69,51 $mg\ kg^{-1}$ nas raízes. Donato (2011) obteve o teor médio de 661,80 $mg\ kg^{-1}$ de Mn^{+} no tecido de cladódios de palma forrageira, aos 600 dias após o plantio, assim como na pesquisa de Silva *et al.* (2024) utilizando palma miúda colhida com cerca de dois anos de idade no semiárido do Brasil, apresentou teores médios de 605,60 $mg\ kg^{-1}$ de Mn^{+} . A diferença é justificada pelo fato das plantas regularem a absorção, tráfego e armazenamento de Mn^{+} para manter os processos metabólicos e proteger contra deficiência e toxicidade, equilibrando a disponibilidade de nutrientes (Alejandro *et al.*, 2020). Ao analisar os dados com os valores de referência para diagnóstico nutricional da palma forrageira 'Gigante' (*Opuntia ficus-indica*) cultivada com adubação orgânica, onde o teor normal de Mn^{+} deve estar entre 0,0 a 680,4 $mg\ kg^{-1}$ (Teixeira *et al.*, 2024), todos os tratamentos estão na faixa normal. Teores de Mn^{+} abaixo de 20 $mg\ kg^{-1}$ na matéria seca podem apresentar sintomas de deficiência, enquanto que concentrações superiores a 700 $mg\ kg^{-1}$ são consideradas tóxicas (Malavolta, 2006).

Os teores de Zn^{2+} oscilaram entre 42,19 e 52,73 $mg\ kg^{-1}$ na parte aérea da planta e de 7,75 a 11,28 $mg\ kg^{-1}$ nas raízes. Valor próximo foi obtido por Donato (2011) que mensurou o menor teor de Zn^{2+} no valor de 57,4 $mg\ kg^{-1}$ e máximo de 74,3 $mg\ kg^{-1}$ nos tecidos de cladódios. Também vai de encontro a Silva *et al.* (2024), que observaram que a palma miúda cultivada no semiárido brasileiro e colhida com aproximadamente dois anos de idade no Agreste de Pernambuco, apresentou teores médios de 52,74 $mg\ kg^{-1}$ na matéria seca de Zn^{2+} . Os valores de referência normais para diagnóstico nutricional da palma forrageira 'Gigante' (*Opuntia ficus-indica*) cultivada com adubação orgânica para o elemento Zn^{2+} , estão na faixa de 28,3 a 80,6 $mg\ kg^{-1}$ (Teixeira *et al.*, 2024), enquadrando todos os tratamentos como normal. O Zn^{2+} é um elemento essencial para as plantas e seus compostos tendem a se precipitar mediante reações com carbonatos ou a serem absorvidos por minerais e compostos orgânicos, particularmente na presença de ânions de enxofre. Esse processo pode reduzir a disponibilidade de zinco para a planta, limitando sua absorção pelas raízes e o transporte para a parte aérea (Hao; Jiang, 2015).

A concentração de Cu^{2+} na planta superiores a 100 mg kg^{-1} é rara, mesmo na presença de altas concentrações de Cu^{2+} no solo (Hao; Jiang, 2015). Teores de Cu^{2+} na palma forrageira (*Opuntia ficus-indica* Mill e *Nopalea cochenillifera*), utilizando ferramentas quimiométricas, variaram de $0,17$ a $5,6 \text{ mg kg}^{-1}$ (Santana *et al.*, 2021), corroborando com os valores mensurados nos cinco tratamentos, os quais permaneceram na faixa de $0,02$ a $0,58 \text{ mg kg}^{-1}$ (parte aérea) e $1,01$ a $2,73 \text{ mg kg}^{-1}$ (raízes). Para Donato (2011), o teor médio de Cu^{2+} nos cladódios de palma forrageira foi de $3,9 \text{ mg kg}^{-1}$. Os valores de referência para diagnóstico nutricional da palma forrageira 'Gigante' (*Opuntia ficus-indica*) cultivada com adubação orgânica considerados normal para o Cu^{2+} , estão na faixa de $1,7$ a $4,8 \text{ mg kg}^{-1}$ (Teixeira *et al.*, 2024), enquadrando todos os tratamentos na faixa deficiente ($< 0,60 \text{ mg kg}^{-1}$). A deficiência de qualquer um dos micronutrientes no solo pode limitar o crescimento de plantas e, em muitas vezes é devido à natureza dos solos, pH elevado, baixo teor de matéria orgânica, estresse salino, seca contínua, alto teor de bicarbonato na água de irrigação e aplicação desequilibrada de fertilizantes (Jatav *et al.*, 2020).

Cabe ressaltar que o Cu^{2+} e o Zn^{2+} são micronutrientes essenciais para o crescimento e desenvolvimento da planta, desempenhando papéis críticos na fotossíntese, respiração e outros processos metabólicos, incluindo ativação enzimática e regulação genética (Aziz *et al.*, 2023). Todavia, altos níveis desses metais podem interromper processos fisiológicos essenciais, levando à redução do crescimento e da nutrição mineral (Hemeir; Masmoudi; Reguieg Yssaad, 2021). Os solos ácidos e os de baixo teor de matéria orgânica podem aumentar a solubilidade e a absorção desses elementos pelas raízes das plantas, levando a concentrações mais altas tanto nas raízes quanto nos brotos (Tiecher *et al.*, 2018; Dubrovina *et al.*, 2024). Assim, as plantas geralmente retêm excesso de cobre e zinco nas raízes para limitar a translocação para os brotos, reduzindo a toxicidade nas partes aéreas (Tiecher *et al.*, 2018; Carrillo-Niquete *et al.*, 2022).

Sobre o elemento Na^+ , o aporte foi maior nas raízes ($1550,30$ a $2332,63 \text{ mg kg}^{-1}$) do que na parte aérea ($453,44$ a $678,57 \text{ mg kg}^{-1}$). Lima *et al.* (2022) avaliaram a composição química da palma forrageira Orelha de Elefante fertirrigada com água salobra no semiárido sob estresse salino e constataram que o Na^+ tende a se acumular nas raízes quando comparado as outras estruturas vegetativas, o que demonstra ser um mecanismo da cultura para minimizar os efeitos do estresse por excesso deste elemento. Teores de sódio nos cladódios da palma forrageira orelha de elefante colhida aos 234 dias após o segundo corte, fertirrigadas com proporções de esgoto doméstico tratado variaram de 290 a 370 mg kg^{-1} com média geral de 320 mg kg^{-1} (Azevedo Júnior, 2017). Os valores de referência para diagnóstico nutricional

da palma forrageira 'Gigante' (*Opuntia ficus-indica*) cultivada com adubação orgânica acima de 91,6 mg kg⁻¹ são considerados excessivos para o Na⁺ (Teixeira *et al.*, 2024). O Na⁺ é considerado um elemento benéfico nas plantas que empregam o metabolismo ácido das crassuláceas, podendo ser favorável à cultura da palma forrageira mediante baixas concentrações (Broadley *et al.*, 2012).

Os tratamentos não apresentaram diferença estatística quanto aos teores de Fe⁺, Mn⁺ e Zn²⁺ nas raízes da planta. Entretanto, as concentrações das substâncias químicas nas raízes apresentaram diferenças significativas ($p \leq 0,05$) entre os tratamentos para as variáveis Cu²⁺ e Na⁺ (Tabela 3).

Tabela 3. Comparação da concentração de metais no tecido das raízes da *Nopalea cochenillifera* (L.) Salm-Dyck fertirrigada com proporções de efluente aquícola e irrigada com água com abastecimento, no município de Mossoró, estado do Rio Grande do Norte, Brasil.

Tratamentos	Mediana (mg kg ⁻¹)	Desvio padrão	Rank médio	P
Fe⁺				
T1	293,00	45,12	19,20	0,19 ^{ns}
T2	237,55	60,94	13,20	
T3	227,75	46,99	11,00	
T4	234,30	57,25	13,40	
T5	200,80	31,29	8,20	
Mn⁺				
T1	80,65	19,09	17,60	0,51 ^{ns}
T2	49,20	9,26	11,40	
T3	49,80	20,55	13,20	
T4	55,85	23,16	13,20	
T5	45,55	8,98	9,60	
Zn²⁺				
T1	8,99	3,19	13,80	0,23 ^{ns}
T2	10,29	0,66	17,40	
T3	7,71	1,94	8,00	
T4	10,30	4,66	15,60	
T5	8,84	1,41	10,20	
Cu²⁺				
T1	2,70a	0,27	21,00	0,004*
T2	2,25ab	0,30	15,70	
T3	1,70ab	0,76	9,50	
T4	2,10ab	0,58	14,60	
T5	0,95b	0,39	4,20	
Na⁺				
T1	2243,22a	406,05	21,20	0,01*
T2	2019,70ab	266,83	17,20	
T3	1684,42ab	289,29	9,30	
T4	1572,66ab	203,03	9,20	
T5	1460,90b	310,13	8,10	

Fonte: Autoria própria (2025).

Nota: T1 - 100% AA + 0% EA; T2 - 75% AA + 25% EA; T3 - 50% AA + 50% EA; T4 - 25% AA + 75% EA; e T5 - 0% AA + 100% EA; Fe⁺ - Ferro; Mn⁺ - Manganês; Zn²⁺ - Zinco; Cu²⁺ - Cobre; Na⁺ - Sódio; *Significativo (p < 0,05); ns – Não significativo; Médias seguidas de mesma letra não diferem entre si pelo teste post-hoc de Dunn (p ≤ 0,05) com correção de Holm.

Curiosamente o Cu²⁺ das raízes foi mais elevado no T1 (2,70 mg kg⁻¹) e menos elevado em T5 (0,95 mg kg⁻¹). Neste caso, a testemunha foi mais eficiente que o T5 no acúmulo desse elemento nas raízes, sobretudo, pelo fato de que a testemunha foi aquela que recebeu a maior quantidade de água de abastecimento sem nenhum aporte de cobre (0,000 mg kg⁻¹) (Tabela 1). O cobre é absorvido pelas plantas na forma de Cu²⁺ e é transportado de forma ascendente, complexado com aminoácidos e proteínas. No entanto, no floema, o elemento apresenta baixa mobilidade (Batista *et al.*, 2018).

O Na⁺ nas raízes apresentou o mesmo comportamento do Cu²⁺, onde T1 foi superior, com concentração de 2243,2 mg kg⁻¹ e T5 foi inferior, com 1460,90 mg kg⁻¹. Embora o aporte de sódio nas proporções tenha sido maior no T2, com 134,3 mg kg⁻¹ (Tabela 1), este não conferiu maiores valores nas raízes. Embora o Na⁺ possa ser encontrado na composição vegetal, não há consenso sobre sua essencialidade para as plantas (Batista *et al.*, 2018).

Observou-se que houve diferença significativa entre os tratamentos para as variáveis Fe⁺ e Na⁺ (Tabela 4), porém, os tratamentos não diferiram estatisticamente (p ≤ 0,05) quanto aos teores mensurados de Mn⁺, Zn²⁺ e Cu²⁺ na parte aérea da planta. Isso corrobora com o estudo de Donato (2011), onde encontraram teores médios de sódio nos tecidos de cladódios de palma forrageira apresentando diferença estatística (p ≤ 0,05) para espaçamentos de plantio, independentemente das doses de esterco utilizadas, através do teste Tukey.

Os teores de Fe⁺ na parte aérea foram encontrados com maior concentração no tratamento T1 (55,89 mg kg⁻¹) e menor valor no T4 (30,15 mg kg⁻¹). Nas proporções, o maior valor de ferro foi encontrado no T5 (0,288 mg kg⁻¹), portanto, as proporções de efluente não foram responsáveis pelo maior aporte desse elemento na parte aérea. Já no solo o maior valor foi no T1 (56,07 mg kg⁻¹), assim possivelmente a maior quantidade de ferro na parte aérea é devido à maior quantidade disponível no solo. Silva *et al.* (2012) calcularam a média dos teores de micronutrientes aos 390 e 620 dias após o plantio, em tecidos de cladódios de palma forrageira cultivada sob diferentes espaçamentos e adubações químicas. Os valores de ferro apresentaram médias de 37,88 mg kg⁻¹ aos 390 dias e de 45,20 mg kg⁻¹ aos 620 dias.

Observa-se que maiores proporções de efluente diminuíram a concentração de ferro na parte aérea, o que pode ser devido ao efluente aquícola provavelmente conter matéria orgânica dissolvida ou fosfatos que se ligam ao ferro (Fe), formando complexos insolúveis,

deixando o ferro indisponível para absorção pelas raízes (Ryan *et al.*, 2021). Além disso, efluentes aquícolas são ricos em outros cátions (ex.: Ca^{2+} , Mg^{2+} , Zn^{2+} e Mn^{2+}) que competem com o $\text{Fe}^{2+}/\text{Fe}^{3+}$ pelos sítios de absorção nas raízes (Moyné; Sterckeman, 2023). O excesso de salinidade no efluente, também, podem danificar as raízes, reduzindo a absorção de nutrientes e induzindo estresse oxidativo, prejudicando o transporte de Fe para a parte aérea (Houmani *et al.*, 2024).

Tabela 4. Comparação da concentração de metais no tecido da parte aérea da *Nopalea cochenillifera* (L.) Salm-Dyck fertirrigada com proporções de efluente aquícola e irrigada com água com abastecimento, no município de Mossoró, estado do Rio Grande do Norte, Brasil.

Tratamentos	Mediana (mg kg ⁻¹)	Desvio padrão	Rank médio	P
Fe⁺				
T1	55,89a	10,09	19,20	0,04*
T2	51,00ab	11,78	15,00	
T3	45,55ab	12,24	12,00	
T4	30,15b	7,28	5,80	
T5	40,75ab	12,47	13,00	
Mn⁺				
T1	223,50	85,75	16,00	0,09 ^{ns}
T2	222,70	43,70	18,40	
T3	189,60	40,29	14,00	
T4	174,70	23,61	9,60	
T5	154,70	31,93	7,00	
Zn²⁺				
T1	38,74	25,04	12,60	0,89 ^{ns}
T2	44,03	16,19	12,40	
T3	43,00	15,29	13,80	
T4	45,85	10,83	15,40	
T5	41,67	7,69	10,80	
Cu²⁺				
T1	0,15	0,55	14,10	0,35 ^{ns}
T2	0,60	0,39	17,60	
T3	0,30	0,41	13,10	
T4	0,00	0,46	11,60	
T5	0,00	0,03	8,60	
Na⁺				
T1	566,81b	79,03	10,70	0,007*
T2	566,81b	155,23	6,60	
T3	566,81b	0,00	10,00	
T4	678,57a	49,98	18,40	
T5	678,57a	79,03	19,30	

Fonte: Autoria própria (2025).

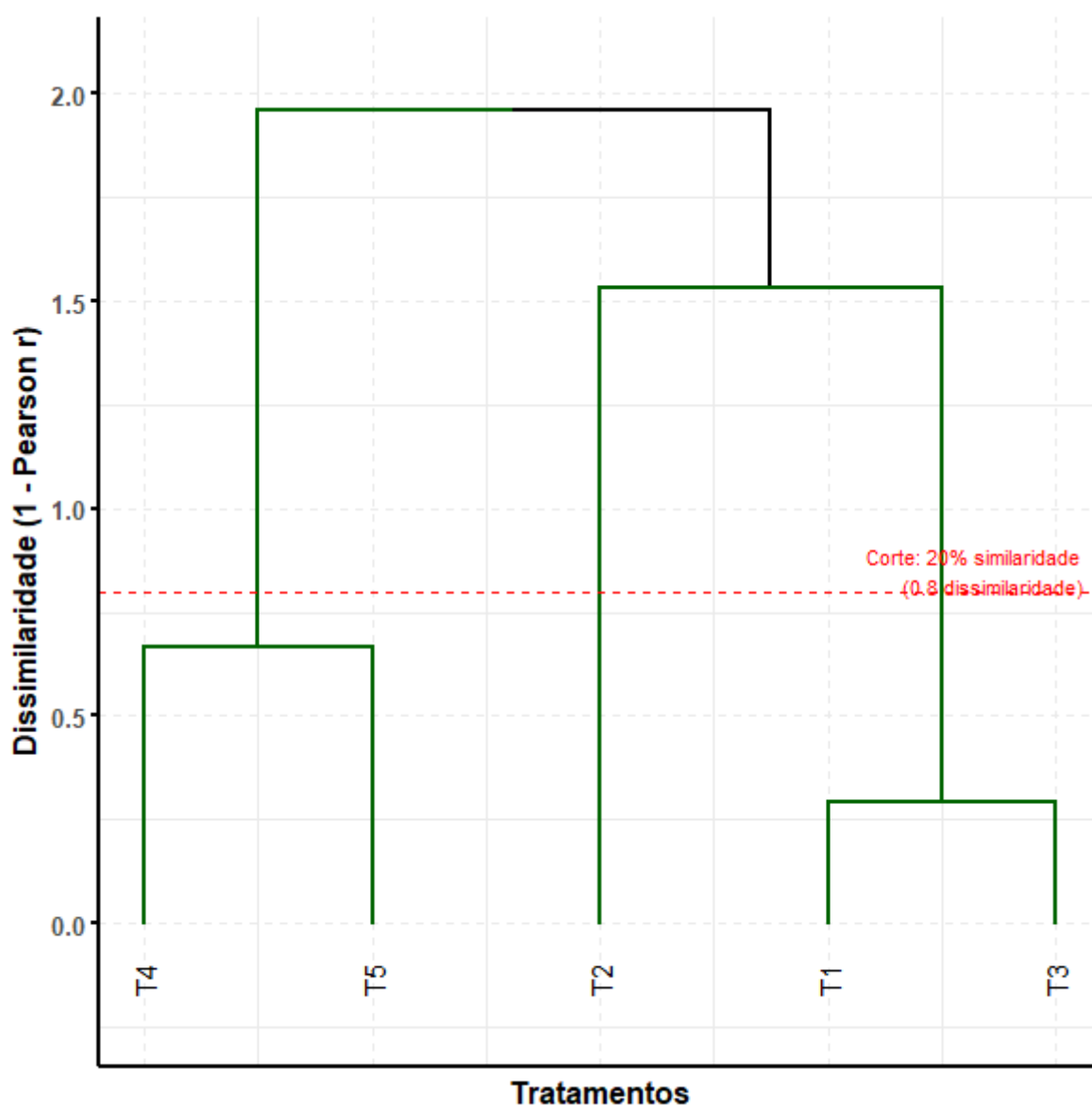
Nota: T1 - 100% AA + 0% EA; T2 - 75% AA + 25% EA; T3 - 50% AA + 50% EA; T4 - 25% AA + 75% EA; e T5 - 0% AA + 100% EA; Fe⁺ - Ferro; Mn⁺ - Manganês; Zn²⁺ - Zinco; Cu²⁺ - Cobre; Na⁺ - Sódio; *Significativo (p < 0,05); ns – Não significativo; Médias seguidas de mesma letra não diferem entre si pelo teste post-hoc de Dunn (p ≤ 0,05) com correção de Holm.

O Na^+ na parte aérea não diferiu estatisticamente ($p \leq 0,05$) nos tratamentos T4 e T5, bem entre os tratamentos T1, T2 e T3 não houve diferenças estatísticas. Os valores variaram de 678,57 mg kg^{-1} a 566,81 mg kg^{-1} , respectivamente. Ribeiro (2023) verificou que a irrigação com águas salobras proporcionou maiores teores de Na^+ nos cladódios da palma forrageira nos sistemas consorciado com cunhã sob irrigação com água salobra, atingindo valores entre 1.250 e 1.680 mg kg^{-1} . Já os valores de sódio na palma forrageira cultivada sob diferentes espaçamentos e adubações químicas foram inferiores aos valores dessa pesquisa, contendo 40,21 mg kg^{-1} aos 390 dias e de 40,44 mg kg^{-1} aos 620 dias (Silva *et al.*, 2012). Os valores superiores no T4 e T5 é decorrente da alta concentração de sódio nas proporções T4 (90,34 mg kg^{-1}) e T5 (106,42 mg kg^{-1}) e no solo T4 (149,07 mg kg^{-1}) e T5 (137,35 mg kg^{-1}). Além disso, entende-se que houve uma maior translocação de sódio para a parte aérea nos T4 e T5, quando comparado aos outros tratamentos.

Fator de bioacumulação (FB) nas raízes da *Nopalea cochenillifera* (L.) Salm-Dyck

Uma das formas de medir a capacidade de fitorremediação é através da estimativa do FB, o qual mostra a capacidade da planta em acumular metais, preferencialmente, em suas partes aéreas ou nas raízes (Mota; Sargentini Junior; Santana, 2016). O processo de ligação de metais pesados nas plantas ocorre por meio dos mecanismos de acumulação e tolerância a metais pesados (Takarina; Pin, 2017).

O dendrograma vertical (Figura 8) revelou a formação de três grupos: I, II e III a 20% de similaridade. O grupo I é representado pelos tratamentos que consistem nas doses de 100% AA + 0% EA (T1) e 50% AA + 50% EA (T3). O grupo II é representado pelo tratamento com dose de 75% AA + 25% EA (T2). E o grupo III pelos tratamentos de 25% AA + 75% EA (T4) e 0% AA + 100% EA (T5).



Fonte: Autoria própria (2025).

Figura 8. Agrupamento do fator de bioacumulação (FB) de metais nas raízes da cultivar *Nopalea cochenillifera* (L.) Salm-Dyck fertirrigada com proporções de efluente aquícola e irrigada com água com abastecimento, no município de Mossoró, estado do Rio Grande do Norte, Brasil.

Nota: T1 - 100% AA + 0% EA; T2 - 75% AA + 25% EA; T3 - 50% AA + 50% EA; T4 - 25% AA + 75% de EA; e T5 - 0% AA + 100% EA.

Desta forma, na *N. cochenillifera* as variáveis do FB nas raízes se mostraram independentes. Acrescenta-se que as maiores doses de efluente diluídas em água de abastecimento (T4 e T5) aplicadas na palma forrageira miúda foram determinantes na similaridade do FB de metais nas raízes. Esse comportamento é possível relacionar a doses mais baixas em manter o sistema mais próximo das condições naturais enquanto que doses

mais altas promovem alterações na relação solo-raiz entre os elementos analisados, a partir do efeito limiar da dose ($> T2$).

Ao analisar os FB nas raízes (Tabela 5), observa-se que em todos os tratamentos o FB raízes inferiores a 1 para o manganês, indicando que a palma miúda é exclusora para essa substância, apresentando maiores valores no solo do que nas raízes. Os FBs do manganês variaram entre 0,59 (T2) e 0,81 (T1). Já os valores de cobre, ferro, zinco e sódio foram superiores a 1, subtraindo-se que essa forrageira é acumuladora desses elementos, sendo os maiores FB das raízes ocorrendo para os metais sódio, cobre, ferro e zinco. Os FBs do cobre variaram entre 2,54 (T5) e 5,93 (T2), do ferro entre 4,50 (T3 e T5) e 5,33 (T2), do zinco entre 1,27 (T3) e 1,55 (T4) e do sódio entre 25,20 (T1) e 11,04 (T4). Desta forma, as bioacumulações obedeceram à seguinte ordem, $Na^+ > Cu^{2+} > Fe^+ > Zn^{2+} > Mn^+$.

Tabela 5. Fator de bioacumulação (FB) de metais nas raízes da cultivar *Nopalea cochenillifera* (L.) Salm-Dyck fertirrigada com proporções de efluente aquícola e irrigada com água com abastecimento, no município de Mossoró, estado do Rio Grande do Norte, Brasil.

Tratamentos	Cu^{2+}	Mn^+	Fe^+	Zn^{2+}	Na^+
T1 - 100% AA + 0% EA	5,53 (FB > 1)	0,81 (FB < 1)	5,14 (FB > 1)	1,49 (FB > 1)	25,20 (FB > 1)
T2 - 75% AA + 25% EA	5,93 (FB > 1)	0,59 (FB < 1)	5,33 (FB > 1)	1,31 (FB > 1)	18,09 (FB > 1)
T3 - 50% AA + 50% EA	3,90 (FB > 1)	0,71 (FB < 1)	4,50 (FB > 1)	1,27 (FB > 1)	12,87 (FB > 1)
T4 - 25% AA + 75% EA	5,76 (FB > 1)	0,68 (FB < 1)	4,84 (FB > 1)	1,55 (FB > 1)	11,04 (FB > 1)
T5 - 0% AA + 100% EA	2,54 (FB > 1)	0,61 (FB < 1)	4,50 (FB > 1)	1,45 (FB > 1)	11,42 (FB > 1)

Fonte: Autoria própria (2025).

Analisando a utilização de proporções de água produzida do petróleo na produção e capacidade de fitoextração da palma forrageira, a eficiência na bioacumulação dos elementos químicos K^+ , Fe^+ , Mn^+ e Cu^{2+} foi mais expressiva (Costa, 2019). Em outro estudo, os efeitos da água produzida do petróleo tratada no sistema produtivo da cultura do girassol, Costa (2018) encontrou eficiência na bioacumulação de Mn^+ , Zn^{2+} , Cr, Ni e Pb.

Investigando o potencial de *Sesuvium portulacastrum* para remediar metais pesados encontrados em descargas industriais, verificou-se a capacidade da planta de bioacumulação de cromo (Cr), zinco (Zn^{2+}), ferro (Fe^+), manganês (Mn^+), cobre (Cu^{2+}), níquel (Ni), cádmio (Cd) e chumbo (Pb) (Kumawat; Vaish; Pathak, 2025). Já em árvores de mangue na Indonésia o gênero *Rhizophora* sp. demonstrou potencial como bioacumulador de Zn^{2+} e *Avicennia* sp. demonstra potencial como bioacumulador de Cu^{2+} (Takarina; Pin, 2017).

A concentração dos metais no solo (Tabela 6) apresentou diferença significativa ($p \leq 0,05$) entre os tratamentos para a variável Na^+ . Entretanto, quanto aos teores dos metais Fe^+ ,

Mn⁺, Zn²⁺ e Cu²⁺ no solo, não houve diferenças estatísticas ($p \leq 0,05$). Embora os micronutrientes Cu²⁺, Fe⁺, Mn⁺ e Zn²⁺ tenham exibido diminuição de sua disponibilidade com o aumento do pH (Batista *et al.*, 2018), ela está intimamente relacionada ao teor de matéria orgânica e à textura do solo, uma vez que esses fatores influenciam na adsorção e na difusão dos nutrientes (Hippler *et al.*, 2014).

Tabela 6. Comparação da concentração de metais no solo cultivado com *Nopalea cochenillifera* (L.) Salm-Dyck fertirrigado com proporções de efluente aquícola e irrigado com água com abastecimento, no município de Mossoró, estado do Rio Grande do Norte, Brasil.

Tratamentos	Mediana	Desvio padrão	Rank médio	P
	(mg kg ⁻¹)			
Fe⁺				
T1	51,93	12,07	16,80	0,53 ^{ns}
T2	45,44	4,35	8,80	
T3	51,53	10,95	13,80	
T4	48,94	6,06	13,60	
T5	50,36	7,32	12,00	
Mn⁺				
T1	83,65	6,14	16,60	0,62 ^{ns}
T2	80,30	14,67	14,00	
T3	81,15	24,35	11,80	
T4	83,50	7,65	13,20	
T5	78,70	6,69	9,40	
Zn²⁺				
T1	5,70	4,95	11,40	0,50 ^{ns}
T2	8,89	3,05	16,80	
T3	5,25	3,88	10,00	
T4	7,80	3,64	15,60	
T5	5,73	1,13	11,20	
Cu²⁺				
T1	0,45	0,25	18,20	0,50 ^{ns}
T2	0,38	0,08	11,80	
T3	0,37	0,17	12,80	
T4	0,37	0,13	10,70	
T5	0,43	0,06	11,50	
Na⁺				
T1	92,74b	10,10	4,40	0,007 *
T2	109,38ab	12,84	9,40	
T3	120,63ab	15,30	14,20	
T4	139,23a	25,96	19,80	
T5	131,89ab	28,85	17,20	

Fonte: Autoria própria (2025).

Nota: T1 - 100% AA + 0% EA; T2 - 75% AA + 25% EA; T3 - 50% AA + 50% EA; T4 - 25% AA + 75% EA; e T5 - 0% AA + 100% EA; Fe⁺ - Ferro; Mn⁺ - Manganês; Zn²⁺ - Zinco; Cu²⁺ - Cobre; Na⁺ - Sódio; *Significativo ($p < 0,05$); ns – Não significativo; Médias seguidas de mesma letra não diferem entre si pelo teste post-hoc de Dunn ($p \leq 0,05$) com correção de Holm.

Dito isso, observa-se que nessa pesquisa, o pH foi diminuindo ao acrescentar maior quantidade de efluente tanto de 7,67 a 6,88 (0-20 cm) como de 7,65 a 6,93 (20-40 cm). Assim, a variável matéria orgânica foi importante para conferir esses resultados, visto que variou entre 12,03 e 12,37 g kg⁻¹ (0-20 cm) e entre 10,55 e 11,61 g kg⁻¹ (20-40 cm), porém não obedeceu ao incremento de água residuária. Dentre os micronutrientes, o Cu²⁺ é o menos móvel no solo devido à sua forte interação com a argila e a matéria orgânica (Abreu; Lopes; Santos, 2007).

Na nutrição mineral de plantas, o sódio é classificado como um elemento favorável, uma vez que sua presença no solo ou em soluções nutritivas pode promover incrementos na produtividade de determinadas espécies vegetais (Inocencio; Carvalho; Furtini Neto, 2014). Esse efeito benéfico é particularmente relevante para plantas com metabolismo CAM (*Crassulacean Acid Metabolism*), as quais apresentam a capacidade singular de captar energia solar durante o dia e fixar CO₂ durante a noite (Alves *et al.*, 2020). Estudos demonstram que o sódio atua como um nutriente benéfico para espécies com esse metabolismo especializado (Broadley *et al.*, 2012), sendo a palma forrageira miúda (*N. cochenillifera*) um exemplo.

Todavia, teores elevados de Na⁺ no solo, bem como a CE muito elevada, podem prejudicar o desenvolvimento radicular das plantas e causar desordens fisiológicas devido à sua toxicidade, bem como desequilíbrios nutricionais. Assim, recomenda-se utilizar estratégias de manejo para reduzir a salinidade e a sodicidade, entre elas o uso de corretivos do solo e de genótipos de palma forrageira mais tolerantes à salinidade (Voltolini *et al.*, 2022). Além disso, fazer uso da aplicação da irrigação com água salobra/salina em solos arenosos e de boa drenagem natural (Ribeiro, 2023).

A *Nopalea cochenillifera* (L.) Salm-Dyck não pode ser considerada uma planta acumuladora, com bases nos critérios exibidos por Van der Ent *et al.* (2013), os quais consideram que é desejável absorver e reter na parte aérea, no mínimo, as seguintes concentrações: 100 mg kg⁻¹ para Cd, 1.000 mg kg⁻¹ para Co, Cu, Cr, Ni e Pb e 10.000 mg kg⁻¹ para Zn e Mn.

No entanto, plantas com alto fator de bioacumulação (razão de concentração de elemento das raízes das plantas para o solo) e baixo fator de translocação (razão de concentração de elemento da parte aérea para as raízes) têm potencial para fitoestabilização (Yoon *et al.*, 2006). Nesse caso, a palma forrageira miúda (*Nopalea cochenillifera* (L.) Salm-Dyck) pode ser considerada fitoestabilizadora para o sódio, ferro e cobre, auxiliando na estabilização de áreas ou solos que recebam efluentes contaminados com essas substâncias químicas.

Em relação ao sódio, foi significativo ($p \leq 0,05$) dentre os tratamentos quanto às partes da planta e ao solo, inferindo que os maiores valores foram encontrados nas raízes, seguido de parte aérea e depois do solo (raízes > parte aérea > solo). Desta forma, nota-se que o uso de fertirrigação com água residuária aquícola na cultura da palma forrageira miúda é uma alternativa viável para uma gestão ambiental sustentável, haja visto que o maior aporte desse elemento se deu nas raízes, demonstrando uma certa tolerância a salinidade.

Assim, considerando uma abordagem da bioeconomia circular, a biomassa vegetal da palma forrageira miúda utilizada como remediadora de áreas e de efluentes aquícolas, reutilizada e reaproveitada em diferentes subprodutos, como biochar, biogás, bioetanol e biodiesel. A adoção de princípios da bioeconomia circular representa uma solução estratégica para transpor desafios estruturais e estabelecer as bases para um modelo de desenvolvimento sustentável, promovendo uma relação mais harmoniosa entre sociedade e meio ambiente (Mandal *et al.*, 2024).

Ao mesmo tempo, em uma perspectiva mais atual, espécies vegetais, incluindo os cactos, podem ser utilizados para a fabricação de couro vegano (Malabadi *et al.*, 2025), o qual utiliza menos água em sua produção e não requer o abate de animais, reduzindo significativamente o impacto ambiental em comparação ao couro animal e/ou sintético (Rashid *et al.*, 2024). Acrescido a isso, a colheita do cacto não danifica a planta nem suas raízes, permitindo que continue crescendo e sequestrando CO₂ (Wjunow *et al.*, 2023), além de ser um material biodegradável, o que contribui para a sustentabilidade.

CONCLUSÕES

A palma forrageira miúda não foi eficiente na translocação de cobre, ferro e sódio, uma vez que o fator de translocação observado em todos os tratamentos esteve abaixo de 1,0. Já para manganês e zinco os valores foram superiores a 1,0, sendo, portanto, eficientes na translocação desses elementos.

Sobre a bioacumulação pelas raízes, a palma forrageira miúda foi exclusora de manganês, uma vez que o fator de bioacumulação observado em todos os tratamentos esteve abaixo de 1,0. Já para cobre, ferro, zinco e sódio, os valores foram superiores a 1,0, sendo, portanto, acumuladora dessas substâncias.

Os elementos mais abundantes na rizosfera da palma forrageira miúda na ordem decrescente foi $\text{Na}^+ > \text{Fe}^+ > \text{Mn}^+ > \text{Zn}^{2+} > \text{Cu}^{2+}$. Já na parte aérea tem-se $\text{Na}^+ > \text{Mn}^+ > \text{Zn}^{2+} > \text{Fe}^+ > \text{Cu}^{2+}$.

Os valores de sódio utilizando proporções do efluente aquícola na fertirrigação da palma forrageira miúda no semiárido brasileiro, obedeceram à seguinte ordem: raízes > parte aérea > solo.

A *Nopalea cochenillifera* (L.) Salm-Dyck não pode ser considerada uma planta acumuladora. No entanto, pode ser considerada fitoestabilizadora para sódio, ferro e cobre.

O aumento de efluente não influenciou no aporte com relação aos metais, todavia a utilização de água com elevado teor de sódio na palma forrageira é uma alternativa viável.

Sugere-se investigar o potencial da palma forrageira miúda em fitoestabilizar outras substâncias químicas após fertirrigação com diversos tipos de águas residuárias, uma vez que estudos dessa espécie com essa abordagem ambiental são escassos.

Por fim, esta pesquisa destaca o potencial da palma para remediação ambiental, fornecendo uma base para estudos futuros, além de auxiliar nas técnicas de fitoestabilização adaptadas ao semiárido.

REFERÊNCIAS

- ABREU, C. A. de; LOPES, A. S.; SANTOS, G. Micronutrientes. *In*: NOVAIS, R. F.; ALVAREZ, V.; BARROS, N. F.; FONTES, R. L. F.; CANTARUTTI, R. B.; NEVES, J. C. L. (org.). **Fertilidade do Solo**. Viçosa-MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. p. 645–736. Disponível em: Acesso em: 26 mar. 2025.
- ALEJANDRO, S.; HÖLLER, S.; MEIER, B.; PEITER, E. Manganese in plants: From acquisition to subcellular allocation. **Frontiers in Plant Science**, v. 11, 2020. Disponível em: <https://consensus.app/papers/manganese-in-plants-from-acquisition-to-subcellular-alejandro-h%C3%B6ller/91d905a1d41a5af0a1bdc5414b8b769c/>. Acesso em: 22 maio 2025.
- ALVES, F. A. L.; SANTOS, D. C.; SILVA, S. M. S.; OLIVEIRA, M. A. B. Photosynthesis and gas exchanges of forage cactus varieties (*Opuntia* and *Nopalea*) grown screen and irrigation. **Pesquisa Agropecuária Pernambucana**, v. 25, n. 1, p. 1–15, 2020. Disponível em: <https://pap.emnuvens.com.br/pap/article/view/223>. Acesso em: 25 mar. 2025.
- AZEVEDO JÚNIOR, M. S. **Desempenho da palma forrageira em segundo ciclo sob irrigação complementar com esgoto doméstico tratado nas condições semiáridas**. 2017. 92 f. Dissertação (Mestrado em Manejo de Solo e Água) - Universidade Federal Rural do Semi-Árido, Mossoró-RN, 2017. Disponível em: <https://repositorio.ufersa.edu.br/items/f80d0a9b-f552-4796-9548-5c23e18a942b>. Acesso em: 25 mar. 2025.
- AZEVEDO JUNIOR, M. S. D.; FERREIRA NETO, M.; MEDEIROS, J. F. D.; SÁ, F. V. D. S.; LIMA, Y. B. D.; LEMOS, M. D. Produtividade e teor de nutrientes em palma forrageira irrigada com efluente de esgoto doméstico. **IRRIGA**, v. 24, n. 4, p. 830–842, 2019. Disponível em: <http://revistas.fca.unesp.br/index.php/irriga/article/view/3552>. Acesso em: 25 mar. 2025.

AZIZ, R. A.; YIWEN, M.; SALEH, M.; SALLEH, M. N.; GOPINATH, S. C. B.; GIAP, S. G. E.; CHINNI, S. V.; GOBINATH, R. Bioaccumulation and translocation of heavy metals in paddy (*Oryza sativa* L.) and soil in different land use practices. **Sustainability**, v. 15, n. 18, p. e13426, 2023. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2071-1050/15/18/13426>. Acesso em: 25 mar. 2025.

BAKSHE, P.; JUGADE, R. Phytostabilization and rhizofiltration of toxic heavy metals by heavy metal accumulator plants for sustainable management of contaminated industrial sites: A comprehensive review. **Journal of Hazardous Materials Advances**, v. 10, p. 100293, 2023. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S2772416623000645>. Acesso em: 29 dez. 2025.

BATISTA, M. A.; INOUE, T. T.; ESPER NETO, M.; MUNIZ, A. S. Princípios de fertilidade do solo, adubação e nutrição mineral. In: BRANDÃO FILHO, L. U. T.; FREITAS, P. S. L.; BERIAN, L. O. S.; GOTO, R. (org.). **Hortaliças-fruto**. Maringá-PR: EDUEM, 2018. p. 113–162. Disponível em: <https://doi.org/10.7476/9786586383010.0006>.

BECERRA-CASTRO, C.; LOPES, A. R.; VAZ-MOREIRA, I.; SILVA, E. F.; MANAIA, C. M.; NUNES, O. C. Wastewater reuse in irrigation: A microbiological perspective on implications in soil fertility and human and environmental health. **Environment International**, v. 75, p. 117–135, 2015. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0160412014003237>. Acesso em: 25 mar. 2025.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento - MAPA. **Portaria n.º 289, de 30 de setembro de 2019**. Aprovar o Zoneamento Agrícola de Risco Climático para a cultura de palma forrageira, no Estado do Rio Grande do Norte, conforme anexo. Diário Oficial da União, Brasília-DF, 2019. Disponível em: <https://www.gov.br/agricultura/pt-br/assuntos/riscos-seguro/programa-nacional-de-zoneamento-agricola-de-risco-climatico/portarias/perenes-e-sem-safra/rio-grande-do-norte/word/port-no-295-zon-agri-11-palma-forrageira-rn-pdf-revogada>.

BROADLEY, M.; BROWN, P.; CAKMAK, I.; RENGEL, Z.; ZHAO, F. Functions of nutrient: Micronutrients. In: MINERAL NUTRITION OF HIGHER PLANTS. 3. ed. Oxford: Elsevier, 2012. p. 43–248.

CAPOZZI, F.; SORRENTINO, M. C.; CAPORALE, A. G.; FIORENTINO, N.; GIORDANO, S.; SPAGNUOLO, V. Exploring the phytoremediation potential of *Cynara cardunculus*: a trial on an industrial soil highly contaminated by heavy metals. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 27, n. 9, p. 9075–9084, 2020. Disponível em: <http://link.springer.com/10.1007/s11356-019-07575-9>. Acesso em: 25 mar. 2025.

CARRILLO-NIQUETE, G.; ANDRADE, J. L.; HERNÁNDEZ-TERRONES, L.; COBOS-GASCA, V.; FUENTES, G.; SANTAMARÍA, J. M. Copper accumulation in the aquatic fern *Salvinia minima* causes more severe physiological stress than zinc. **BioMetals**, v. 35, n. 5, p. 1043–1057, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10534-022-00423-3>. Acesso em: 16 maio 2025.

COSTA, F. G. B. **Produção e Capacidade de fitoextração do girassol (*Heliantus annuus*) irrigado com água produzida**. 2018. 92 f. Tese (Doutorado em Manejo de Solo e Água) - Universidade Federal Rural do Semi-Árido, Mossoró-RN, 2018.

COSTA, D. de O. **Utilização de água produzida do petróleo na produção e capacidade de fitoextração de cactácea no semiárido brasileiro**. 2019. 135 f. Tese (Doutorado em Manejo de Solo e Água) - Universidade Federal Rural do Semi-Árido, Mossoró-RN, 2019. Disponível em: <https://repositorio.ufersa.edu.br/items/b3f69cc3-33c0-42bb-a09a-3631d5c57d14>. Acesso em: 25 mar. 2025.

DONATO, P. E. R. **Características morfológicas, de rendimento e nutricionais da palma forrageira sob diferentes espaçamentos e doses de esterco**. 2011. 135 f. Tese (Doutorado em Zootecnia) - Curso de Programa de Pós-Graduação de Doutorado em Zootecnia, Itapetinga-BA, 2011.

DUBREUIL, V.; FANTE, K. P.; PLANCHON, O.; NETO, J. L. S. Os tipos de climas anuais no Brasil: Uma aplicação da classificação de Köppen de 1961 a 2015. **Confins**, v. 37, 2018. Disponível em: <https://journals.openedition.org/confins/15738>. Acesso em: 25 mar. 2025.

DUBROVINA, T. A.; ZHIKHAREV, A. P.; DOVLETYAROVA, E. A.; BRYKOVA, R. A.; YÁÑEZ, C.; NEAMAN, A. Zinc shields against copper phytotoxicity in a contaminated soil. **Chemosphere**, v. 355, p. 141861, 2024. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653524007549>. Acesso em: 16 maio 2025.

FERREIRA, A. K. C. **Avaliação de métodos de análises químicas de nutrientes em tecido vegetal**. 2014. 88 f. Dissertação (Mestrado em Manejo de Solo e Água) - Universidade Federal Rural do Semi-Árido, Mossoró-RN, 2014.

FONSECA, V. A.; DOS SANTOS, M. R.; DONATO, S. L. R.; DA SILVA, J. A.; BRITO, C. F. B. Root distribution, nutrient concentration and accumulation in ‘gigante’ cactus pear irrigated with saline water. **Revista Caatinga**, v. 35, n. 2, p. 470–481, 2022. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1983-21252022000200470&tlng=en. Acesso em: 25 mar. 2025.

FROTA, M. N. L.; CARNEIRO, M. S. S.; CARVALHO, G. M. C.; ARAÚJO NETO, R. B. **Palma forrageira na alimentação animal**. Teresina-PI: Embrapa Meio Norte, 2015. Documentos. Disponível em: Acesso em: 27 fev. 2023.

GAUR, M. K.; SQUIRES, V. R. Geographic extent and characteristics of the world’s arid zones and their peoples. In: GAUR, M. K.; SQUIRES, V. R. (org.). **Climate variability impacts on land use and livelihoods in drylands**. Cham: Springer International Publishing, 2018. p. 3–20. Disponível em: https://doi.org/10.1007/978-3-319-56681-8_1. Acesso em: 26 mar. 2025.

GITET, H.; HILAWIE, M.; MUUZ, M.; WELDEGEBRIEL, Y.; GEBREMICHAEL, D.; GEBREMEDHIN, D. Bioaccumulation of heavy metals in crop plants grown near Almeda Textile Factory, Adwa, Ethiopia. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 188, n. 9, p. 500, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10661-016-5511-0>. Acesso em: 25 mar. 2025.

HAO, Q.; JIANG, C. Heavy metal concentrations in soils and plants in Rongxi Manganese Mine of Chongqing, Southwest of China. **Acta Ecologica Sinica**, v. 35, n. 1, p. 46–51, 2015. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1872203215000037>. Acesso em: 25 mar. 2025.

HEMEIR, A.; MASMOUDI, A.; REGUIEG YSSAAD, H. A. Phytotoxicity of Copper and Zinc in Tomato Plants (*Lycopersicon Esculentum*. Mill): Impact on Growth and Mineral Nutrition. In: PHYTOTOXICITY OF COPPER AND ZINC IN TOMATO PLANTS (LYCOPERSICON ESCULENTUM. MILL), 2021, Cham. (M. Ksibi, A. Ghorbal, S. Chakraborty, H. I. Chaminé, M. Barbieri, G. Guerriero, O. Hentati, A. Negm, A. Lehmann, J. Römbke, A. Costa Duarte, E. Xoplaki, N. Khélifi, G. Colinet, J. Miguel Dias, I. Gargouri, E. D. Van Hullebusch, B. Sánchez Cabrero, S. Ferlisi, C. Tizaoui, A. Kallel, S. Rtimi, S. Panda, P. Michaud, J. N. Sahu, M. Seffen, & V. Naddeo, Org.) **Recent Advances in Environmental Science from the Euro-Mediterranean and Surrounding Regions (2nd Edition)**. Cham: Springer International Publishing, 2021. p. 559–565.

HIPPLER, F. W. R.; REIS, I. M. S.; BOARETTO, R. M.; QUAGGIO, J. A.; MATTOS-JR., D. Características adsorptivas de solos e o suprimento de zinco e manganês para os citros. **Citrus Research Technology**, v. 35, n. 2, p. 73–83, 2014. Disponível em: <http://www.gnresearch.org/doi/10.5935/2236-3122.20140007>. Acesso em: 25 mar. 2025.

HOUMANI, H.; ALCÁNTARA, E.; ROMERA, F.; GARCÍA, M. J.; PÉREZ-VICENTE, R.; ABDELLY, C.; LUCENA, C. Salinity inhibits the induction of physiological responses to iron and potassium deficiency in two phylogenetically related species: *Arabidopsis thaliana* (glycophyte) and *Cakile maritima* (halophyte). **Plant and Soil**, 2024. Disponível em: <https://consensus.app/papers/salinity-inhibits-the-induction-of-physiological-houmani-alc%C3%A1ntara/a75ce87c8e9a5898942d70000c65bf19/>. Acesso em: 23 maio 2025.

INOCENCIO, M. F.; CARVALHO, J. G. de; FURTINI NETO, A. E. Potássio, sódio e crescimento inicial de espécies florestais sob substituição de potássio por sódio. **Revista Árvore**, v. 38, p. 113–123, 2014. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rarv/a/hHBJSjb7tmTgBZqpb7v588c/>. Acesso em: 25 mar. 2025.

IUSS. **World reference base for soil resources 2022: International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps**. 4.editioned. Vienna, Austria: International Union of Soil Sciences (IUSS), 2022.

JARDIM, A. M. D. R. F.; MORAIS, J. E. F. D.; SOUZA, L. S. B. D.; MARIN, F. R.; MOURA, M. S. B. D.; MORELLATO, L. P. C.; MONTENEGRO, A. A. D. A.; OMETTO, J. P. H. B.; DE LIMA, J. L. M. P.; DUBEUX JÚNIOR, J. C. B.; SILVA, T. G. F. D. Sink or carbon source? how the *Opuntia cactus* agroecosystem interacts in the use of carbon, nutrients and radiation in the Brazilian semi-arid region. **Journal of Hydrology**, v. 625, p. 130121, 2023. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0022169423010636>. Acesso em: 4 abr. 2025.

JATAV, H. S.; SHARMA, L. D.; SADHUKHAN, R.; SINGH, S. K.; SINGH, S.; RAJPUT, V. D.; PARIHAR, M.; JATAV, S. S.; JINGER, D.; KUMAR, S.; SUKIRTEE. An overview of micronutrients: Prospects and implication in crop production. In: AFTAB, T.; HAKEEM, K. R. (org.). **Plant Micronutrients: Deficiency and Toxicity Management**. Cham: Springer International Publishing, 2020. p. 1–30. Disponível em: https://doi.org/10.1007/978-3-030-49856-6_1. Acesso em: 28 maio 2025.

JUCOSKI, G. de O.; CAMBRAIA, J.; RIBEIRO, C.; OLIVEIRA, J. A. de. Excesso de ferro sobre o crescimento e a composição mineral em *Eugenia uniflora* L. **Revista Ciência Agronômica**, v. 47, p. 720–728, 2016. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rca/a/JDtFMRNd4vP7QYCDJMcWnxR/abstract/?lang=pt>. Acesso em: 25 mar. 2025.

KABATA-PENDIAS, A. **Trace elements in soils and plants**. 4. ed. Boca Raton: CRC Press, 2010.

KHAN, Z. I.; SAFDAR, H.; AHMAD, K.; WAJID, K.; BASHIR, H.; UGULU, I.; DOGAN, Y. Health risk assessment through determining bioaccumulation of iron in forages grown in soil irrigated with city effluent. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 26, n. 14, p. 14277–14286, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11356-019-04721-1>. Acesso em: 22 maio 2025.

KUMAWAT, A. K.; VAISH, S.; PATHAK, B. Phytoremediation efficacy of *Sesuvium portulacastrum* L. in mitigating industrial effluents and heavy metal contamination. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 32, n. 13, p. 8340–8357, 2025. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11356-025-36206-9>. Acesso em: 23 maio 2025.

LEMO, M.; FERREIRA-NETO, M.; SANTOS FERNANDES, C. dos; BEZERRA DE LIMA, Y.; DA SILVA DIAS, N.; MEDEIROS, J. F. de; FERNANDES DE BRITO, R.; SILVA SÁ, F. V. da. The effect of domestic sewage effluent and planting density on growth and yield of prickly pear cactus in the semiarid region of Brazil. **Journal of Arid Environments**, v. 185, p. 104372, 2021. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0140196320302718>. Acesso em: 13 abr. 2025.

LIMA, W. B. de; ARAÚJO, J. S.; CHAVES, L. H. G.; VIEIRA, M. F.; CARNEIRO, P. T.; CHAVES, I. D. B.; CAVALCANTE, A. R. Chemical composition of prickly pear cactus (*Opuntia stricta* Haw) irrigated with saline water in semi-arid soils. **Australian Journal of Crop Science**, n. 16(02):2022, p. 307–314, 2022. Disponível em: https://www.cropj.com/lima_16_2_2022_307_314.pdf. Acesso em: 25 mar. 2025.

LIMA, G. F. C.; DANTAS, F. D. G.; CHAGAS, M. C. M.; GUEDES, F. X.; TORRES, J. F.; HOLANDA, J. S.; SILVA, E. C. S.; MORAIS, A. M. B.; NASCIMENTO, S. M. **Caminhos para a expansão e o desenvolvimento da palma forrageira no Rio Grande do Norte**. Parnamirim-RN: EMPARN, 2019. Documentos. Disponível em: Acesso em: 21 maio 2025.

LIMA, A. S. de; SILVA, P. F. da; MATOS, R. M. de; NETO, J. D.; ALMEIDA, H. A. de; SABOYA, L. M. F. Consumo hídrico e exigência térmica da palma forrageira em ambiente semiárido. **IRRIGA**, v. 1, n. 1, p. 110–128, 2021. Disponível em: <https://revistas.fca.unesp.br/index.php/irriga/article/view/4244>. Acesso em: 25 mar. 2025.

LIMA, G. F. C.; WANDERLEY, A. M.; GUEDES, F. X.; REGO, M. M. T.; DANTAS, F. D. G.; SILVA, J. G. M.; NOVAES, L. P.; AGUIAR, E. M. **Palma forrageira irrigada e adensada: Uma reserva forrageira estratégica para o Semiárido potiguar**. Parnamirim-RN: EMPARN, 2015. Documentos. Disponível em: Acesso em: 27 jun. 2023.

LOPES, A. S. **Manual internacional de fertilidade do solo**. Tradução: A. S. Lopes. 2. ed. Piracicaba-SP: POTAFOS, 1998.

MAATHUIS, F. J. M. Sodium in plants: perception, signalling, and regulation of sodium fluxes. **Journal of Experimental Botany**, v. 65, n. 3, p. 849–858, 2014.

MACÊDO, A. J. da S.; NETO, J. M. C.; OLIVEIRA, L. B. de; EDVAN, R. L.; SANTOS, E. M. A cultura da palma, origem, introdução, expansão, utilidades e perspectivas futuras: Revisão de Literatura. **Brazilian Journal of Development**, v. 6, n. 8, p. 62967–62987, 2020. Disponível em: <https://ojs.brazilianjournals.com.br/ojs/index.php/BRJD/article/view/15749>. Acesso em: 25 mar. 2025.

MALABADI, R. B.; KOLKAR, K. P.; CHALANNAVAR, R. K.; BAIJNATH, H. Plant-based leather production: An update. **World Journal of Advanced Engineering Technology and Sciences**, v. 14, n. 1, p. 031–059, 2025. Disponível em: <https://journalwjaets.com/node/270>. Acesso em: 18 jun. 2025.

MALAVOLTA, E. **Manual de nutrição mineral de plantas**. : Editora Ceres Ltda, 2006.

MANDAL, R. R.; BASHIR, Z.; MANDAL, J. R.; RAJ, D. Potential strategies for phytoremediation of heavy metals from wastewater with circular bioeconomy approach. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 196, n. 6, p. 502, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10661-024-12680-5>. Acesso em: 23 maio 2025.

MARCHIOL, L.; SACCO, P.; ASSOLARI, S.; ZERBI, G. Reclamation of polluted soil: Phytoremediation potential of crop-related brassica species. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 158, n. 1, p. 345–356, 2004. Disponível em: <https://doi.org/10.1023/B:WATE.0000044862.51031.fb>. Acesso em: 25 mar. 2025.

MATTINA, M. I.; LANNUCCI-BERGER, W.; MUSANTE, C.; WHITE, J. C. Concurrent plant uptake of heavy metals and persistent organic pollutants from soil. **Environmental Pollution**, v. 124, n. 3, p. 375–378, 2003. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0269749103000605>. Acesso em: 25 mar. 2025.

MESQUITA, F. de O.; PEDROSA, T. D.; BATISTA, R. O.; DE ANDRADE, E. M. Translocation factor of heavy metals by elephant grass grown with varying concentrations of landfill leachate. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 28, n. 32, p. 43831–43841, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11356-021-13765-1>. Acesso em: 25 mar. 2025.

MESQUITA, F. D. O.; VASCONCELOS, E. S. A. G. D.; LIRA, E. C. D.; FELIX, E. D. S.; BATISTA, R. O.; PAIVA, L. A. L. D.; MESQUITA, E. F.; MELO, D. M. A. D.; DE LUNA SOUTO, A. G.; COELHO, D. D. C. L.; PEREIRA, F. R. A.; BAKKER, A. P.; ARAÚJO, J. D. S. Multivariate analysis of physical and chemical soil attributes under forage palm cultivation and agriculture reuse in the semiarid region. **Journal of Agricultural Science**, v. 15, n. 2, p. 56, 2023. Disponível em: <https://ccsenet.org/journal/index.php/jas/article/view/0/48249>. Acesso em: 13 abr. 2025.

MOTA, S. Reúso de águas no Brasil: Situação atual e perspectivas. **Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales. Investigación, desarrollo y práctica**, v. 15, n. 2, p. 666, 2022. Disponível em: <http://www.journals.unam.mx/index.php/aidis/article/view/79185>. Acesso em: 25 mar. 2025.

MOTA, F. A. C.; SARGENTINI JUNIOR, É.; SANTANA, G. P. Potencial de fitorremediação da *Alocasia macrorrhiza* para Co, Cu, Ni e Zn. **Scientia Amazonia**, v. 5, n.

3, p. 11–20, 2016. Disponível em: <https://repositorio.inpa.gov.br/handle/1/20602>. Acesso em: 25 mar. 2025.

MOURA, B. R. de. **Reuso da água residuária da suinocultura na produção de palma forrageira, como contribuição para a educação ambiental no Semiárido**. 2019.

Dissertação (Mestrado em Educação Agrícola) - Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica-RJ, 2019. Disponível em: <https://tede.ufrrj.br/handle/jspui/5270>. Acesso em: 25 mar. 2025.

MOURA, E. R.; CABRAL, P. D. S.; RODRIGUES, R. D. J.; ROCHA, M. M. D.; JESUS, L. F. F. D. S. D.; HOCEVAR, L. S.; SILVA, M. S.; ALVES, C. T. Explorando o potencial da palma forrageira (*Opuntia*): uma análise abrangente para impulsionar os biocombustíveis no semiárido brasileiro. **Observatório de la Economía Latinoamericana**, v. 22, n. 6, p. e5256, 2024. Disponível em:

<https://ojs.observatoriolatinoamericano.com/ojs/index.php/olel/article/view/5256>. Acesso em: 25 mar. 2025.

MOYNE, C.; STERCKEMAN, T. Effect of calcium and trace metals (Cd, Cu, Mn, Ni, Zn) on root iron uptake in relation to chemical properties of the root-excreted ligands. **BioMetals**, p. 1–13, 2023. Disponível em: <https://consensus.app/papers/effect-of-calcium-and-trace-metals-cd-cu-mn-ni-zn-on-root-iron-moyne-sterckeman/98803d2920b0599da99c16831cb8fcff/>. Acesso em: 23 maio 2025.

NAZ, R.; KHAN, M. S.; HAFEEZ, A.; FAZIL, M.; KHAN, M. N.; ALI, B.; JAVED, M. A.; IMRAN, M.; SHATI, A. A.; ALFAIFI, M. Y.; ELBEHAIRI, S. E. I.; AHMED, A. E. Assessment of phytoremediation potential of native plant species naturally growing in a heavy metal-polluted industrial soils. **Brazilian Journal of Biology**, v. 84, p. e264473, 2024. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1519-69842024000100386&tlng=en. Acesso em: 25 mar. 2025.

NECCHI, R. M. M. **Teor de minerais, perfil oxidativo e toxicidade de *Nopalea cochenillifera* (L.) salm-dick (cactaceae)**. 2016. Tese (Doutorado em Ciências Farmacêuticas) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria-RS, 2016. Disponível

em: <http://repositorio.ufsm.br/handle/1/18050>. Acesso em: 25 mar. 2025.

OLESEN, I.; BONALDO, A.; FARINA, R.; GONERA, A.; HUGHES, A. D.; NAVRUD, S.; ORSINI, F.; PARMA, L.; ZORNOZA, R. Moving beyond agriculture and aquaculture to integrated sustainable food systems as part of a circular bioeconomy. **Frontiers in Marine Science**, v. 10, p. 1178014, 2023. Disponível em:

<https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fmars.2023.1178014/full>. Acesso em: 25 mar. 2025.

OLIVEIRA, L. N. R. de. **Cultivo de palma fertirrigada com água residuária em sistema agroflorestal**. 2021. 72 f. Dissertação (Mestrado em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos) - Universidade Federal de Campina Grande, Sumé-PB, 2021. Disponível em: <http://dspace.sti.ufcg.edu.br:8080/jspui/handle/riufcg/18659>. Acesso em: 25 mar. 2025.

PEDROSA, T. D.; BATISTA, R. O.; DOMBROSKI, S. A. G.; MEDEIROS, J. F.; OLIVEIRA, P. V. C.; MELO, R. R.; PORTELA, J. C. Use of aquaculture wastewater in the cultivation of cactus pear as an alternative for semi-arid regions. **Discover Applied Sciences**,

v. 6, n. 5, p. 249, 2024. Disponível em: <https://link.springer.com/10.1007/s42452-024-05939-6>. Acesso em: 25 mar. 2025.

PEREIRA, M. C. de A.; AZEVEDO, C. A. V. de; NETO, J. D.; PEREIRA, M. de O.; RAMOS, J. G.; TOMAZ, B. de A. Crescimento de cultivares de palma forrageira irrigada sob diferentes níveis de salinidade em região semiárida. **IRRIGA**, v. 26, n. 4, p. 814–826, 2021. Disponível em: <https://revistas.fca.unesp.br/index.php/irriga/article/view/4399>. Acesso em: 25 mar. 2025.

PURWANINGDYAH, A. R.; TAKARINA, N. D. Translocation factor of zinc (Zn) in water and sediment by root and stem of *Rhizophora* sp. at blanakan riparian, west java. **IOP Conference Series: Earth and Environmental Science**, v. 550, n. 1, p. 012006, 2020. Disponível em: <https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1755-1315/550/1/012006>. Acesso em: 25 mar. 2025.

R CORE TEAM. **A Language and environment for statistical computing**. Versão V.4.1. : QMS Desenvolpemente Team, 2021. Disponível em: <https://cran.r-project.org>. (R packages retrieved from MRAN snapshot 2022-01-01. Acesso em: 12 nov. 2024.

RASHID, A.; SHAH, A.; KHAN, S.; ADAMJEE, A.; SHAHAB, A. Potential of cactus leather in Pakistan's leather industry: A qualitative analysis. **International Journal of Social Science & Entrepreneurship**, v. 4, n. 3, p. 1–16, 2024. Disponível em: <https://ijsse.salmaedusociety.com/index.php/ijsse/article/view/298>. Acesso em: 18 jun. 2025.

RIBEIRO, R. M. R. **Sistemas de produção consorciados de palma forrageira e cunhã sob regimes de sequeiro e irrigado com água salobra no semiárido**. 2023. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal do Ceará, Fortaleza-CE, 2023. Disponível em: <http://repositorio.ufc.br/handle/riufc/76772>. Acesso em: 25 mar. 2025.

ROCHA, T. A. L. C. G.; SILVA, S. S. D.; BATISTA, R. O. Cultivo da palma forrageira irrigada com águas residuárias: Uma revisão sistemática. **Revista Macambira**, v. 7, n. 1, p. e071014, 2023. Disponível em: <http://revista.lapprudes.net/index.php/RM/article/view/947>. Acesso em: 25 mar. 2025.

RYAN, K.; PALACIOS, L. C.; ENCINA, F.; GRAEBER, D.; OSORIO, S.; STUBBINS, A.; WOELFL, S.; NIMPTSCH, J. Assessing inputs of aquaculture-derived nutrients to streams using dissolved organic matter fluorescence. **The Science of the total environment**, 2021. Disponível em: <https://consensus.app/papers/assessing-inputs-of-aquaculturederived-nutrients-to-ryan-palacios/0eb33c587e5051879a16718d7a5f5758/>. Acesso em: 23 maio 2025.

SANTANA, F. B.; SILVEIRA, H. F. A.; SOUZA, L. A.; SOARES, S. A. R.; DE FREITAS SANTOS JÚNIOR, A.; ARAÚJO, R. G. O.; SANTOS, D. C. M. B. Evaluation of the mineral content in forage palm (*Opuntia ficus-indica* Mill and *Nopalea cochenillifera*) using chemometric tools. **Biological Trace Element Research**, v. 199, n. 10, p. 3939–3949, 2021. Disponível em: <https://link.springer.com/10.1007/s12011-020-02484-2>. Acesso em: 25 mar. 2025.

SANTOS, M. R.; ARAÚJO, J. S.; DONATO, S. L. R.; SOUZA, J. A. A.; LIRA, E. C.; ASPIAZÚ, I. Forage cactus pear cultivars irrigated with wastewater in a semi-arid region. **Water**, v. 16, n. 18, p. 2632, 2024. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2073-4441/16/18/2632>. Acesso em: 25 mar. 2025.

SANTOS, D. B.; AZEVEDO, D. D. O.; SOUZA, J. A. A.; SIMÕES, W. L.; RODRIGUES, C. S.; ARAÚJO, R. O. F.; SOUZA, M. C.; DE CARVALHO, C. M.; SANTOS, L. V. C. Uso de esgoto doméstico na produção da palma forrageira. **Brazilian Journal of Development**, v. 7, n. 9, p. 88639–88650, 2021. Disponível em:

<https://brazilianjournals.com/index.php/BRJD/article/view/35748>. Acesso em: 25 mar. 2025.

SANTOS, H. G. dos; JACOMINE, P. K. T.; ANJOS, L. H. C. dos; OLIVEIRA, V. A. de; LUMBRERAS, J. F.; COELHO, M. R.; ALMEIDA, J. A. de; ARAUJO FILHO, J. C. de; OLIVEIRA, J. B. de; CUNHA, T. J. F. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 6. ed. : Brasília, DF: Embrapa, 2018., 2018. Disponível em:

<http://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/handle/doc/1094003>. Acesso em: 26 mar. 2025.

SANTOS, C. S.; MOTA, J. L.; JESUS, E. O.; BARRETO, L. M. G.; LEMOS, N. L. S. Reuse of wastewater from milking in cactus pear under different irrigation and fertilization frequencies. **Ciência Agrícola**, v. 19, n. 2, p. 145–154, 2021. Disponível em:

https://www.researchgate.net/publication/371000343_REUTILIZACAO_DA_AGUA_RESIDUARIA_DA_ORDENHA_NA_PALMA_SOB_DIFERENTES_FREQUENCIAS_DE_IRRIGACAO_E_ADUBACAO. Acesso em: 26 mar. 2025.

SCHULTER, E.; VIEIRA FILHO, J. E. **Evolução da piscicultura no Brasil: Diagnóstico e desenvolvimento da cadeia produtiva de Tilápia**: Textos para discussão. Rio de Janeiro-RJ: Instituto de Pesquisa Econômica e Aplicada, 2017.

SENAR. **Palma forrageira: Cultivo de palma forrageira no semiárido brasileiro**. Brasília-DF: SENAR, 2018. Coleção SENAR.

SILVA, F. C. da. **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**. : Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica; Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2009., 2009.

Disponível em: <http://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/handle/doc/330496>. Acesso em: 25 mar. 2025.

SILVA, T. G. P.; BATISTA, A. M. V.; GUIM, A.; PAIM, A. P. S.; NUNES, I. S.; SOARES, L. A. L.; FERREIRA, M. R. A.; LIMA, L. B.; NAPOLEÃO, T. H.; PAIVA, P. M. G.; CARVALHO, F. F. R. Mineral content and bioactive compounds in cactus cladodes varieties. **Arquivo Brasileiro de Medicina Veterinária e Zootecnia**, v. 76, n. 1, p. 167–171, 2024.

Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0102-09352024000100167&tlng=en. Acesso em: 25 mar. 2025.

SILVA, L. M. D.; BERTI, M. P. D. S. Manganês no solo e nas plantas: Uma revisão.

Scientific Electronic Archives, v. 15, n. 3, 2022. Disponível em:

<https://sea.ufr.edu.br/SEA/article/view/1512>. Acesso em: 25 mar. 2025.

SILVA, J. A.; BONOMO, P.; DONATO, S. L. R.; PIRES, A. J. V.; ROSA, R. C. C.; DONATO, P. E. R. Composição mineral em cladódios de palma forrageira sob diferentes espaçamentos e adubações química. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias - Brazilian Journal of Agricultural Sciences**, v. 7, n. suppl., p. 866–875, 2012. Disponível em:

http://www.agraria.pro.br/ojs-2.4.6/index.php?journal=agraria&page=article&op=view&path%5B%5D=agraria_v7isa2134. Acesso em: 25 mar. 2025.

SILVA, J. A. D.; DONATO, S. L. R.; DONATO, P. E. R.; SOUZA, E. D. S.; PADILHA JÚNIOR, M. C.; SILVA JUNIOR, A. A. E. Extraction/export of nutrients in *Opuntia ficus-indica* under different spacings and chemical fertilizers. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 20, n. 3, p. 236–242, 2016. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1415-43662016000300236&lng=en&tlng=en. Acesso em: 26 mar. 2025.

SILVA, J. A. R.; LIMA, R. A.; LIMA, J. P. S. de. Bioeconomia na cadeia produtiva do pescado: Uma revisão integrativa. **Revista Valore**, v. 8, p. e-8044, 2023. Disponível em: <https://revistavalore.emnuvens.com.br/valore/article/view/742>. Acesso em: 25 mar. 2025.

SILVA, M. J. S. da; QUEIROZ, A. J. de M.; FIGUEIRÊDO, R. M. F. de; MOREIRA, I. dos S.; JUNIOR, N. de M. A.; FARIAS, J. Q.; ANDRADE, F. S.; GREGÓRIO, M. G. Cinética de desidratação osmótica seguida de secagem convectiva do parênquima do cladódio da palma. **Observatório De La Economía Latinoamericana**, v. 22, n. 11, p. e7796–e7796, 2024. Disponível em: <https://ojs.observatoriolatinoamericano.com/ojs/index.php/olel/article/view/7796>. Acesso em: 30 abr. 2025.

SIQUEIRA, J. V. G. **Variedades de palma forrageira irrigadas com efluente de esgoto tratado e com diferentes manejos de corte**. 2021. 96 f. Dissertação (Mestrado em Produção Vegetal) - Universidade Federal do Vale do São Francisco, Petrolina-PE, 2021. Disponível em: Acesso em: 15 maio 2023.

SOUZA, J. A. A. de; SANTOS, D. B. dos; CAMELO, T. C.; REIS, G. A. dos; COTRIM, C. E. Productivity and nutrient supply in ‘gigante’ cactus pear with regulated deficit irrigation using wastewater. **Journal of Experimental Agriculture International**, v. 34, n. 6, p. 1–12, 2019. Disponível em: <https://journaljeai.com/index.php/JEAI/article/view/1388>. Acesso em: 25 mar. 2025.

TAKARINA, N. D.; PIN, T. G. Bioconcentration factor (BCF) and translocation factor (TF) of heavy metals in mangrove trees of blanakan fish farm. **Makara Journal of Science**, v. 21, n. 2, p. 77–81, 2017. Disponível em: <http://journal.ui.ac.id/index.php/science/article/view/7308>. Acesso em: 25 mar. 2025.

TANHAN, P.; KRUATRACHUE, M.; POKETHITIYOOK, P.; CHAIYARAT, R. Uptake and accumulation of cadmium, lead and zinc by Siam weed [*Chromolaena odorata* (L.) King & Robinson]. **Chemosphere**, v. 68, n. 2, p. 323–329, 2007.

TEIXEIRA, P. C.; DONAGEMMA, G. K.; FONTANA, A.; TEIXEIRA, W. G. **Manual de métodos de análise de solo**. 3. ed. Rio de Janeiro-RJ: EMBRAPA Solos, 2017.

TEIXEIRA, M. B.; DONATO, S. L. R.; SILVA, J. A. D.; DONATO, P. E. R. Reference values for nutritional diagnosis of ‘Gigante’ cactus pear by boundary line approach. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 59, p. e03574, 2024. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-204X2024000104306&tlng=en. Acesso em: 28 maio 2025.

TIECHER, T. L.; SORIANI, H. H.; TIECHER, T.; CERETTA, C. A.; NICOLOSO, F. T.; TAROUÇO, C. P.; CLASEN, B. E.; DE CONTI, L.; TASSINARI, A.; MELO, G. W. B.; BRUNETTO, G. The interaction of high copper and zinc doses in acid soil changes the

physiological state and development of the root system in young grapevines (*Vitis vinifera*). **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 148, p. 985–994, 2018. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0147651317308278>. Acesso em: 16 maio 2025.

TITO, G. A.; CHAVES, L. H. G.; VASCONCELOS, A. C. F. D. Acúmulo e translocação de cobre e zinco em plantas de *Crambe abyssinica*. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, v. 11, n. 4, p. 12, 2016. Disponível em: <https://gvaa.com.br/revista/index.php/RVADS/article/view/4539>. Acesso em: 25 mar. 2025.

TIWARI, K. K.; SINGH, N. K.; PATEL, M. P.; TIWARI, M. R.; RAI, U. N. Metal contamination of soil and translocation in vegetables growing under industrial wastewater irrigated agricultural field of Vadodara, Gujarat, India. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 74, n. 6, p. 1670–1677, 2011.

TREJO, N.; MATUS, I.; DEL POZO, A.; WALTER, I.; HIRZEL, J. Cadmium phytoextraction capacity of white lupine (*Lupinus albus* L.) and narrow-leafed lupine (*Lupinus angustifolius* L.) in three contrasting agroclimatic conditions of Chile. **Chilean journal of agricultural research**, v. 76, n. 2, p. 227–234, 2016. Disponível em: http://www.scielo.cl/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0718-58392016000200013&lng=en&nrm=iso&tlng=en. Acesso em: 25 mar. 2025.

UNITED NATIONS. **The 17 Goals | Sustainable Development**. 2024. Disponível em: <https://sdgs.un.org/goals>. Acesso em: 30 abr. 2025.

VAN DER ENT, A.; BAKER, A. J. M.; REEVES, R. D.; POLLARD, A. J.; SCHAT, H. Hyperaccumulators of metal and metalloid trace elements: Facts and fiction. **Plant and Soil**, v. 362, n. 1, p. 319–334, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11104-012-1287-3>. Acesso em: 25 mar. 2025.

VOLTOLINI, T. V.; OLIVEIRA, A. R. de; SALVIANO, A. M.; MOURA, M. S. B. de; ARAÚJO, G. G. L. de. **Sistema de produção de palma-forrageira para o Estado da Paraíba**. Petrolina-PE: EMBRAPA Semiárido, 2022. Disponível em: <http://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/handle/doc/1142333>. Acesso em: 25 mar. 2025.

WJUNOW, C.; MOSELEWSKI, K.-L.; HUHNEN, Z.; SULTANOVA, S.; SABANTINA, L. Sustainable Textiles from Unconventional Biomaterials—Cactus Based. **ECP** **2023**, p. 58, 2023. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2673-4591/37/1/58>. Acesso em: 18 jun. 2025.

YOON, J.; CAO, X.; ZHOU, Q.; MA, L. Q. Accumulation of Pb, Cu, and Zn in native plants growing on a contaminated Florida site. **Science of The Total Environment**, v. 368, n. 2–3, p. 456–464, 2006. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0048969706000945>. Acesso em: 25 mar. 2025.

5. CONCLUSÕES GERAIS

Os resultados obtidos nesse estudo atenderam aos ODS propostos, ao apoiar uma gestão sustentável da água por meio da transformação do resíduo num recurso produtivo, a fim de minimizar o uso de água potável na irrigação, além de reduzir a degradação do solo e emissão de gases do efeito estufa associados aos fertilizantes sintéticos. Ou seja, integra soluções hídricas, agrícolas e ambientais para promover um modelo mais resiliente de produção agrícola no semiárido, atendendo múltiplos ODS de forma prática e inovadora.

Nesse sentido, embora as diluições de efluente aquícola tenham risco significativo de causar salinidade no solo, apresentam baixo potencial de sodificação do solo. Entretanto, ao analisar o solo, observa-se que não há salinização e/ou sodificação emergente desde que siga o manejo de solo, de irrigação e de cultivo adotado nessa pesquisa.

De acordo com os atributos químicos avaliados no efluente, no solo e na planta, este estudo mostrou que a aplicação de efluente aquícola via fertirrigação em regiões semiáridas que possuem ARGISSOLO Vermelho-Amarelo eutrófico com textura areia franca cultivado com palma forrageira miúda é recomendada. Todavia, o efluente necessita ter características semelhantes as do presente estudo, não houve sem evidências de contaminação ambiental, além de melhoria da fertilidade química do solo e potencial de redução da dependência de fertilizantes minerais.

Assim, a *Nopalea cochenillifera* (L.) Salm-Dyck pode ser utilizada para auxiliar na estabilização de áreas ou efluentes contaminados com sódio, ferro e cobre, principalmente com relação ao sódio, que é um elemento de grande expressão no semiárido nordestino, pelo risco de causar sodificação de áreas.

Deste modo, a biomassa vegetal produzida a partir da palma forrageira miúda utilizada como remediadora de áreas e de efluentes aquícolas, pode ser reutilizada e reaproveitada em diferentes subprodutos, em uma abordagem da bioeconomia circular. Ao mesmo tempo que o uso da fertirrigação com efluente aquícola em áreas agrícolas atenua possível contaminação pelo lançamento direto desses resíduos em cursos d'água superficiais, além de minimizar a quantidade de água utilizada na irrigação.

Finalmente, convém realizar estudos contemplando um espaço temporal superior de aplicação de efluente da aquicultura na mesma área, assim como em outros tipos de solo, de textura de solo e em outras culturas, para confirmar os efeitos da fertirrigação nos atributos físico-químicos do solo, pois os resultados podem ser influenciados pelo tipo de solo, condições climáticas, culturas cultivadas e manejo aplicado.