

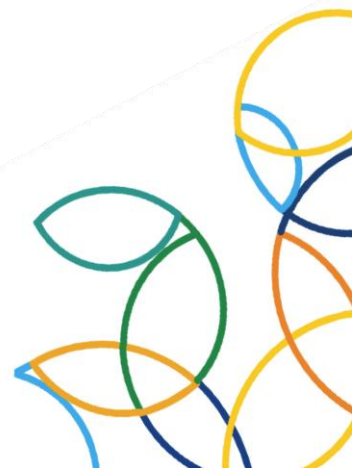


UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE TECNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AGRÍCOLA E AMBIENTAL

BRUNO ANTONIO AUGUSTO FARIA CONFORTO

**CARACTERIZAÇÃO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS AFLORADAS EM CAVAS DE
MINERAÇÃO DE AREIA E AVALIAÇÃO DO USO NA GERMINAÇÃO DO
GIRASSOL**

SEROPÉDICA
2026





UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO
DE JANEIRO
INSTITUTO DE TECNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
ENGENHARIA AGRÍCOLA E AMBIENTAL



BRUNO ANTONIO AUGUSTO FARIA CONFORTO

CARACTERIZAÇÃO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS AFLORADAS EM CAVAS DE
MINERAÇÃO DE AREIA E AVALIAÇÃO DO USO NA GERMINAÇÃO DO GIRASSOL

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Agrícola e Ambiental da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, como requisito parcial para a obtenção do grau de Mestre em Engenharia Agrícola e Ambiental, Área de concentração em Sistemas Agrícolas.

Orientador: Dr. Daniel Fonseca de Carvalho.

Coorientador: Dr. Nivaldo Schultz.

SEROPÉDICA
2026

Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro
Biblioteca Central/Central de Processamento Técnico

Ficha catalográfica elaborada
Com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

C748c Conforto, Bruno Antonio Augusto Faria, 2001-
CARACTERIZAÇÃO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS AFLORADAS EM
CAVAS DE MINERAÇÃO DE AREIA E AVALIAÇÃO DO USO NA
GERMINAÇÃO DO GIRASSOL / Bruno Antonio Augusto Faria
Conforto. - Seropédica, 2026.
96 f.: il.

Orientador: Daniel Fonseca de Carvalho.
Coorientador: Nivaldo Schultz.
Dissertação(Mestrado). -- Universidade Federal
Rural do Rio de Janeiro, Mestrado em Engenharia
Agrícola e Ambiental, 2026.

1. Qualidade da água. 2. Recursos Hídricos. 3.
irrigação. I. Carvalho, Daniel Fonseca de, 1968-,
orient. II. Schultz, Nivaldo, -, coorient. III
Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. Mestrado
em Engenharia Agrícola e Ambiental. IV. Título.

É permitida a cópia parcial ou total desta Dissertação, desde que seja citada a fonte

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

**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AGRÍCOLA E
AMBIENTAL**

BRUNO ANTONIO AUGUSTO FARIA CONFORTO

**CARACTERIZAÇÃO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS AFLORADAS EM CAVAS DE
MINERAÇÃO DE AREIA E AVALIAÇÃO DO USO NA GERMINAÇÃO DO GIRASSOL**

Dissertação submetida como requisito parcial para
obtenção do grau de Mestre no Programa de Pós-
graduação em Engenharia Agrícola e Ambiental,
Área de concentração em Sistemas Agrícolas.

Dissertação aprovada em 29 de Maio de 2026.

BANCA EXAMINADORA:



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
SISTEMA INTEGRADO DE PATRIMÔNIO, ADMINISTRAÇÃO E
CONTRATOS

FOLHA DE ASSINATURAS

ATA Nº 97ª ATA DE DEFESA DE DISSERTAÇÃO DE BRUNO ANTONIO/2026 - PPGEAAMB
(12.28.01.00.00.00.40)
(Nº do Documento: 2153)

(Nº do Protocolo: NÃO PROTOCOLADO)

(Assinado digitalmente em 01/06/2026 16:56)
DANIEL FONSECA DE CARVALHO
PROFESSOR DO MAGISTERIO SUPERIOR
DEPTOENG (12.28.01.00.00.00.44)
Matricula: ###245#8

(Assinado digitalmente em 02/06/2026 09:51)
HENRIQUE VIEIRA DE MENDONCA
PROFESSOR DO MAGISTERIO SUPERIOR
DEPTOENG (12.28.01.00.00.00.44)
Matricula: ###331#3

(Assinado digitalmente em 02/06/2026 08:42)
BRUNO ANTONIO AUGUSTO FARIA CONFORTO
DISCENTE
Matricula: 2025#####0

(Assinado digitalmente em 01/06/2026 11:52)
CARLOS RODRIGUES PEREIRA
ASSINANTE EXTERNO
CPF: ###.###.126-##

Visualize o documento original em <https://sipac.ufrj.br/documentos/> informando seu número: **2153**, ano: **2026**,
tipo: **ATA**, data de emissão: **01/06/2026** e o código de verificação: **51435f54d2**

Ao meu avô,
Antonio Augusto Faria.

AGRADECIMENTOS

Uma década atrás, eu jamais teria imaginado chegar ao mestrado, ainda mais em uma universidade de tamanha tradição na minha área como é a Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, à qual sou extremamente grato e pretendo honrar os títulos que me forneceu.

Tudo isso só foi possível graças àqueles que estiveram ao meu lado ao longo de toda minha vida, fornecendo todas as bases para que eu pudesse me dedicar com afinco aos estudos, minha família. Além de muito amor, aprendizado e um pouco de estresse também, minha família me deu exemplos que me tornaram quem eu sou hoje, especialmente daquele que foi meu pai, meu avô, Antonio Augusto Faria.

Deixo registrado os meus agradecimentos ao cuidado e amor da minha mãe e avó materna, Cleonice do Nascimento Faria e Lúcia do Nascimento Faria, e aos meus irmãos, Miguel, Daniela e Gabriela, que são meus maiores companheiros. Além disso, agradeço à minha parceira, Ana Paula Figueiredo de Souza, que desde a minha graduação esteve ao meu lado durante os momentos difíceis, me incentivando a fazer o meu melhor e tornando minha vida mais bela com seu carinho e amor.

Sou grato também ao apoio dos irmãos Vitor e Beto que se disponibilizaram e permitiram a condução dessa pesquisa no areal. Além disso, as instituições FAPERJ e CAPES pelo apoio financeiro. Agradeço pelo apoio de todos durante essa jornada, especialmente os companheiros do GPASSA.

Por fim, agradeço aos meus orientadores, Daniel Fonseca de Carvalho e Nivaldo Schultz, que tornaram esse trabalho possível e contribuíram imensamente para minha evolução acadêmica, além de se dedicarem arduamente em trazer melhorias para a universidade, sempre trabalhando com afinco e paixão.

RESUMO

CONFORTO, Bruno Antonio Augusto Faria. **Caracterização de águas subterrâneas afloradas em cavas de mineração de areia e avaliação do uso na germinação do girassol**. 2026. 96. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola e Ambiental) – Programa de pós-graduação em Engenharia Agrícola e Ambiental, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, 2026.

O mundo enfrenta crises hídricas recorrentes, tornando o uso de fontes alternativas de águas uma estratégia fundamental para a sustentabilidade hídrica. Concomitante, a intensa mineração de areia, especialmente na região de Seropédica-Itaguaí-RJ, tem gerado extensas lagoas em cavas abandonadas mundialmente, criando reservatórios com volume significativo que carecem de um uso. Portanto, este estudo propõe uma abordagem para a agricultura sustentável e a transição energética. O objetivo geral é avaliar o potencial de uso das águas subterrâneas afloradas em cavas de areia (ACA) na irrigação e no cultivo de uma espécie bioenergética, o girassol (*Helianthus annuus* L.). A metodologia do estudo é dividida em duas etapas principais. Na primeira, será realizada a caracterização físico-química da ACA, coletada bimensalmente em cavas ativas e inativas. As amostras foram analisadas para determinar parâmetros como pH, condutividade elétrica, sólidos dissolvidos totais, e as concentrações de macro e microelementos, incluindo metais pesados. Com base nesses dados, a qualidade da ACA será classificada utilizando indicadores que consideram seus riscos e potenciais para o solo, planta e sistemas de irrigação. A segunda etapa consiste na avaliação da viabilidade de uso da ACA no crescimento inicial de plântulas de girassol e alface (*Lactuca sativa* L.), sendo esta última utilizada como indicador de fitotoxicidade, por meio de testes de germinação. Avaliaram-se a germinação, o Índice de Velocidade de Germinação, a morfometria das plântulas, massa e plântulas anormais, utilizando a ACA de diferentes cavas e água destilada. Os resultados evidenciaram um gradiente químico associado ao tempo de inatividade das cavas. A lagoa com maior período de inatividade apresentou as condições mais favoráveis para irrigação, caracterizadas por menor mineralização e menores concentrações de elementos potencialmente tóxicos. Por outro lado, as lagoas mais recentemente exploradas, especialmente a cava em atividade, apresentaram maior acidez e concentração de metais. Embora as ACA apresentem restrições químicas, essas águas foram capazes de sustentar relevante desempenho germinativo para o crescimento inicial das plântulas. Assim, conclui-se que as ACAs possuem potencial de uso agrícola, desde que submetidas a monitoramento químico contínuo e manejo específico.

Palavras-chave: Qualidade da água; recursos hídricos; irrigação; *Helianthus annuus* L.

ABSTRACT

Conforto, Bruno Antonio Augusto Faria. **Characterization of groundwater exposed in sand mining pits and evaluation of its use in sunflower germination**. 2026. 96. Dissertation (Master's in Agricultural and Environmental Engineering) – Postgraduate Program in Agricultural and Environmental Engineering, University Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, 2026.

The world faces recurring water crises, making the use of alternative water sources a fundamental strategy for water sustainability. Concomitantly, intense sand mining, especially in the Seropédica-Itaguaí-RJ region, has generated extensive lagoons in abandoned pits worldwide, creating reservoirs with significant volumes that lack utilization. Therefore, this study proposes an approach for sustainable agriculture and energy transition. The overall objective is to evaluate the potential use of groundwater exposed in sand pits (GSP) for irrigation and cultivation of a bioenergy species, sunflower (*Helianthus annuus* L.). The study methodology is divided into two main stages. In the first, the physicochemical characterization of the GSP, collected bimonthly in active and inactive pits, will be carried out. The samples were analyzed to determine parameters such as pH, electrical conductivity, total dissolved solids, and the concentrations of macro and microelements, including heavy metals. Based on this data, the quality of the GSP will be classified using indicators that consider its risks and potential for the soil, plant, and irrigation systems. The second stage consists of evaluating the viability of using GSP in the initial growth of sunflower and lettuce (*Lactuca sativa* L.) seedlings, the latter being used as an indicator of phytotoxicity, through germination tests. Germination, Germination Speed Index, seedling morphometry, mass, and abnormal seedlings were evaluated using GSP from different pits and distilled water. The results showed a chemical gradient associated with the inactivity time of the pits. The pond with the longest inactivity period presented the most favorable conditions for irrigation, characterized by lower mineralization and lower concentrations of potentially toxic elements. On the other hand, the more recently exploited ponds, especially the active pit, showed higher acidity and metal concentration. Although GSPs present chemical limitations, these waters were able to sustain significant germination performance for the initial growth of seedlings. Thus, it is concluded that GSPs have potential for agricultural use, provided they are subjected to continuous chemical monitoring and specific management.

Keywords: Water quality; water resources; irrigation; *Helianthus annuus* L.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO GERAL	8
1.1 Objetivo Geral	9
1.2 Objetivos Específicos	10
CAPÍTULO I	11
2 CAPÍTULO I: Caracterização química e dinâmica sazonal de águas de cavas de extração de areia para fins de irrigação.....	12
2.1 Introdução.....	14
2.2 Material e Métodos	15
2.2.1 Área de Estudo	15
2.2.2 Coleta e Análise da Água	20
2.2.3 Análise e Processamento de Dados	22
2.3 Resultados	23
2.4 Discussão	43
2.4 Conclusão	53
CAPÍTULO II.....	55
3 CAPÍTULO II: Uso de águas subterrâneas afloradas em cavas de mineração de areia: Uma estratégia sustentável para alcançar plântulas de girassol e alface de alto vigor.....	56
3.1 Introdução.....	57
3.2 Material e Métodos	58
3.2.1 Coleta e Caracterização da Água.....	58
3.2.2 Teste de germinação e vigor de sementes de girassol submetidas a água de cavas de extração de areia	59
3.2.3 Teste de sensibilidade em sementes de alface.....	61
3.2.4 Análise Estatística	61
3.3 Resultados e Discussão.....	62
3.4 Conclusão	70
4. CONCLUSÕES GERAIS.....	72
REFERÊNCIAS	73
APÊNDICE A – EQUAÇÕES DE CÁLCULO DOS PRINCIPAIS INDICADORES UTILIZADOS.....	83
APÊNDICE B - RESULTADOS ESTATÍSTICOS COMPLEMENTARES	84
APÊNDICE C - RESULTADOS QUÍMICOS E CARACTERIZAÇÃO DE CADA LAGOA	91
APÊNDICE D - CARACTERÍSTICAS DE CADA GRUPO FORMADO A PARTIR DO DENDROGRAMA	95

1 INTRODUÇÃO GERAL

A disponibilidade hídrica é uma das principais limitações na produção agrícola, especialmente sob o avanço das mudanças climáticas, com alterações nos padrões de chuva, aumento de temperaturas e maior frequência de estiagens (Farooq et al., 2023; Sinclair et al., 2012). Em muitas regiões em desenvolvimento, essa escassez tem impulsionado a demanda por fontes marginais de água, incluindo águas salinas, residuárias e águas superficiais não tratadas, como as encontradas em cavas de mineração de areia (Zaman et al., 2018). Tais fontes podem conter excesso de sais, poluentes orgânicos e metais pesados, representando riscos significativos ao desenvolvimento vegetal caso usadas na irrigação (Ali et al., 2019).

Concomitantemente à escassez hídrica, a exploração intensiva de recursos naturais, como a extração de areia, gera impactos ambientais. A areia é o segundo recurso natural mais utilizado no mundo (Rentier e Cammeraat, 2022), sendo empregada principalmente pela indústria da construção civil (Suykens et al., 2025). Entretanto, nem todos os depósitos arenosos apresentam características adequadas para esse fim, uma vez que sua utilização depende da composição mineralógica do material. No Distrito Areeiro de Seropédica-Itaguaí, os depósitos podem apresentar teores superiores a 80% de quartzo, característica que confere elevada qualidade à areia destinada à construção civil (Berbert, 2003).

No Brasil, a sua produção gerou mais de R\$17 bilhões em 2024, com cerca de 1,2 bilhão de toneladas extraídas (IBRAM, 2024). Apesar desse expressivo volume de produção, a areia apresenta baixo valor agregado por unidade de massa, fazendo com que os custos de transporte representem parcela significativa do preço final do produto, frequentemente entre um terço e dois terços do valor comercial (Ulsen et al., 2021). Dessa forma, a atividade tende a se concentrar próxima aos principais centros consumidores. Nesse contexto, o Distrito Areeiro de Seropédica-Itaguaí destaca-se por sua localização estratégica e facilidade de acesso à Região Metropolitana do Rio de Janeiro, um dos maiores mercados consumidores do país.

Especificamente no Distrito Areeiro de Seropédica-Itaguaí, localizado no estado do Rio de Janeiro, região sudeste do Brasil, a extração de areia se concentra nas várzeas, acarretando o afloramento do lençol freático, expondo essas águas a resíduos industriais e urbanos, além da oxidação e interação com sedimentos da mineração (Marques et al., 2008a; 2008b; 2010; 2012). Esse processo resulta na perda de qualidade da água e reduz suas possibilidades de uso (Tubbs et al., 2011).

De acordo com ANEPAC (2008), a mineração de areia nesta região surgiu como uma fonte alternativa de renda para os produtores rurais que arrendavam seus terrenos. No entanto,

após a exploração, os proprietários recebiam lagoas abandonadas, e atualmente o Distrito ostenta cerca de 900 ha em espelhos d'água, onde se observa a ocorrência de lagoas ácidas de minas, semelhantes às encontradas em outras áreas de mineração redor do mundo (Migaszewski et al., 2019; Williams et al., 2020; Sánchez-España et al., 2020; Acharya et al., 2020). Apesar disso, essas águas representem uma reserva hídrica estratégica, especialmente para a agricultura, incentivando a sustentabilidade das atividades agrícolas, típicas da região com pequenos produtores. (Luz e Almeida, 2011; Lira, 2019).

Em paralelo a essa oportunidade de reuso hídrico, a crescente demanda por biocombustíveis no Brasil oferece um cenário estratégico para a aplicação dessas águas. Biocombustíveis são produzidos a partir de fontes renováveis, como as culturas bioenergéticas, e podem ser utilizados para complementar ou substituir os combustíveis fósseis. O Brasil é considerado líder na indústria de biocombustíveis, com produção superior a 42 bilhões de litros em 2023, principalmente com uso da soja, cana-de-açúcar e milho (Nikas et al., 2022; EPE, 2024a). Contudo diferentes espécies e diversidade de produtores são essenciais para auxiliar na estabilidade da produção de biocombustíveis, reduzindo a dependência e flutuações de preços (EPE, 2024b). Dentre os programas de incentivo à produção e uso desses combustíveis, destaca-se o Selo Combustível Social, que garante a participação da agricultura familiar na cadeia produtiva do biodiesel, concedendo benefícios fiscais e comerciais, além do projeto de lei nº 5927 de 2023, em tramitação, que busca incluir incentivo à participação da agricultura familiar na cadeia de produção de biocombustíveis como um todo.

Nesse contexto, o estudo do uso desse recurso hídrico na irrigação é relevante não apenas para reduzir a demanda sobre águas de maior qualidade, mas também para incentivar o retorno e a sustentabilidade das atividades agrícolas na região. Adicionalmente, investigar o uso das águas de cavas de areia para o cultivo de espécies bioenergéticas, reforça a relevância dos pequenos produtores e da transição energética.

Portanto, o presente trabalho visa caracterizar o comportamento físico-químico das águas de cavas de areia em diferentes períodos analisando sua viabilidade para a irrigação e avaliar a possibilidade de uso dessas águas no cultivo de girassol.

1.1 Objetivo Geral

Avaliar o potencial de uso das águas subterrâneas afloradas em cavas de mineração de areia para irrigação, por meio de sua caracterização química e de bioensaios com girassol (*Helianthus annuus* L.) e alface (*Lactuca sativa* L.).

1.2 Objetivos Específicos

Caracterizar a qualidade físico-química das águas de diferentes cavas de areia e determinar sua aptidão para fins de irrigação.

Avaliar a germinação e o desempenho inicial de plântulas de girassol (*Helianthus annuus* L.) e de alface (*Lactuca sativa* L.) submetidas à água proveniente de diferentes cavas de extração de areia.

CAPÍTULO I

CARACTERIZAÇÃO QUÍMICA E DINÂMICA SAZONAL DE ÁGUAS DE CAVAS DE EXTRAÇÃO DE AREIA PARA FINS DE IRRIGAÇÃO

2 CAPÍTULO I: Caracterização química e dinâmica sazonal de águas de cavas de extração de areia para fins de irrigação

RESUMO

A mineração de areia, embora essencial para a construção civil e economicamente expressiva no Brasil, gera danos ambientais irreversíveis e extensas cavas de extração que, ao atingirem o lençol freático, transformam-se em grandes lagos artificiais. No Distrito Areeiro de Seropédica-Itaguaí (RJ), inserido sobre o estratégico Aquífero Piranema e na bacia do Rio Guandu, estima-se que a área inundada dessas cavas mais que dobrou entre 2010 e 2025. Diante do cenário de escassez hídrica e da necessidade de revitalização da vocação agrícola regional, este estudo teve como objetivo caracterizar a água de cavas de areia e avaliar sua viabilidade de uso agrícola. Foram realizadas seis campanhas bimensais em diferentes lagoas, com análise de parâmetros físico-químicos (pH, Condutividade elétrica (CE), sólidos dissolvidos totais (SDT), íons e metais) e aplicação de indicadores de qualidade e risco. Foram utilizados índices de sodificação e permeabilidade (razão de adsorção de sódio, razão de Kelly e índice de permeabilidade), salinidade e alcalinização (salinidade potencial, Carbonato de sódio residual, CE) e risco de obstrução de emissores (SDT) e diagramas de classificação (Wilcox e U.S.S.L.). Adicionalmente, a estabilidade e o potencial corrosivo/incrustante da água foram avaliados pelos índices de Langelier, Ryznar, Larson-Skold, Agressividade e razão de massa de cloreto e sulfato. A interpretação dos mecanismos geoquímicos foi auxiliada pelos diagramas de Piper e Gibbs. Os resultados indicam que a composição da água é controlada predominantemente por processos de interação água-rocha, associados à oxidação de sulfetos em sedimentos previamente reduzidos, estabelecendo um gradiente entre águas ácidas e mais mineralizadas e águas alcalinas. Apesar da classificação favorável quanto à sodicidade (RAS, %Na) e aos diagramas clássicos (USSL e Wilcox), foram identificadas limitações relevantes relacionadas ao pH ácido, elevadas concentrações de Mn e Cd e alto potencial corrosivo, especialmente nas lagoas mais recentemente perturbadas. A lagoa com maior período de inatividade apresentou condições mais estáveis, com pH alcalino, menor mineralização e menores concentrações de metais, configurando a melhor adequação relativa para uso em irrigação, embora ainda com restrições. A variabilidade temporal refletiu oscilações associadas ao balanço hídrico, sem alteração da estrutura química fundamental. Os resultados evidenciam que a avaliação da aptidão para irrigação em ambientes de mineração deve ir além dos índices clássicos,

incorporando controles geoquímicos sobre acidez, mobilidade de metais e corrosividade, fundamentais para o uso seguro e sustentável dessas águas.

Palavras-chave: Sustentabilidade hídrica, recursos hídricos, qualidade da água.

2.1 Introdução

Independente da forma de extração, a mineração de areia gera danos irreversíveis ao meio-ambiente, proporcionando impactos e grandes conflitos com todos os objetivos de desenvolvimento sustentável propostos pela ONU (Rangel-Buitrago et al., 2023). A areia é o segundo recurso natural mais utilizado no mundo (Rentier e Cammeraat, 2022), e somente no Brasil, a sua produção gerou mais de R\$17 bilhões em 2024, com cerca de 1,2 bilhão de toneladas extraídas (IBRAM, 2024), cujo mercado consumidor é representado majoritariamente pela construção civil (Suykens et al., 2025).

No estado do Rio de Janeiro, onde se localiza a segunda maior metrópole do Brasil, a extração de areia se concentra nas várzeas, sendo o distrito Areeiro de Seropédica-Itaguaí o seu principal representante (Marques, 2010). A região já chegou a produzir mais de 6.000.000 m³ de areia anualmente (Schueler et al., 2020), deixando um legado de degradação. Além disso, por meio de levantamento realizado com imagens dos satélites Landsat 5 e Sentinel 2 estima-se que a superfície líquida nas cavas variou de 428,5 ha em 2010, para 903,5 ha em 2025, acumulando dezenas de milhões de litros de água.

Historicamente, a região de Seropédica já se destacou pela produção agropecuária, marcadamente com o bicho da seda no século XIX, e mais recentemente com outras culturas como cana-de-açúcar, aipim e coco, impulsionada com a implementação de diversas instituições de produção em conhecimento agropecuário na região como Embrapa, Pesagro e Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro (UFRRJ) (Vianna, 2020). Contudo, a paisagem agrária passou por grandes transformações nas últimas décadas em função do arrendamento das propriedades para mineração.

De acordo com ANEPAC (2008), a mineração de areia nesta região surgiu como uma fonte de renda alternativa para os produtores rurais que arrendavam seus terrenos. No entanto, após a exploração, o que resta no terreno são extensas lagoas, conferindo à região a aparência de degradação e dificultando usos futuros. Luz e Almeida (2011) já questionavam o que fazer com as águas das cavas, afirmando que se caracterizam como um aquífero potencial, mas sem finalidade existente. Além disso, Lira (2019) propôs uma solução integrada com o uso das cavas de areia como reserva hídrica.

A constituição das águas nas cavas de extração de areia está associada à geologia da bacia e à composição mineralógica dos sedimentos, com acidificação de origem semelhante à drenagem ácida de minas de minérios, mas com menor quantidade e diversidade de espécies dissolvidas devido à mineralogia do aquífero Piranema (Marques et al., 2008). O histórico

geológico da região, similar a manguezais e pântanos, favorece a acumulação de matéria orgânica e formação de espécies de sulfetos (Tubbs et al., 2011). Quando exposta à atmosfera, a areia se oxida produzindo ácido sulfúrico, que reduz o pH, acelerando o intemperismo e liberando elementos tóxicos nas cavas (Marques et al., 2010). A exposição dessas águas a resíduos industriais e urbanos, além da oxidação e interação com sedimentos da mineração resultam na perda de qualidade da água, reduzindo suas possibilidades de uso (Tubbs et al., 2011). No entanto, uma vez que a cava esteja inundada, a oxidação de sulfetos é limitada pela baixa disponibilidade de oxigênio, o que ressalta a relevância do estudo da qualidade da água em diferentes tempos de inatividade para identificar seu potencial de reuso.

Em paralelo a essa abundância hídrica, o constante aumento da demanda por água atrelada as mudanças climáticas e intensificação da escassez hídrica estão se tornando uma ameaça ao desenvolvimento sustentável da sociedade (Getirana et al., 2021). A agricultura irrigada é o setor com maior demanda por água doce, e ao contrário de outros setores, permite o uso de águas de menor qualidade. Nesse cenário, fontes não convencionais de água, como a presente nas cavas de areia, ganham relevância pelo seu potencial de uso, sendo uma opção eficaz para reduzir os impactos ambientais, custos e a energia envolvidos na gestão dos recursos hídricos (Takeuchi e Tanaka, 2020).

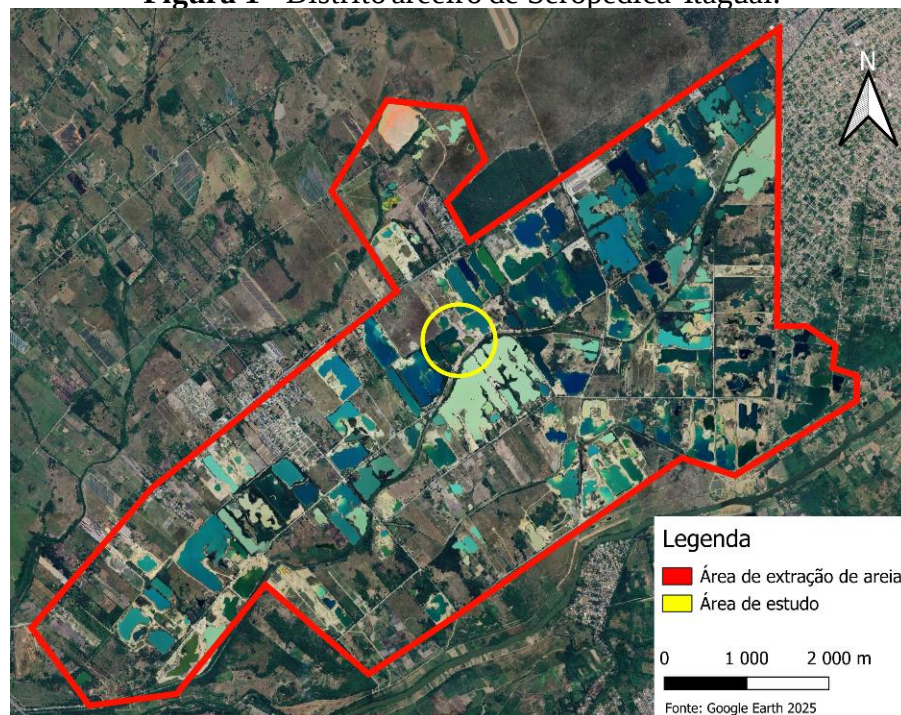
Portanto, no sentido de contribuir na redução da demanda sobre águas de maior qualidade, além de incentivar o restabelecimento do potencial das atividades agrícolas na região, o objetivo desse estudo foi caracterizar a água de cavas de areia e sua viabilidade de uso na irrigação.

2.2 Material e Métodos

2.2.1 Área de Estudo

O Distrito Areeiro de Itaguaí-Seropédica (Figura 1), se localiza entre os municípios de Seropédica e Itaguaí, na bacia hidrográfica do rio Guandu (Região Hidrográfica II do PERHI – RJ) (PERHI – RJ, 2014).

Figura 1 - Distrito areeiro de Seropédica-Itaguaí.

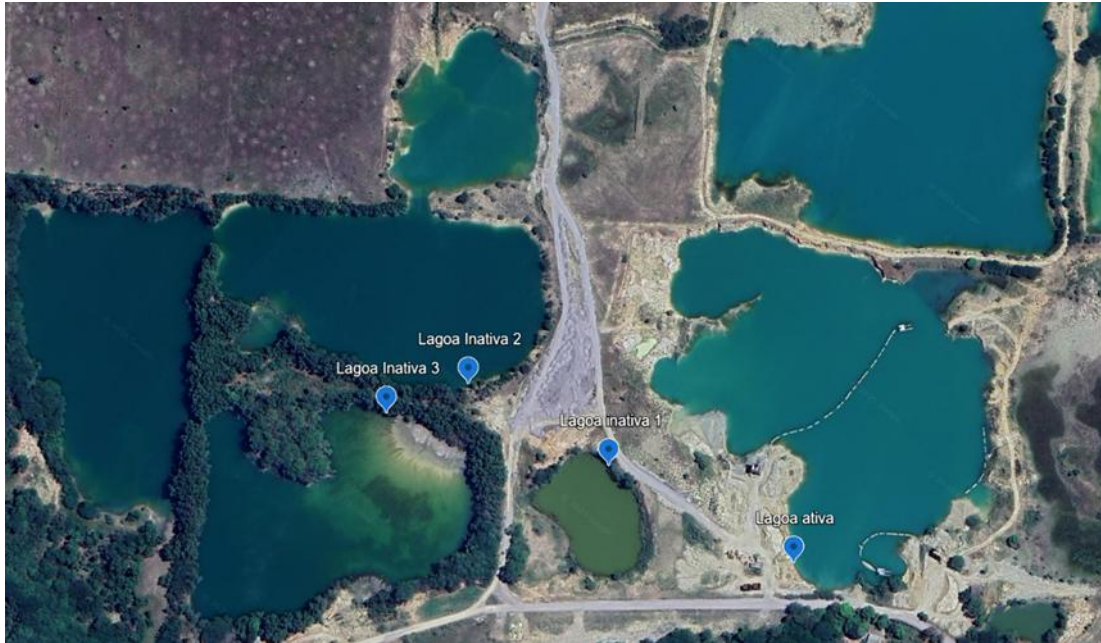


Elaborado pelo próprio autor.

O estudo focou em quatro cavas de extração de areia do distrito, três lagoas desativadas e uma lagoa em atividade (Figura 2). As Lagoas Inativas 1 ($22^{\circ}49'53,1''\text{S}$; $43^{\circ}41'24,3''\text{W}$), 2 ($22^{\circ}49'53,7''\text{S}$; $43^{\circ}41'30,3''\text{W}$) e 3 ($22^{\circ}49'56,2''\text{S}$; $43^{\circ}41'32,5''\text{W}$) compartilham uma matriz de lavra comum iniciada em 1990. O encerramento das atividades e o isolamento da Lagoa 1 ocorreram em 1995. As Lagoas 3 e 2 foram desativadas em 2018, com a separação delas, e 2020, respectivamente, ressaltando-se que a Lagoa 2 mantém continuidade hidráulica com a frente de lavra da propriedade vizinha. Em oposto ao estágio de inatividade das demais, a Lagoa Ativa (Lagoa 4; $22^{\circ}49'51,9''\text{S}$; $43^{\circ}41'18,5''\text{W}$) mantém-se em exploração contínua desde 1987.

O processo de beneficiamento da areia nessa propriedade envolve o retorno do rejeito, frações finas e argilas, diretamente aos corpos d'água. Esse resíduo é também empregado na reestruturação dos taludes marginais. Há visível variação do nível de água nas cavas ao longo dos períodos secos e chuvosos, com relatos de mineradores de redução drástica do volume armazenado ou desaparecimento total do espelho d'água ao longo de décadas após o abandono das cavas. A cobertura vegetal das margens das lagoas é constituída por reflorestamento com espécies como leucena (*Leucaena leucocephala*), baba-de-boi (*Cordia superba*), acácia (*Acacia spp.*) e sabiá (*Mimosa caesalpinifolia*). As cavas servem, ocasionalmente, como pontos de dessedentação para bovinos e fauna local, como capivaras. Além disso, na Lagoa inativa 1 há população de quelônios (cágados) e peixes, ao passo que a Lagoa 3 apresenta piscicultura recreativa voltado à criação de tilápias.

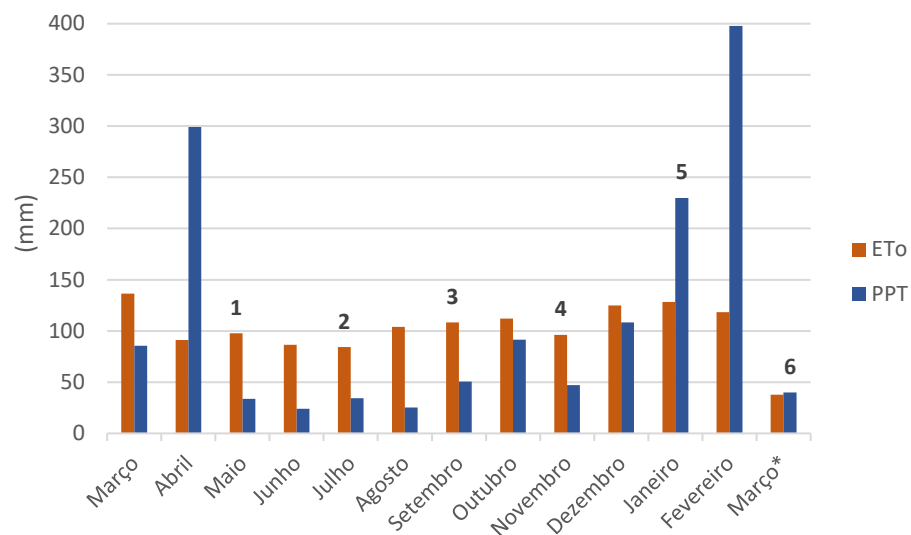
Figura 2 - Pontos de coleta das amostras.



Fonte: Google (2026).

O clima da região é classificado como Aw segundo Köppen, caracterizado por condições tropicais úmidas com estação seca no inverno, precipitação média anual de 1213 mm e temperatura média anual de 24,5°C, com chuvas concentradas entre novembro e março (Carvalho et al., 2006). Além disso, as informações de precipitação e evapotranspiração durante o período experimental, obtidas em estação meteorológica do INMET-Seropédica-Ecologia Agrícola (A601), são apresentadas na figura 3.

Figura 3 - Evapotranspiração (ETo) e Precipitação (PPT) de março de 2025 até a data da última coleta (11/03/2026 *).



1, 2, 3, 4, 5 e 6 indicam os meses da primeira, segunda, terceira, quarta, quinta e sexta coleta, respectivamente. Elaborado pelo próprio autor.

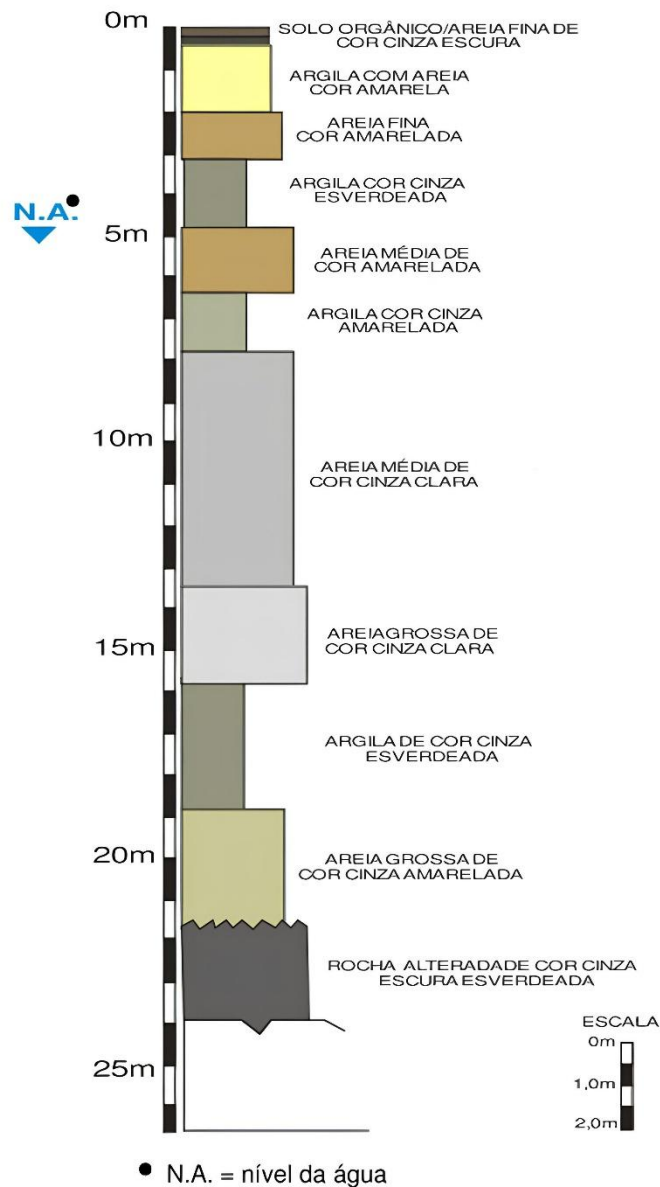
Do ponto de vista geológico, a área de estudo insere-se na Bacia Sedimentar de Sepetiba, composta por depósitos quaternários inconsolidados, de ambiente aluvionar (fluvial, flúvio-marinho e flúvio-lacustre), que se sobrepõem ao arcabouço cristalino pré-cambriano (Marques et al., 2012). A região localiza-se em uma extensa planície associada à Baixada de Sepetiba, caracterizada por altitudes variando entre 0 e 10 m acima do nível do mar, onde predominam amplas planícies de inundação dos rios Guandu e da Guarda, que desaguam na Baía de Sepetiba (Lira, 2019). A ampla extensão dessa bacia favorece o espalhamento das águas dos diversos rios e córregos que drenam a região, contribuindo para a atenuação do potencial erosivo, bem como para o controle e a redistribuição da água e dos sedimentos provenientes das partes mais elevadas.

O extenso acúmulo de sedimentos da região compõe o Sistema Aquífero Piranema, caracterizado por Berbert (2003) como uma unidade sedimentar composta por areias e argilas intercaladas com matéria orgânica, apresentando composição mineralógica predominantemente quartzo-feldspática e natureza arenosa e porosa (Figura 4). A extensão mapeada deste sistema aquífero é de aproximadamente 350 km², com níveis de água rasos, geralmente variando entre 2 e 3,5 m de profundidade, o que o torna um importante reservatório estratégico de água subterrânea para a região (Marques et al., 2012).

Os areais do Distrito localizam-se em uma zona onde a extensão lateral do aquífero é ampla, sendo considerado de natureza livre, cuja área de recarga corresponde à própria superfície do terreno. De modo geral, esses aquíferos rasos e livres não são totalmente individualizados, sendo frequentemente considerados parte de um sistema aquífero fraturado. Desse modo, há fortes indícios de continuidade lateral e intercomunicação entre os diferentes sistemas aquíferos, o que sugere a existência de uma rede integrada de fluxo subterrâneo na região (Marques, 2006).

Do ponto de vista hidrogeológico, o distrito areeiro de Seropédica-Itaguaí está inserido na bacia do rio Guandu, principal fonte de abastecimento de água do estado, e sobre o Aquífero Piranema, um dos três principais aquíferos porosos do Estado (Rios; Berger, 2002; Bianco et al., 2022). O distrito areeiro constitui a principal área de ocorrência desse aquífero, o qual desempenha papel fundamental na manutenção do fluxo de base do rio Guandu, apresentando disponibilidade hídrica subterrânea estimada em 1,6 m³s⁻¹ (Marques et al. 2010).

Figura 4 - Testemunho mostrando o perfil sedimentográfico da região.



Fonte: Lira (2019) modificado.

Entretanto, o bombeamento contínuo de água pela ETA Guandu, aliado à exposição do lençol freático devido à abertura das cavas de mineração de areia e à alta taxa de evapotranspiração, especialmente durante o período seco, provoca grandes oscilações do nível de água subterrâneo (Marques et al. 2010). Esse fenômeno pode comprometer tanto a manutenção do fluxo de base do Rio Guandu quanto a qualidade e quantidade da água utilizada pela população local.

Considerando a dependência estrutural da Região Metropolitana do Rio de Janeiro em relação às águas do rio Guandu, especialmente após a transposição do rio Paraíba do Sul, e os riscos de acidentes ambientais, o aquífero representa uma fonte alternativa potencial, podendo

ser utilizado emergencialmente em períodos de escassez hídrica ou contaminação dos sistemas convencionais (Marques, 2010).

2.2.2 Coleta e Análise da Água

As amostras de água de cavas de areia (ACA) foram coletadas em quatro lagoas situadas no distrito areeiro de Seropédica-Itaguaí, RJ (Figura 2), por meio de seis campanhas bimestrais iniciadas em maio. A amostragem foi conduzida conforme os protocolos da CETESB e ANA (2023) e da ABNT (1987), com garrafas de polietileno, adentrando cerca de 1m das margens das cavas, a profundidade de 20 cm e análises em triplicata.

O material coletado foi acondicionado em bolsas térmicas com gelo reciclável e transportado aos laboratórios dos Departamentos de Engenharia (Laboratório de Bioenergia & Tecnologias Ambientais – LABTec, do Grupo de Pesquisa em Microalgas e Interfaces - GPMI) e de Solos (Laboratório de Estudo das Relações Solo-Planta (LSP) e Laboratório de Manejo e Conservação do Solo e da Água (LMCSA) da UFRRJ, onde permaneceu sob refrigeração até a realização das análises, conforme APHA (2017).

Em campo, realizaram-se as medições de temperatura e Sólidos Dissolvidos Totais (SDT) com medidor multiparâmetro portátil (EZ-9909SP). Em laboratório, os valores de pH e condutividade elétrica (CE) foram determinados utilizando medidor de pH (DM22, Digimed) e condutivímetro (CD-4301, Lutron), respectivamente. Os teores de ferro (Fe), manganês (Mn), zinco (Zn), cobre (Cu), crômio (Cr), cádmio (Cd), cobalto (Co), chumbo (Pb), níquel (Ni), alumínio (Al), cálcio (Ca) e magnésio (Mg) foram determinados por espectrometria de absorção atômica com chama (SpectrAA-55B; Varian), enquanto o nitrato (NO_3^-) e o sulfato (SO_4^{2-}) foram mensurados por espectrofotometria (DR3900, Hach). As concentrações de sódio (Na^+) e potássio (K^+) foram obtidas por fotometria de chama (DM62, Digimed).

Quanto às análises titulométricas, determinou-se o teor de cloretos (Cl^-) via nitrato de prata com indicador cromato de potássio, a dureza total com EDTA e negro de eriocromo-T, e a alcalinidade total mediante titulação com ácido sulfúrico e indicador misto de verde de bromocresol e vermelho de metila. Os valores de bicarbonato (HCO_3^-) e carbonato (CO_3^{2-}) foram mensurados conforme APHA-4500D (2017).

A caracterização química das lagoas foi realizada com base nos parâmetros físico-químicos medidos, nos íons majoritários e em índices derivados. As equações de cálculo e os critérios de classificação seguiram formulações consagradas da literatura, com síntese dos intervalos de classificação na Tabela 1, equações são apresentadas de forma detalhada no apêndice A.

Tabela 1. Classificação dos indicadores utilizados.

Índice	Classificação	Referência
DT	<75(mole), 75-150 (moderadamente dura), 150-300 (dura), >300 (muito dura) mg/l de CaCO ₃	Sawyer; McCarty, 1967
RAS	<10 (baixo), 10–18 (moderado), 18-26 (alto), >26 (muito alto)	Richards, 1954
%Na	<20 (excelente), 20–40 (boa), 40–60 (permissível), 60-80 (duvidosa), >80 (Inadequada)	Wilcox, 1955
KR	<1 (adequada), >1 (inadequada)	Kelly, 1963
IP	>75% (excelente), 25–75% (boa), <25% (inadequada)	Doneen, 1964
CSR	<1.25 (excelente), 1.25–2.5 (permissível), >2.5 (inadequada)	Wilcox et al., 1954
RAM	<50% (adequada), >50% (inadequada)	Raghunath, 1987
SP	<3 (boa), 3–5 (moderada), >5 (inadequada)	Doneen, 1964
CE	<250 (excelente), 250–750 (boa), 750-2250 (duvidosa), >2250 (inadequada) µS/cm	Richards, 1954
SDT	<500 (sem impacto), 500–2000 (impacto moderado), >2000 (impacto severo) mg/L	Nakayama; Bucks, 1986
IL	<0 (corrosiva), >0 (incrustante)	Langelier, 1936
IR	<6 (incrustante), 6–7 (estável), >8 (corrosiva)	Ryznar, 1944
ILS	>1.2 (elevada corrosão)	Larson; Skold, 1958
IA	<10 (Altamente agressiva), 10–12 (agressividade moderada), >12 (não corrosiva)	Boualem; Egbueri, 2024; Gholizadeh et al., 2017
RMCS	>0.5 (corrosiva)	Niu; Nakada, 2015

A adequação da água para irrigação foi avaliada por meio de índices clássicos, incluindo razão de adsorção de sódio (RAS), porcentagem de sódio (%Na), razão de Kelly (KR), índice de permeabilidade (IP), carbonato de sódio residual (CSR), razão de adsorção de magnésio (RAM), salinidade potencial (SP) e condutividade elétrica (CE), utilizados para estimar riscos de sodificação, redução da permeabilidade do solo e salinização. Adicionalmente, foi avaliada com os diagramas de Wilcox e do U.S. Salinity Laboratory (USSL), permitindo integrar os efeitos de salinidade e sodicidade.

As variáveis do sistema carbonato (pH, alcalinidade total, HCO₃⁻ e CO₃²⁻) foram consideradas na interpretação do estado ácido-base das águas. Adicionalmente, a estabilidade e o potencial corrosivo foram inferidos por meio dos índices de Langelier (IL), de estabilidade de Ryznar (IR), de Larson–Skold (ILS), de agressividade (IA) e razão de massa cloreto/sulfato

(RMCS), que fornecem informações complementares sobre incrustação e corrosividade. Os padrões de mineralização foram avaliados a partir da Condutividade elétrica (CE), dos SDT, da dureza total (DT) e dos principais íons. Além disso, a classificação química e os mecanismos de controle geoquímico foram investigados por meio dos diagramas de Piper e Gibbs.

2.2.3 Análise e Processamento de Dados

Toda análise estatística foi realizada no programa R v. 4.4.3 (R Core Team, 2025) e diagramas foram gerados utilizando o programa Diagrammes v. 9.3 (Simler, 2025) com apoio de planilha eletrônica. Foi realizada análise descritiva dos dados das variáveis físico-químicas e dos índices calculados. Para as análises multivariadas, os dados foram padronizados (média = 0; desvio-padrão = 1). A normalidade multivariada foi avaliada pelo teste de Mardia, indicando assimetria e curtose multivariada ($p < 0,001$), indicando violação da normalidade.

Para reduzir a dimensionalidade e identificar os principais gradientes ambientais, aplicou-se a Análise de Componentes Principais (PCA) às 36 variáveis de qualidade da água. O balanço hídrico (BH) foi excluído dessa etapa por não apresentar variabilidade espacial dentro de cada época, bem como o crômio que não foi detectado em nenhuma lagoa. A retenção dos componentes baseou-se no scree plot e na análise paralela, sendo mantidos os três primeiros (PC1, PC2 e PC3). A contribuição das variáveis foi interpretada por meio dos loadings. Para fins de visualização e destaque das variáveis mais relevantes, foram representadas no biplot apenas as variáveis com contribuição combinada superior à média teórica ($100/36 \approx 2,78\%$) (Figura 1 Apêndice B), conforme ilustrado no biplot, mantendo-se todas as variáveis no cálculo dos componentes.

Com o objetivo de testar se a qualidade da água, resumida pelos três primeiros componentes principais, variou significativamente entre as épocas de coleta (fator intra sujeito), aplicou-se uma ANOVA de medidas repetidas separadamente em cada eixo (PC1, PC2 e PC3). O modelo adotou a Lagoa como unidade amostral e a Época como fator de medidas repetidas. Para identificar as diferenças específicas entre as épocas de coleta comparações múltiplas entre épocas foram realizadas para PC2 e PC3 por teste t Student pareado com ajuste de Bonferroni. A interação Lagoa $\times$ Época não pôde ser testada inferencialmente devido à ausência de replicação. Portanto, gráficos de perfil temporal foram construídos para cada PC, permitindo uma inspeção visual da possível interação. O tamanho do efeito foi estimado pelo *generalized eta squared (ges)*, utilizado para quantificar a proporção da variabilidade explicada pelo fator temporal nos modelos de medidas repetidas.

Os pressupostos foram verificados: a normalidade dos resíduos foi avaliada pelo teste de Shapiro Wilk (PC1: $p = 0,056$; PC2: $p = 0,245$; PC3: $p = 0,143$); a homogeneidade das variâncias entre épocas, pelo teste de Levene (PC1: $p = 0,999$; PC2: $p = 0,082$; PC3: $p = 0,511$); e a autocorrelação dos resíduos, pelo teste de Durbin Watson (PC1: $p = 0,888$; PC2: $p = 0,528$; PC3: $p = 0,812$). Gráfico de distribuição dos resíduos está disponível no apêndice B (Figura 2-4 Apêndice B)

Em razão do reduzido número de lagoas e medidas repetidas, a estabilidade do teste de esfericidade de Mauchly foi comprometida. Considerando essa limitação, a interpretação dos efeitos intra-sujeitos foi baseada nas correções dos graus de liberdade de Greenhouse-Geisser, utilizando o limite inferior (0,2) minimizando possíveis inflacionamentos do erro tipo I. Além disso, visando controlar o mesmo tipo de erro, os p valores do efeito principal de Época foram ajustados pela correção de Bonferroni.

A similaridade entre as amostras foi avaliada por agrupamento hierárquico (método de Ward; distância euclidiana), utilizando os escores dos três primeiros componentes principais. Sendo a qualidade do dendrograma avaliada pela correlação cofenética ($r = 0,82$). A definição do número de grupos considerou o método do cotovelo (soma de quadrados intra-grupos) e estatística de lacuna (Gap statistic) indicando $k = 3$. Para caracterizar cada agrupamento, calcularam-se as médias padronizadas (em desvios padrão) das variáveis físico-químicas. As variáveis mais discriminantes foram identificadas com base na variabilidade das médias entre grupos, sendo consideradas mais relevantes aquelas que apresentaram maior contraste entre os agrupamentos.

A estrutura de interdependência entre as variáveis, incluindo o balanço hídrico (BH), foi avaliada por meio da correlação de Spearman, escolhida por sua robustez à ausência de normalidade multivariada. Para a visualização, utilizaram-se mapa de calor (heatmap) e gráfico de redes. Dado o elevado número de pares testados, os coeficientes de correlação foram interpretados prioritariamente com base em sua magnitude, evitando-se a sobreinterpretação de associações fracas ainda que formalmente significativas.

2.3 Resultados

A estatística descritiva das variáveis físico-químicas e dos índices de irrigação, calculada a partir das seis campanhas bimensais, está sumarizada na Tabela 2, e a respectiva classificação e comparativo aos limites estabelecidos pela FAO (2023) são apresentados na Tabela 3. Valores individuais por coletas de cada lagoa podem ser conferidos no apêndice C.

Tabela 2. Caracterização média das cavas de extração de areia ao longo das 6 coletas.

Parâmetro	Unidade	Lagoa Inativa 1	Lagoa Inativa 2	Lagoa Inativa 3	Lagoa Ativa
Temperatura	°C	24,9±3,95	25,8±3,92	25,2±3,99	25,7±3,97
CE	mS/cm	0,305±0,0271	0,480±0,121	0,514±0,06	0,512±0,076
pH	-	7,72±0,45	4,25±0,33	4,42±0,31	4,00±0,12
SDT	mg/L	153±11,9	238±58,4	256±29,5	255±35,8
Dureza Total	mg/L CaCO ₃	108±55	133±38,6	132±26,7	104±12,9
Alcalinidade Total	mg/L CaCO ₃	52,5±25	7±11,3	5,50±8,67	3,33±6,41
Cl	mg/L	35,1±6,15	50±14,6	52,2±13,3	51,8±8,84
K	mg/L	10,7±1,62	7,35±2,01	7,80±1,26	7,28±1,14
Na	mg/L	28,5±11,8	39,0±12,8	38,2±9,44	43,1±9,21
Ca	mg/L	10,1±4,51	18,7±5,68	17,7±6,05	13,9±6,89
Mg	mg/L	7,64±3,92	8,95±2,48	10,6±5,07	8,53±5,01
Fe	mg/L	0,068±0,054	0,115	0,124±0,063	0,140
Mn	mg/L	0,073±0,05	1,17±0,44	1,23±0,39	0,95±0,25
Zn	mg/L	0,037±0,0195	0,159±0,028	0,151±0,045	0,134±0,03
Cu	mg/L	ND	0,004	ND	0,005
Cr	mg/L	ND	ND	ND	ND
Al	mg/L	1,3±0,65	0,62±0,66	0,80±0,61	0,56±0,55
Cd	mg/L	0,027±0,005	0,021±7×10 ⁻⁴	0,021±7×10 ⁻⁴	0,028±0,004
Co	mg/L	0,024±0,018	0,044±0,027	0,028±0,012	0,052±0,019
Pb	mg/L	0,39±0,40	0,34±0,29	0,38±0,39	0,35±0,26
Ni	mg/L	0,074±0,062	0,092±0,054	0,092±0,037	0,091±0,037
NO ₃ ⁻	mg/L	0,067±0,052	0,017±0,04	0,122±0,02	0,033±0,05
SO ₄ ⁻²	mg/L	5,2±2,23	25,5±5,32	25,8±3,66	29,7±5,28
HCO ₃ ⁻	mg/L	31,7±15	4,27±6,89	3,35±5,28	2,03±3,91
CO ₃ ⁻²	mg/L	0,26±0,21	ND	ND	ND
RAS	-	1,72±0,60	1,84±0,46	1,82±0,38	2,32±0,19
%Na	-	58,4±11,6	52,4±6,71	52,4±8,14	62,6±9,02
KR	-	1,27±0,59	1,01±0,22	1,03±0,32	1,51±0,43
CSR	-	-0,61±0,56	-1,64±0,45	-1,72±0,64	-1,36±0,69
IP	-	68,1±13	50,8±9,5	50,9±12,9	57,6±10,6
SP	-	1,04±0,18	1,67±0,44	1,74±0,39	1,61±0,60
RAM	-	55,8±10,2	44,2±7,24	48,6±10,5	50,3±11,6
IL	-	-1,04±0,73	-6,20±1,41	-6,13±1,31	-6,57±1,22
IR	-	9,83±1,09	16,7±2,51	16,7±2,31	17,1±2,40
ILS	-	85,9±28,1	755±177	780±154	815±116
IA	-	10,8±0,77	5,67±1,43	5,76±1,43	5,32±1,34
RMCS	-	7,70±3,06	1,98±0,59	2,02±0,52	1,79±0,46

Elaborado pelo próprio autor.

As quatro lagoas exibiram marcada heterogeneidade química. A Lagoa inativa 1 distinguiu-se por apresentar pH médio alcalino ($7,72 \pm 0,45$), enquanto as Lagoas inativas 2 e 3 e a lagoa ativa mantiveram-se consistentemente ácidas, com valores médios entre 4,00 e 4,42. A condutividade elétrica (CE) na Lagoa inativa 1 foi a menor do conjunto ($0,305 \pm 0,027 \text{ mS cm}^{-1}$), contrastando com as demais, que alcançaram médias entre 0,480 e $0,514 \text{ mS cm}^{-1}$. De forma coerente, os SDT também foram inferiores na Lagoa inativa 1 ($153 \pm 11,9 \text{ mg L}^{-1}$) em comparação às outras lagoas (238–256 mg L^{-1}).

Os ânions bicarbonato (HCO_3^-) e carbonato (CO_3^{2-}) foram detectados majoritariamente na Lagoa inativa 1, com AT média de $52,5 \text{ mg CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$ e HCO_3^- médio de $31,7 \text{ mg L}^{-1}$, ratificando seu caráter bicarbonatado. Ressalta-se que as Lagoas inativas 2 e 3 e a lagoa ativa também apresentaram AT em algumas coletas (médias entre 3,3 e $7,0 \text{ mg CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$), provavelmente associada a episódios de menor acidez, porém com valores muito inferiores aos da Lagoa inativa 1 e sem reflexo significativo na classificação geral. Por outro lado, cloreto (Cl^-) e sulfato (SO_4^{2-}) foram maiores nas Lagoas inativas 2 e 3 e na lagoa ativa, com teores médios de SO_4^{2-} cerca de cinco vezes superior ao da Lagoa inativa 1.

Tabela 3. Classificação a partir da média das coletas bimensais das cavas de extração de areia.

Parâmetro	Lagoa Inativa 1	Lagoa Inativa 2	Lagoa Inativa 3	Lagoa Ativa
CE		Boa		
¹ pH	Adequado	Inadequado	Inadequado	Inadequado
SDT		Sem Impacto		
Dureza		Moderadamente Dura		
Total				
¹ Cl		Sem Impacto		
¹ Na		Sem Impacto		
¹ Fe		Sem Impacto		
¹ Mn	Sem Impacto	Acima do Limite	Acima do Limite	Acima do Limite
¹ Zn		Sem Impacto		
¹ Cu		Sem Impacto		
¹ Cr		Sem Impacto		
¹ Al		Sem Impacto		
¹ Cd		Acima do Limite		
¹ Co	Sem Impacto	Sem Impacto	Sem Impacto	Acima do Limite
¹ Pb		Sem Impacto		
¹ Ni		Sem Impacto		
¹ HCO ₃ ⁻		Sem Impacto		
RAS		Baixo		
%Na	Permissível	Permissível	Permissível	Duvidosa
KR	Inadequada	Inadequada	Inadequada	Inadequada
CSR		Excelente		
IP		Boa		
SP		Excelente		
RAM	Inadequada	Adequada	Adequada	Inadequada
IL		Corrossiva		
IR		Corrossiva		
ILS		Corrossiva		
IA	Moderadamente Agressiva	Altamente Agressiva	Altamente Agressiva	Altamente Agressiva
RMCS		Corrossiva		

1 Classificação conforme FAO (2023). Elaborado pelo próprio autor.

As concentrações de sulfato observadas nas Lagoas inativas 2 e 3 e lagoa ativa foram substancialmente superiores às registradas para águas subterrâneas naturais da região por Barbosa (2005) e compatíveis com o enriquecimento descrito para lagoas de cava da Bacia de Sepetiba por Marques et al. (2008). Além disso, a concentração dos demais íons, quando presentes nos estudos, foi semelhante a observada por Leite et al. (2020) e Marques (2006, 2010) em águas de cavas de mineração do Distrito.

Com relação aos metais, verificou-se que o manganês (Mn) ultrapassou o limite recomendado pela FAO (Tabela 3) nas Lagoas inativas 2 e 3 e lagoa ativa (médias entre 0,95 e 1,23 mg L⁻¹), enquanto na Lagoa inativa 1 permaneceu abaixo do valor de referência (média de 0,073 mg L⁻¹). O cádmio (Cd), por sua vez, excedeu o limite em todas as lagoas, com teores médios próximos. O cobalto (Co) foi considerado acima do limite na Lagoa ativa, ao passo que nas Lagoas inativas, embora com média dentro do limite, apresentou oscilações que ocasionalmente se aproximaram ou excederam o valor de referência em algumas lagoas, especialmente na Lagoa inativa 2. Os demais metais analisados ou atenderam aos valores de referência ou não foram detectados.

Entre os índices de irrigação, a Razão de Adsorção de Sódio (RAS) e a %Na classificaram todas as águas como de baixa sodicidade, com exceção da Lagoa ativa, cuja %Na (62,6%) enquadrou-se na categoria "Duvidosa". Por outro lado, a Razão de Kelly (KR) foi inadequada em todas as Lagoas, enquanto o Carbonato de Sódio Residual (CSR) foi considerado excelente. A Razão de Adsorção de Magnésio (RAM) mostrou-se inadequada na Lagoa inativa 1 e na ativa. Esse conjunto de resultados indica baixo risco de sodificação por sódio, mas evidencia limitações associadas ao balanço entre cálcio e magnésio em algumas lagoas, o que pode afetar a estabilidade estrutural do solo em uso prolongado (Rawat et al., 2018).

A dureza total foi classificada como moderadamente dura em todas as lagoas, variando de 84 a 117 mg L⁻¹ como CaCO₃. É relevante notar que águas macias nem sempre são benéficas para as plantas, a faixa de dureza ideal é entre 50 e 150 mg/L. A partir de 300 mg/L, os riscos de depósitos foliares, danos a equipamentos de irrigação e entupimento de tubulações tornam-se consideráveis a longo prazo (Schiavon e Moore, 2021; Driss et al., 2024).

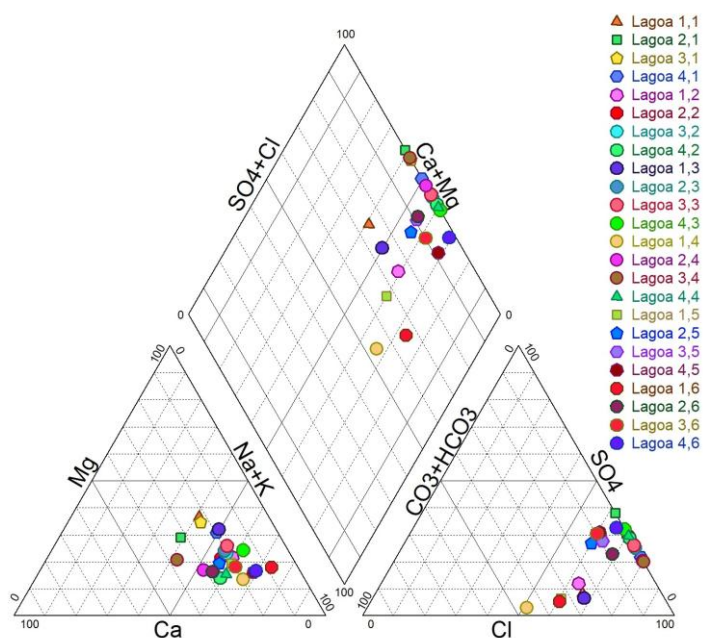
Os índices IL, IR, ILS, RMCS e IA, por sua vez, indicaram caráter corrosivo generalizado, com o Índice de Agressividade (IA) apontando condição moderadamente agressiva na Lagoa inativa 1 e altamente agressiva nas Lagoas inativas 2 e 3 e lagoa ativa. Esse comportamento está associado à combinação de baixa alcalinidade e maiores concentrações relativas de cloreto e sulfato, que favorecem perfurações (*pitting*) e reduz a vida útil dos

sistemas hidráulicos. Nessa condição, os íons cloreto tendem a destruir a película passiva do metal e promover furos pontuais, enquanto os íons sulfato podem acelerar o processo (Niu; Nakada, 2015).

O Diagrama de Piper (Figura 5) revelou uma assinatura química dominante do tipo cloretada sódica, com algumas cloretadas mistas. No vértice catiônico, as amostras concentraram-se no campo dos álcalis ($\text{Na}^+ + \text{K}^+$) a mistas (Lagoa Inativa 3 nas coletas 1 e 4; Lagoa Inativa 1 nas coletas 1 e 3; Lagoa Inativa 2 na coleta 1; e Lagoa Ativa na coleta 1), indicando uma predominância maior desses cátions sobre os alcalino-terrosos ($\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$). No vértice aniônico, observou-se agrupamento próximo ao polo do cloreto (Cl^-), com contribuição secundária de sulfato e bicarbonato, destacando o deslocamento das amostras da lagoa inativa 1 devido a menor concentração de cloreto e sulfato, além de tendência bicarbonatada.

O notável agrupamento coeso das amostras no losango central indica que, em termos de íons maiores, a classificação química fundamental é, apesar de oscilações, consistente ao longo do período amostrado. As amostras da Lagoa inativa 1 apresentam um sutil deslocamento em direção ao centro do losango, afastando-se ligeiramente do extremo cloretado sódico. Esse comportamento não decorre de um aumento relativo de Ca^{2+} e Mg^{2+} , mas principalmente da menor concentração de íons conservativos, especialmente Cl^- e SO_4^{2-} , associada a uma menor mineralização total.

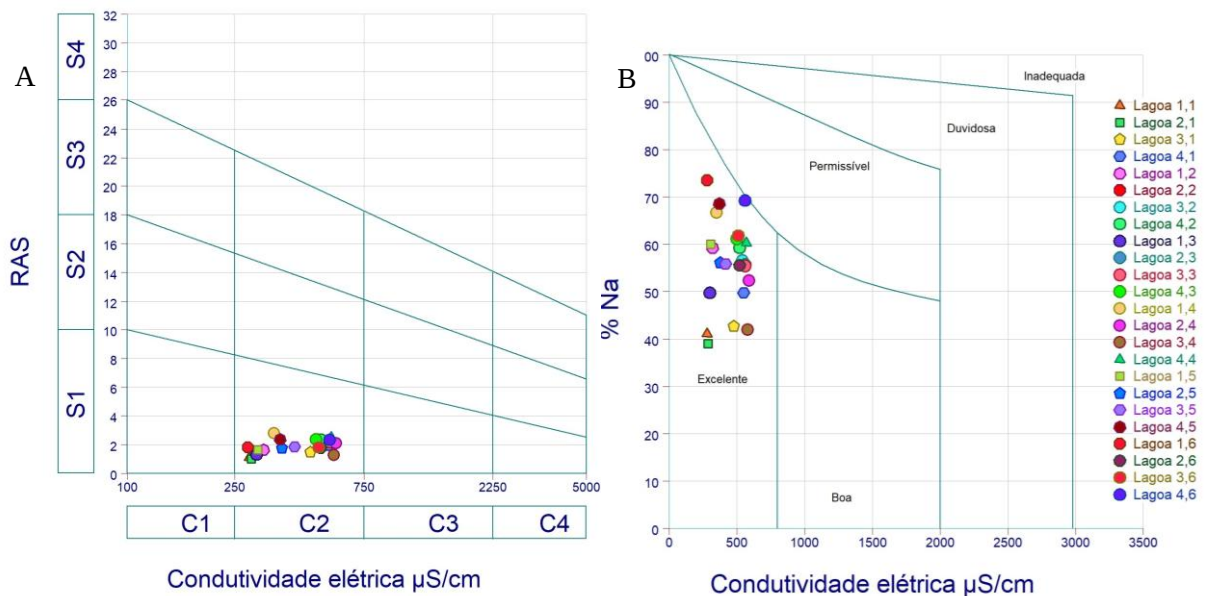
Figura 5 - Diagrama de Piper.



Elaborado pelo próprio autor.

No diagrama U.S.S.L (Figura 6A), todas as amostras foram classificadas na classe C2-S1, que corresponde a águas de salinidade média e baixo risco de sodificação. De forma complementar, o diagrama de Wilcox (Figura 6B) posicionou as amostras na classe excelente, confirmando que, apesar da dominância de sódio na composição iônica, o risco de degradação estrutural do solo é reduzido. Em conjunto, esses resultados indicam que a água pode ser utilizada para irrigação com restrições moderadas, especialmente em solos de drenagem limitada, nos quais o acúmulo gradual de sais pode tornar-se uma preocupação em longo prazo.

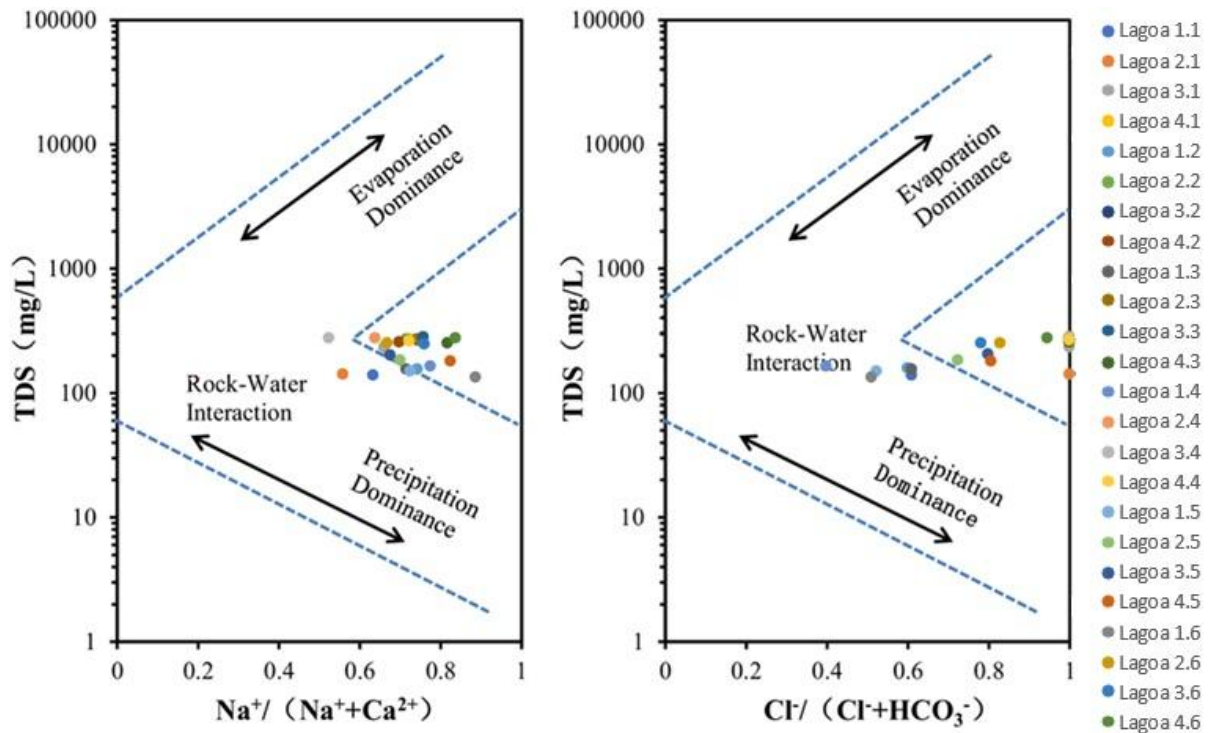
Figura 6 - Diagrama USSL (A) e Wilcox (B).



Elaborado pelo próprio autor.

Nos diagramas de Diagrama de Gibbs (Figura 7), todas as amostras situaram-se no campo de interação água-rocha, com valores médios de sólidos totais dissolvidos (TDS) entre 153 e 256 mg L⁻¹, afastados tanto do domínio da precipitação atmosférica (TDS muito baixos) quanto do domínio evaporativo (TDS elevados). Esse padrão indica que processos de dissolução mineral e interação com o substrato geológico constituem o principal mecanismo controlador da composição iônica nas lagoas. Considerando o contexto de cavas de mineração, essa assinatura é consistente com a exposição de superfícies minerais reativas, podendo ser intensificada pelo revolvimento do material e pelo contato água-sedimento. Apesar disso, processos de concentração iônica associados ao balanço hídrico podem atuar de forma secundária, modulando a intensidade das concentrações sem alterar o mecanismo geoquímico dominante.

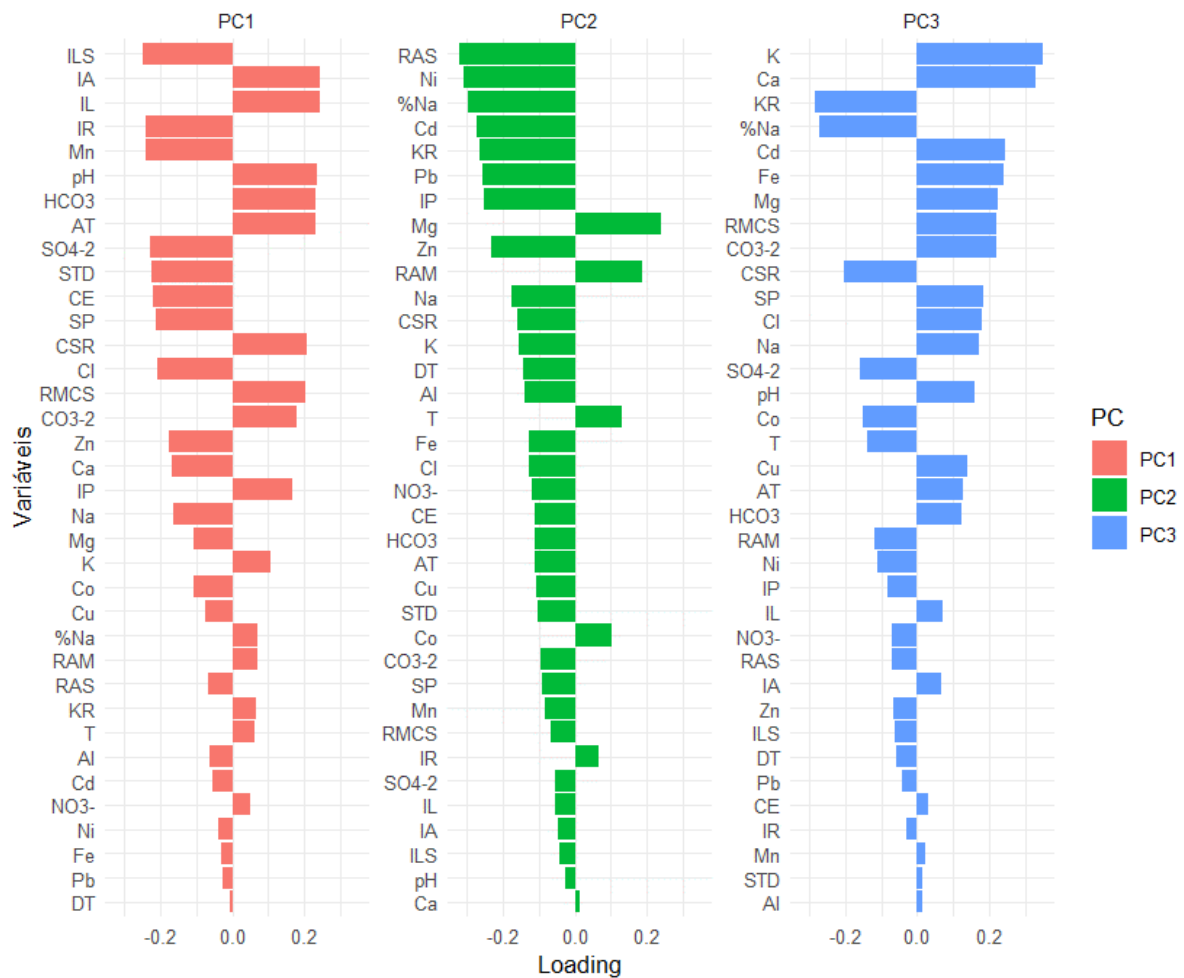
Figura 7 - Diagrama de Gibbs.



Elaborado pelo próprio autor.

A distinção entre os grupos manifestou-se predominantemente no eixo aniônico: as Lagoas inativas 2 e 3 e lagoa ativa apresentaram razão $\text{Cl}^-/(\text{Cl}^- + \text{HCO}_3^-)$ próxima de 1,0 durante as primeiras coletas, associada à baixa ou nula concentração de bicarbonato sob condições mais ácidas, enquanto a Lagoa inativa 1 exibiu valores menores ao longo de todas as coletas, indicando contribuição permanente e mais intensa de HCO_3^- . Essa diferença não desloca as amostras para fora do campo de interação água-rocha, mas evidencia um contraste geoquímico.

A PCA aplicada às 36 variáveis de qualidade da água (excluindo-se o balanço hídrico e Cr) revelou que os três primeiros componentes principais explicaram, conjuntamente, 68,21% da variabilidade total dos dados (PC1: 42,06%; PC2: 15%; PC3: 11,15%). A figura 8 apresenta graficamente os autovetores (*loadings*) em ordem decrescente de cada PC.

Figura 8 - Autovetores (*Loadings*) nos três primeiros Componentes principais.

Elaborado pelo próprio autor.

O PC1 representou o principal gradiente químico das lagoas, associado ao contraste entre águas bicarbonatadas alcalinas e águas mais mineralizadas e ácidas. As variáveis com maior contribuição positiva foram pH (0,23), AT (0,23), bicarbonato (0,23), carbonato (0,18), os índices de Langelier (0,24) e IA (0,24), o CSR (0,21) e a RMCS (0,20), e em menor escala K (0,10) e IP (0,16). No sentido oposto, destacaram-se com cargas negativas elevadas sólidos totais dissolvidos (-0,22), condutividade elétrica (-0,22), cloreto (-0,21), sulfato (-0,23), Mn (-0,24), salinidade potencial (-0,21), o IR (-0,24) e o ILS (-0,25). Esse eixo opõe, portanto, águas bicarbonatadas alcalinas de baixa salinidade a águas de maior mineralização salina e acidez, diferenciando causas da corrosão: a acidez e carga salina (IR e ILS) contra sub-saturação em carbonato de cálcio e elevada razão $\text{Cl}^-/\text{SO}_4^{2-}$ (IL, IA e RMCS).

O PC2 foi caracterizado principalmente pelo gradiente de sodicidade e enriquecimento em metais traço, contrapostos ao magnésio. Apresentaram cargas negativas expressivas a RAS (-0,32), a %Na (-0,30), a KR (-0,26) e o IP (-0,25), além de metais como Cd (-0,27), Pb (-

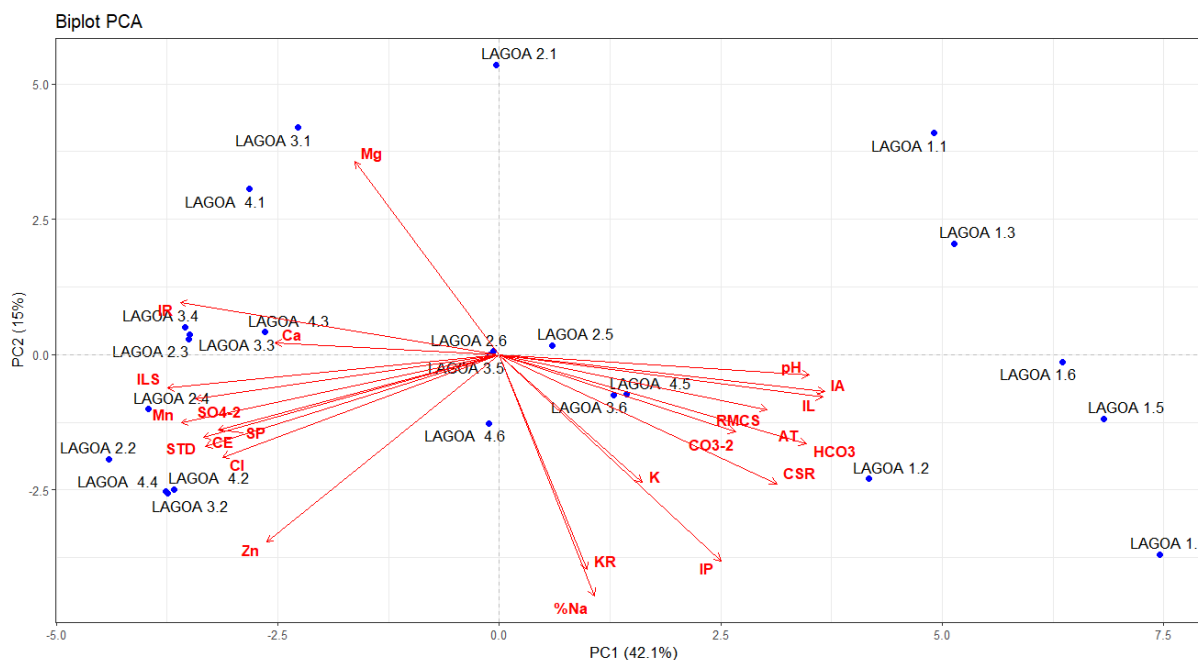
0,26), Ni (-0,31) e Zn (-0,23). Também contribuíram negativamente, em menor escala, Na (-0,18), K (-0,16) e Cl^- (-0,13). Em sentido oposto, Mg (0,24) e a RAM (0,19) exibiram cargas positivas, assim como a temperatura (0,13) e Co (0,10). Esse padrão indica um contraste entre águas com maior potencial de sodificação e águas relativamente mais magnesianas, nas quais o efeito dispersante do Na^+ tende a ser menos pronunciado, possivelmente relacionado a dinâmicas sazonais.

O PC3 representou um gradiente secundário associado ao balanço entre alcalinidade carbonatada, cátions dissolvidos e índices de sodificação. As maiores cargas positivas foram de K (0,35), Ca (0,33), Fe (0,24), Cd (0,24), carbonato (0,22) e Cl^- (0,18). Com sinal oposto, sobressaíram a %Na (-0,27), a KR (-0,28) e o CSR (-0,20). Esse padrão sugere que a variabilidade restante, após a remoção dos gradientes principais, opõe águas com maior contribuição de Ca, K e espécies carbonatadas a águas de caráter sódico mais pronunciado, possivelmente refletindo processos de curta duração e baixa intensidade, independente dos gradientes espacial e sazonal dominantes.

O biplot da Análise de Componentes Principais (Figura 9) apresenta a projeção das amostras no plano formado pelos dois primeiros componentes principais (PC1 e PC2), que juntos explicam 57,06% da variância total.

O biplot evidenciou separação consistente entre a Lagoa inativa 1 e as demais lagoas ao longo de PC1. As amostras das Lagoas inativas 2 e 3 e lagoa ativa concentraram-se fortemente nos valores negativos, com algumas amostras dispersas próximas da origem desse eixo, associadas principalmente a maiores valores de condutividade elétrica, sólidos totais dissolvidos, Cl^- , SO_4^{2-} e elementos traço como Mn e Zn, além dos índices de salinidade (SP, ILS). Em contraste, as amostras da Lagoa inativa 1 posicionaram-se consistentemente no lado positivo, correlacionando-se com variáveis do sistema carbonato (HCO_3^- , CO_3^{2-} , pH elevado e índices de alcalinidade (AT, IL, IA)), indicando menor mineralização salina e maior influência de processos alcalinizantes.

Ao longo de PC2, observou-se maior dispersão das amostras, com exemplares de uma mesma lagoa distribuindo-se em diferentes porções do eixo, sugerindo influência de fatores temporais. Notadamente, se destaca uma distinção entre amostras com maiores teores de Mg, eixo positivo, e aquelas com maiores teores de Na^+ , eixo negativo.

Figura 9 - Escores e vetores dos dois primeiros componentes principais.

Elaborado pelo próprio autor.

A ANOVA de medidas repetidas, aplicada separadamente aos três primeiros componentes principais, indicou que o efeito da época de coleta foi significativo para todos os componentes, com efeito altamente significativo para o PC2 e o PC3 (Tabela 4). Devido ao número reduzido de unidades amostrais e à ausência de replicação intra-temporal, os resultados inferenciais foram considerados principalmente como indicativos de tendências nos padrões de qualidade da água.

Tabela 4. Resultados da ANOVA de medidas repetidas para os três primeiros componentes principais.

Componente	η^2G	F (5,15)	p-Greenhouse-Geisser	p-Bonferroni*
PC1	0,162	7,62	0,0009647	0,0029
PC2	0,860	24,56	$9,98 \times 10^{-7}$	$2,9 \times 10^{-6}$
PC3	0,653	10,90	0,0001435	0,00043

* p após correção de Bonferroni.

Os elevados valores de η^2G para PC2 e PC3 indicam que parcela substancial da variabilidade desses gradientes químicos esteve associada à variação temporal entre as campanhas.

Diferenças específicas entre épocas para os escores de PC1, PC2 e PC3 estão apresentados no apêndice B (Tabela 1 Apêndice B). Para o PC1, o efeito global da Época foi significativo, mas nenhuma comparação pareada foi significativa a 5%, observando-se apenas uma tendência de diferença entre as Épocas 2 e 5 ($p=0,09$). No entanto, a ausência de

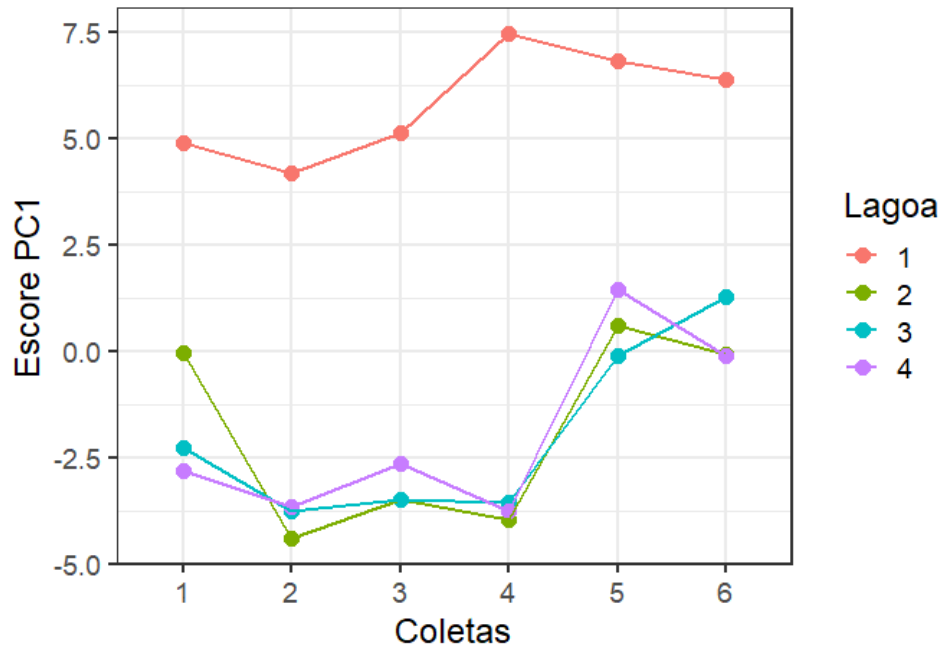
diferenças pareadas significativas para o PC1, apesar do efeito global significativo da época, provavelmente reflete a combinação entre o reduzido número amostral e o caráter conservador da correção de Bonferroni, que reduz o poder estatístico das comparações múltiplas. Desse modo, a convergência entre a significância global da ANOVA, as magnitudes de efeito (η^2G) e os padrões observados nos gráficos de perfil reforça a interpretação de que o PC1 apresentou variação temporal consistente, ainda que de menor intensidade que os demais componentes.

Para o PC2, a coleta 1 diferiu significativamente das coletas 2 ($p = 0,006$), 5 ($p = 0,016$) e 6 ($p = 0,005$), e apresentou tendência de diferença com a coleta 4 ($p = 0,096$). A coleta 2 também se diferenciou da coleta 6 ($p = 0,046$) e mostrou tendência com a coleta 3 ($p = 0,091$), as demais comparações não foram significativas. O elevado tamanho de efeito observado para esse componente ($\eta^2G = 0,860$), aliado ao maior número de contrastes significativos entre épocas, reforça que a variabilidade temporal do PC2 foi a mais pronunciada entre os componentes analisados. Além disso, esses resultados sugerem forte modulação desse gradiente pelo ciclo hidrológico, com a recarga inicial (Coleta 1) distinguindo-se da maior parte das épocas secas, enquanto a recarga final (Coleta 6) também se diferenciou do período de estiagem mais intensa (Coleta 2).

Para o PC3 (balanço carbonatado e cátions), observaram-se diferenças significativas entre as coletas 3 e 4 ($p = 0,018$) e entre as coletas 4 e 6 ($p = 0,034$), com uma tendência entre as coletas 2 e 4 ($p = 0,088$). Diferentemente do PC2, o PC3 não exibiu um padrão sazonal claramente definido, e suas variações temporais parecem responder a eventos pontuais, particularmente durante a transição seca-chuvosa (Coleta 4), sem evidência de uma progressão contínua ao longo das coletas.

Os escores dos componentes principais ao longo das seis coletas permitiram avaliar a estabilidade temporal dos gradientes identificados na PCA (Tabela 2 Apêndice). O PC1 (Figura 10) apresentou um padrão predominantemente espacial, com a Lagoa inativa 1 mantendo escores positivos em todas as campanhas (4,90 a 7,45) e exibindo menor amplitude de variação, enquanto as Lagoas inativas 2 e 3 e lagoa ativa apresentaram trajetórias amplamente similares: permaneceram no domínio negativo durante as primeiras quatro a cinco campanhas e migraram para valores positivos nas últimas. A Lagoa inativa 3 constituiu uma exceção pontual em relação às lagoas ácidas, com aumento da quinta para a sexta coleta. A Lagoa inativa 1 também se diferenciou pela tendência temporal, seus escores cresceram entre a terceira e a quarta coleta e declinaram a partir da quarta, comportamento oposto ao das lagoas ácidas.

Figura 10 - Escores da PC1 ao longo das coletas para as quatro lagoas.



Elaborado pelo próprio autor.

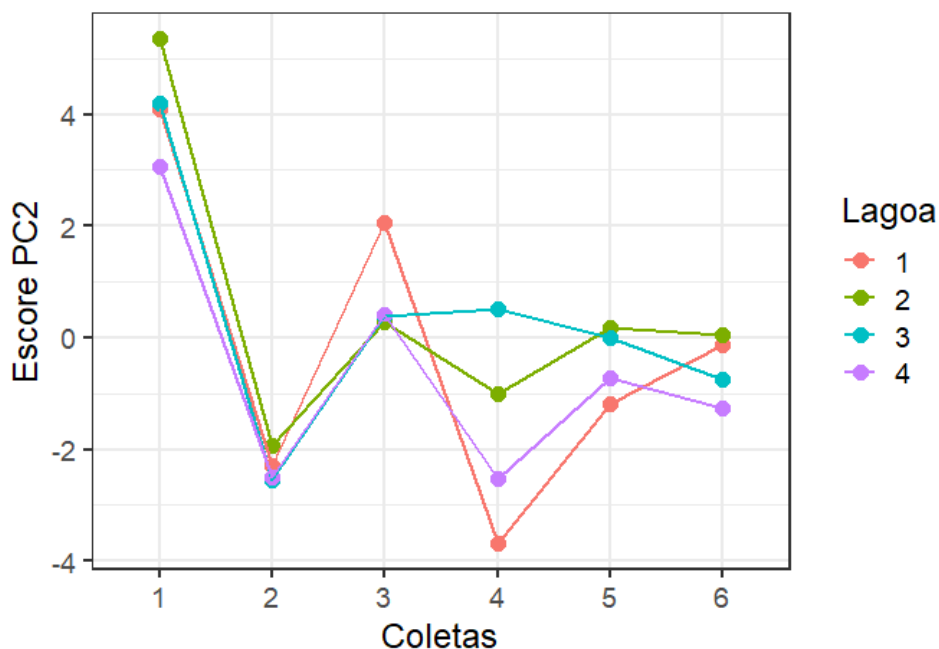
Essa separação persistente indica que o gradiente de salinidade/alcalinidade constitui uma característica estrutural do sistema, com diferenças expressivas entre as lagoas. Embora tenham sido detectadas flutuações temporais expressivas ao longo do monitoramento, particularmente nas lagoas ácidas cujos escores se elevaram nos períodos de maior precipitação, estas foram de baixa magnitude quando comparadas à separação espacial dominante entre a Lagoa inativa 1 e as demais. Assim, apesar do efeito significativo da Época, o gradiente principal mantém-se estável, sofrendo apenas ajustes sazonais de pequena amplitude, que refletem a dinâmica interna de cada lagoa, com destaque para as lagoas ácidas, mais responsivas às variações hidrológicas.

O PC2 (Figura 11) apresentou variabilidade temporal significativa, com oscilações sincronizadas entre as lagoas ao longo das campanhas. A primeira coleta concentrou os escores mais positivos, seguidos por queda acentuada na segunda. Na quarta coleta, a Lagoa inativa 1 atingiu os valores mais negativos, enquanto a Lagoa inativa 3 exibiu leve crescimento, distinguindo-se das demais. Na última campanha, a Lagoa inativa 1 apresentou aumento dos escores, em sentido oposto às outras lagoas, que reduziram.

Apesar dessas flutuações, as trajetórias mantiveram-se razoavelmente sincronizadas, evidenciando um forçamento temporal comum. O comportamento do PC2, portanto, reflete

uma dinâmica sazonal sem tendência direcional contínua, coerente com os resultados do post-hoc que indicaram diferenças concentradas entre a primeira coleta e as demais.

Figura 11 - Escores da PC2 ao longo das coletas para as quatro lagoas.

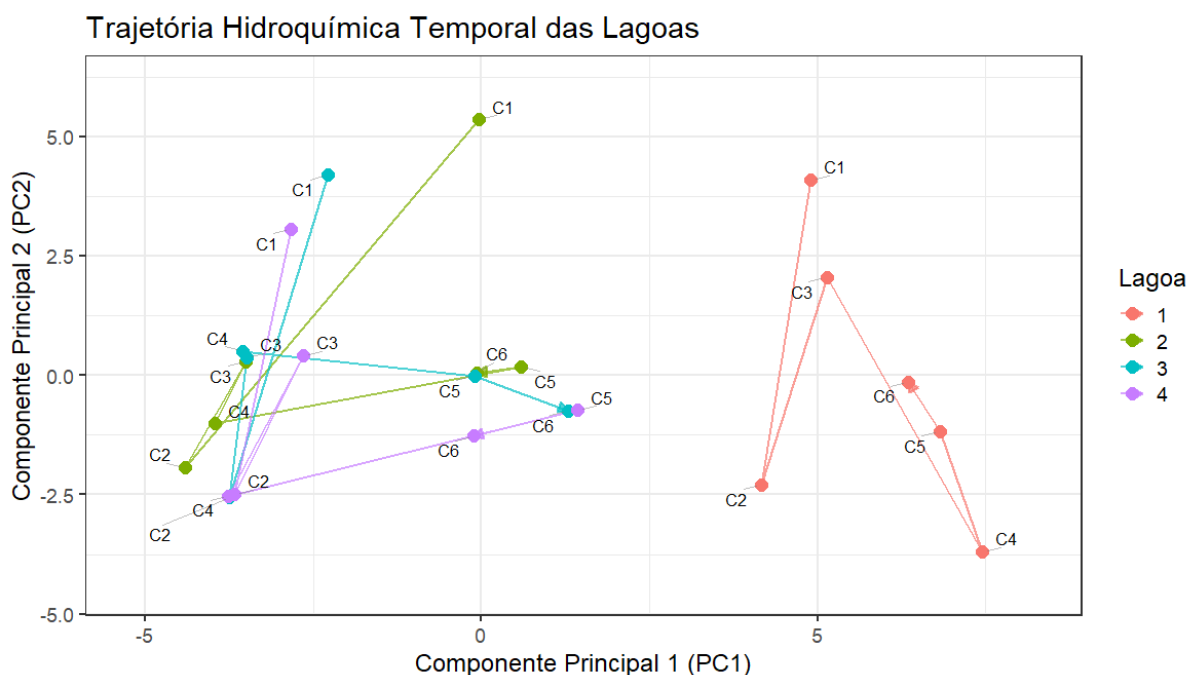


Elaborado pelo próprio autor.

A integração simultânea desses dois primeiros componentes principais revela uma clara estruturação espaço-temporal das cavas (Figura 12). Além da separação nítida e persistente no primeiro componente, as trajetórias temporais revelam um comportamento sazonal relativamente sincronizado entre as lagoas. Na primeira campanha (C1), correspondente ao período pós-recarga, as amostras apresentaram valores mais elevados de PC2 e menos negativos de PC1. Com o avanço da estiagem (C2–C4), ocorreu deslocamento para valores menores, especialmente em PC2, indicando intensificação relativa da mineralização e da sodicidade. Apesar de pequenas oscilações intermediárias, com exceção da Lagoa inativa 1, as trajetórias permaneceram concentradas no quadrante inferior esquerdo durante o período seco.

Nas campanhas finais (C5–C6), associadas ao retorno das chuvas, observou-se migração gradual das amostras em direção à origem dos eixos, sugerindo atenuação parcial das concentrações e tendência de reequilíbrio químico, embora sem retorno completo ao estado inicial, indicando resposta química gradual e parcialmente assimétrica do sistema às variações hidrológicas entre os períodos. A Lagoa inativa 1 apresentou comportamento temporal semelhante no PC2, porém mantendo estabilidade relativa em PC1, reforçando a persistência de sua assinatura geoquímica própria ao longo do monitoramento.

Figura 12 - Trajetória espaço-temporal das lagoas de mineração baseada nos escores das duas primeiras componentes principais.

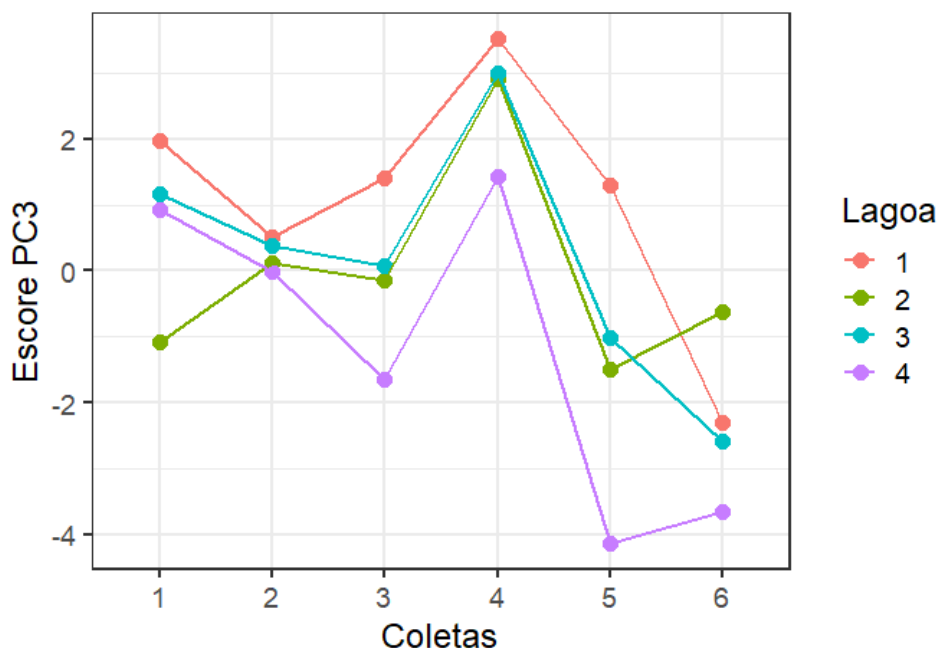


C1 a C6 indicam as campanhas bimensais de amostragem. Elaborado pelo próprio autor.

O PC3 (Figura 13) apresentou comportamento oscilatório ao longo das seis campanhas, sem um padrão sazonal linear. Apesar de algumas diferenças pontuais entre as lagoas, como o crescimento da Lagoa inativa 2 entre a primeira e a segunda coleta, e da Lagoa inativa 1 entre a segunda e a terceira, as trajetórias mostraram-se relativamente sincronizadas a partir da terceira campanha. Na última transição (quinta para sexta coleta), as Lagoas inativa 2 e ativa apresentaram aumento dos escores, enquanto as demais reduziram. Em conjunto, o PC3 exibiu flutuações expressivas, porém sem um padrão sazonal linear, refletindo variações pontuais que não chegam a configurar uma tendência contínua, coerentes com sua menor contribuição para a variância total e com a ausência de um controle sazonal claro.

Ressalta-se que a interação Lagoa $\times$ Época não pôde ser testada formalmente devido à ausência de réplicas. A inspeção visual dos escores revela que, embora as trajetórias tenham sido amplamente sincronizadas, a ordenação das lagoas não foi rígida: a Lagoa inativa 1 manteve-se consistentemente no extremo positivo do PC1 (alcalino) em todas as épocas, mas entre as lagoas ácidas ocorreram inversões de posição relativa tanto no PC1 quanto nos componentes secundários. Esse comportamento sugere que a interação, embora de magnitude moderada, é suficiente para modificar a ordenação entre as lagoas mais similares, sem, contudo, alterar a diferença fundamental entre a Lagoa inativa 1 e as demais.

Figura 13 - Escores da PC3 ao longo das épocas de coleta para as quatro lagoas.

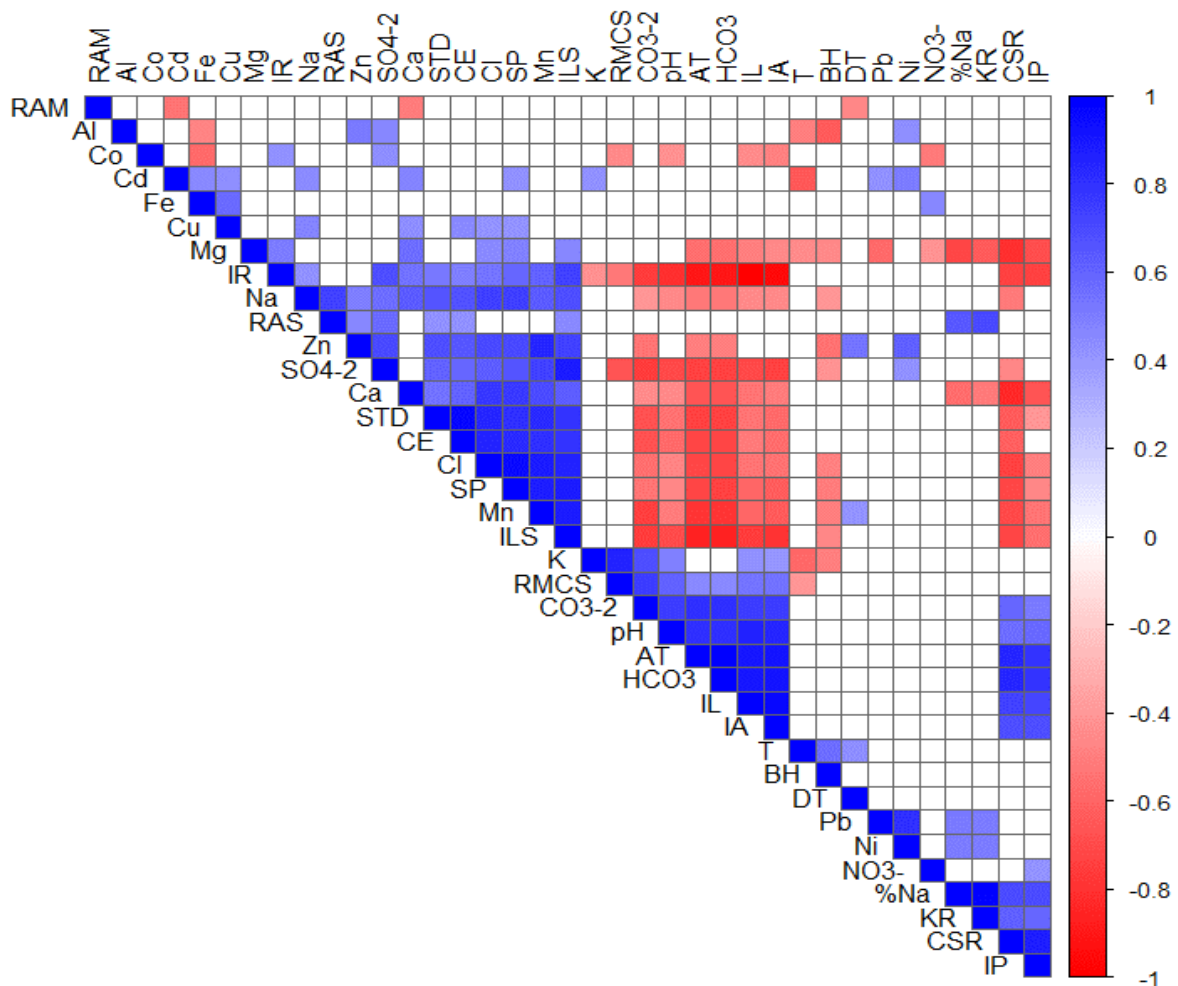


Elaborado pelo próprio autor.

A matriz de correlação de Spearman revelou elevada conectividade entre as 37 variáveis analisadas, com 261 correlações significativas ($p < 0,05$), indicando elevada relação entre os parâmetros hidroquímicos, parte decorrente de dependências estequiométricas ou funcionais. O mapa de calor (Figura 14), onde foram exibidas apenas as correlações com $p < 0,05$ (sem ajuste para múltiplas comparações, dada a natureza exploratória da análise), e o gráfico de redes (Figura 15) mostraram uma estrutura modular bem definida, organizada principalmente em torno de dois grandes domínios hidroquímicos: um associado à alcalinidade/carbonato e outro relacionado à salinidade e mineralização.

O principal agrupamento reuniu pH, AT, HCO_3^- , CO_3^{2-} e os índices relacionados (IL, IA, CSR, IP e RMCS), com correlações positivas elevadas. Destacaram-se as associações $\text{AT} \times \text{HCO}_3^-$ ($\rho = 0,999$), $\text{HCO}_3^- \times \text{IA}$ ($\rho = 0,919$), $\text{AT} \times \text{IL}$ ($\rho = 0,907$), $\text{pH} \times \text{IL}$ ($\rho = 0,860$) e $\text{IL} \times \text{IA}$ ($\rho = 0,967$), indicando forte relação do sistema carbonato sobre a alcalinidade e corrosão por subsaturação de carbonato de cálcio. O IR, semelhante ao observado para o ILS, apresentou comportamento inverso ao desse grupo, exibindo correlações negativas intensas com IL ($\rho = -0,990$), IA ($\rho = -0,953$), HCO_3^- ($\rho = -0,907$) e pH ($\rho = -0,810$), representando uma corrosão impulsionada pelo pH.

Figura 14 - Mapa de calor das correlações.



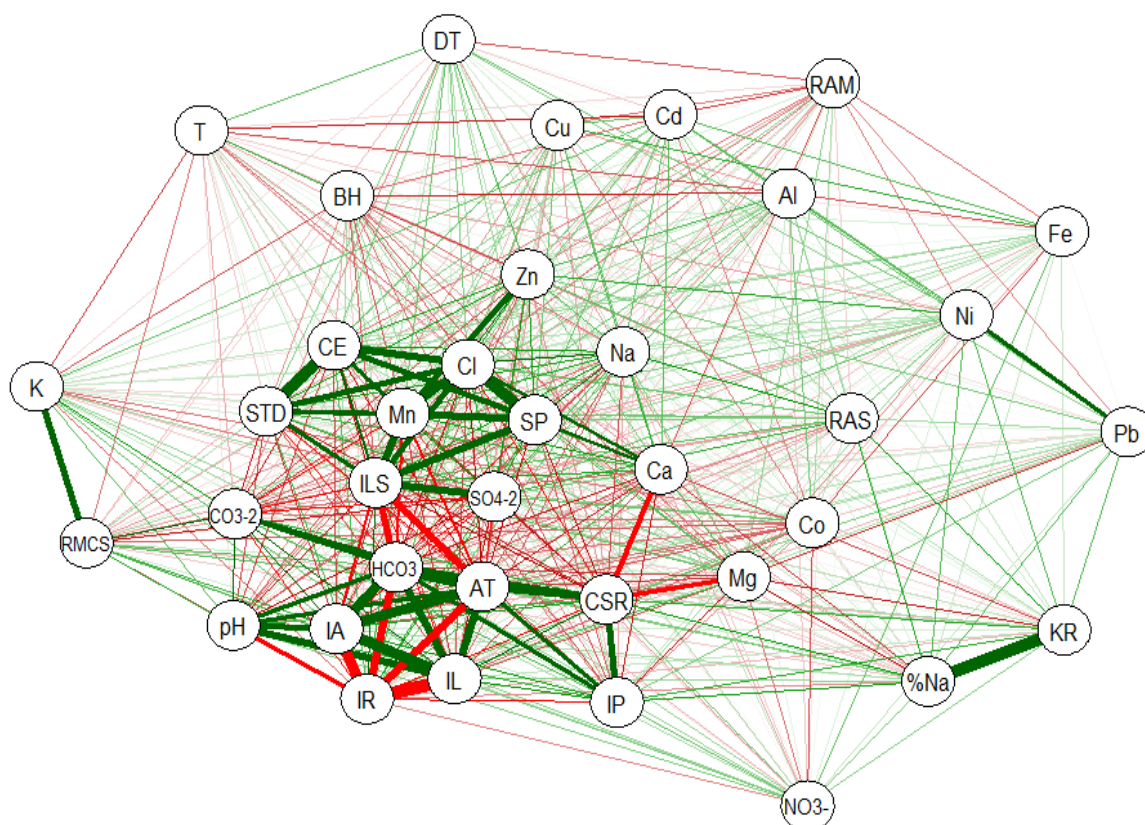
Células coloridas conforme o coeficiente de Spearman (gradiente azul–branco–vermelho para correlações negativas, nulas e positivas, respectivamente). Elaborado pelo próprio autor.

Por outro lado, o K mostrou correlações relevantes com RMCS ($\rho = 0,859$), CO_3^{2-} ($\rho = 0,680$), pH ($\rho = 0,493$), IL ($\rho = 0,429$) e IA ($\rho = 0,406$), sugerindo associação entre condições alcalinas e enriquecimento relativo desse cátion.

Em oposição ao domínio carbonatado, observou-se um bloco associado à salinidade e à mineralização, composto principalmente por SDT, CE, Cl^- , SP, Mn, Zn, SO_4^{2-} e ILS. As correlações mais intensas incluíram $\text{SDT} \times \text{CE}$ ($\rho = 0,969$), $\text{Cl}^- \times \text{SP}$ ($\rho = 0,951$), $\text{Mn} \times \text{ILS}$ ($\rho = 0,888$), $\text{SO}_4^{2-} \times \text{ILS}$ ($\rho = 0,886$) e $\text{CE} \times \text{Cl}^-$ ($\rho = 0,859$). Essas relações evidenciam forte covariação entre os íons dissolvidos e os indicadores de salinidade. O ILS mostrou correlação positiva elevada com SO_4^{2-} , Cl^- , SP, Mn e SDT, reforçando sua associação com águas mais mineralizadas e potencialmente corrosivas.

As correlações negativas entre os domínios alcalino e salino também foram expressivas, destacando-se $\text{HCO}_3^- \times \text{SDT}$ ($\rho = -0,737$), $\text{HCO}_3^- \times \text{CE}$ ($\rho = -0,723$), $\text{SO}_4^{2-} \times \text{HCO}_3^-$ ($\rho = -0,733$), $\text{pH} \times \text{CE}$ ($\rho = -0,572$) e $\text{AT} \times \text{ILS}$ ($\rho = -0,868$), indicando antagonismo entre os processos relacionados à alcalinidade carbonatada e à salinização.

Figura 15 - Gráfico de correlações em redes.



Espessura das linhas em função da intensidade de correlação, positivas em verde e negativas em vermelho. Elaborado pelo próprio autor.

Os índices de sodicidade (RAS, %Na e KR) formaram um subgrupo relativamente independente, associado logicamente ao sódio. Esses índices também mostraram correlações moderadas com SO_4^{2-} e Zn, sugerindo influência conjunta.

Entre os metais traço, destacou-se um agrupamento envolvendo Cd, Ni, Pb e Zn. As associações mais fortes ocorreram entre $\text{Pb} \times \text{Ni}$ ($\rho = 0,808$), $\text{Ni} \times \text{Zn}$ ($\rho = 0,615$), $\text{Cd} \times \text{Ni}$ ($\rho = 0,506$) e $\text{Cd} \times \text{Pb}$ ($\rho = 0,422$). O alumínio apresentou associação positiva com Zn ($\rho = 0,512$), Ni ($\rho = 0,431$) e SO_4^{2-} ($\rho = 0,466$). Fe e Cu mantiveram correlação positiva moderada ($\rho = 0,573$), enquanto Co apresentou correlação negativa com Fe ($\rho = -0,571$) e NO_3^- ($\rho = -0,520$).

Com relação ao balanço hídrico (BH), observaram-se predominantemente correlações negativas com variáveis associadas à salinidade, mineralização e metais traço. As associações

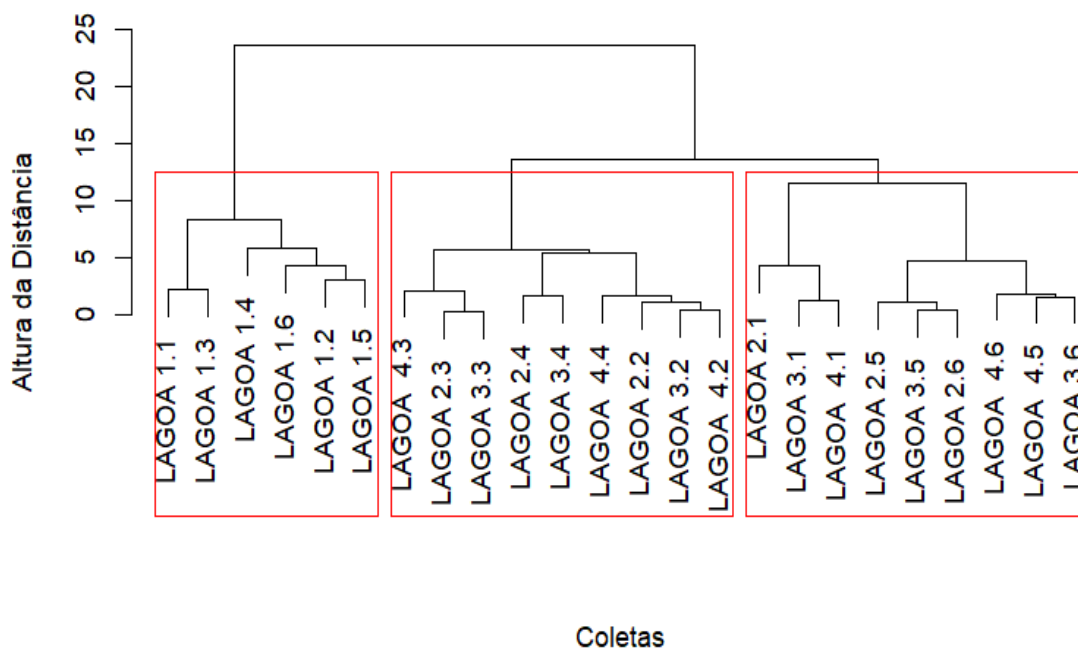
mais intensas ocorreram com Al ($\rho = -0,630$), Zn ($\rho = -0,548$), SP ($\rho = -0,506$), Mn ($\rho = -0,494$), K ($\rho = -0,490$), Mg ($\rho = -0,451$), Na ($\rho = -0,405$) e SO_4^{2-} ($\rho = -0,419$), indicando aumento relativo dessas variáveis em condições de menor disponibilidade hídrica. O BH também apresentou correlação negativa moderada com ILS ($\rho = -0,465$), sugerindo intensificação do potencial corrosivo em períodos mais secos. Em contraste, as associações do BH com as variáveis relacionadas ao sistema carbonato-alcalinidade, como pH, HCO_3^- , CO_3^{2-} e AT, foram fracas ou não significativas, indicando que as oscilações hidrológicas influenciaram mais fortemente a concentração de sais e metais do que os processos de alcalinidade de base.

A análise de agrupamento hierárquico (método de Ward; distância euclidiana), aplicada aos escores dos três primeiros componentes principais, apresentou elevada fidelidade de representação (correlação cofenética = 0,82). O dendrograma com a divisão em três grupos (Figura 16) revela uma estrutura hierárquica consistente e temporalmente organizada. Um primeiro grupo permaneceu completamente isolado, composto exclusivamente pelas amostras da Lagoa inativa 1, indicando comportamento hidroquímico singular e elevada estabilidade ao longo das seis campanhas de amostragem. As amostras das Lagoas inativas 2 e 3 e lagoa ativa formaram um segundo grande ramo, posteriormente subdividido em dois subgrupos principais associados ao período de coleta. O primeiro subgrupo reuniu predominantemente as amostras da primeira, quinta e sexta campanhas, enquanto o segundo agrupou as amostras da segunda, terceira e quarta campanhas. Esse padrão evidencia uma reorganização temporal recorrente da composição química entre as campanhas intermediárias e finais, sugerindo alternância entre estados hidroquímicos relativamente estáveis do sistema.

A análise de agrupamento corroborou a estrutura observada na PCA, confirmando a existência de três agrupamentos principais, conforme evidenciado pelas elipses de confiança de cada grupo (Figura 5 Apêndice B). A separação persistente da Lagoa inativa 1 refletiu sua assinatura química própria, fortemente associada ao gradiente dominante representado pelo PC1, relacionado ao balanço entre alcalinidade/carbonatos e salinidade. Nas Lagoas inativas 2 e 3 e lagoa ativa observou-se subdivisão temporal em dois subconjuntos principais, agrupando as campanhas 2–4 em oposição às campanhas 1, 5 e 6. Essa organização temporal é marcada ao longo do PC1 e PC2, demonstrando que a separação entre os grupos resultou da atuação conjunta dos dois componentes principais. Assim, além das variações em salinidade sódica e metais, ocorreram alterações concomitantes no gradiente hidroquímico principal do sistema. O PC3 apresentou contribuição secundária para a estruturação global dos grupos, refletindo principalmente variações episódicas ou locais associadas à dinâmica dos metais traço, sem

controlar a organização geral das amostras.

Figura 16 - Gráfico de dendrograma aplicada aos escores dos três primeiros componentes principais.

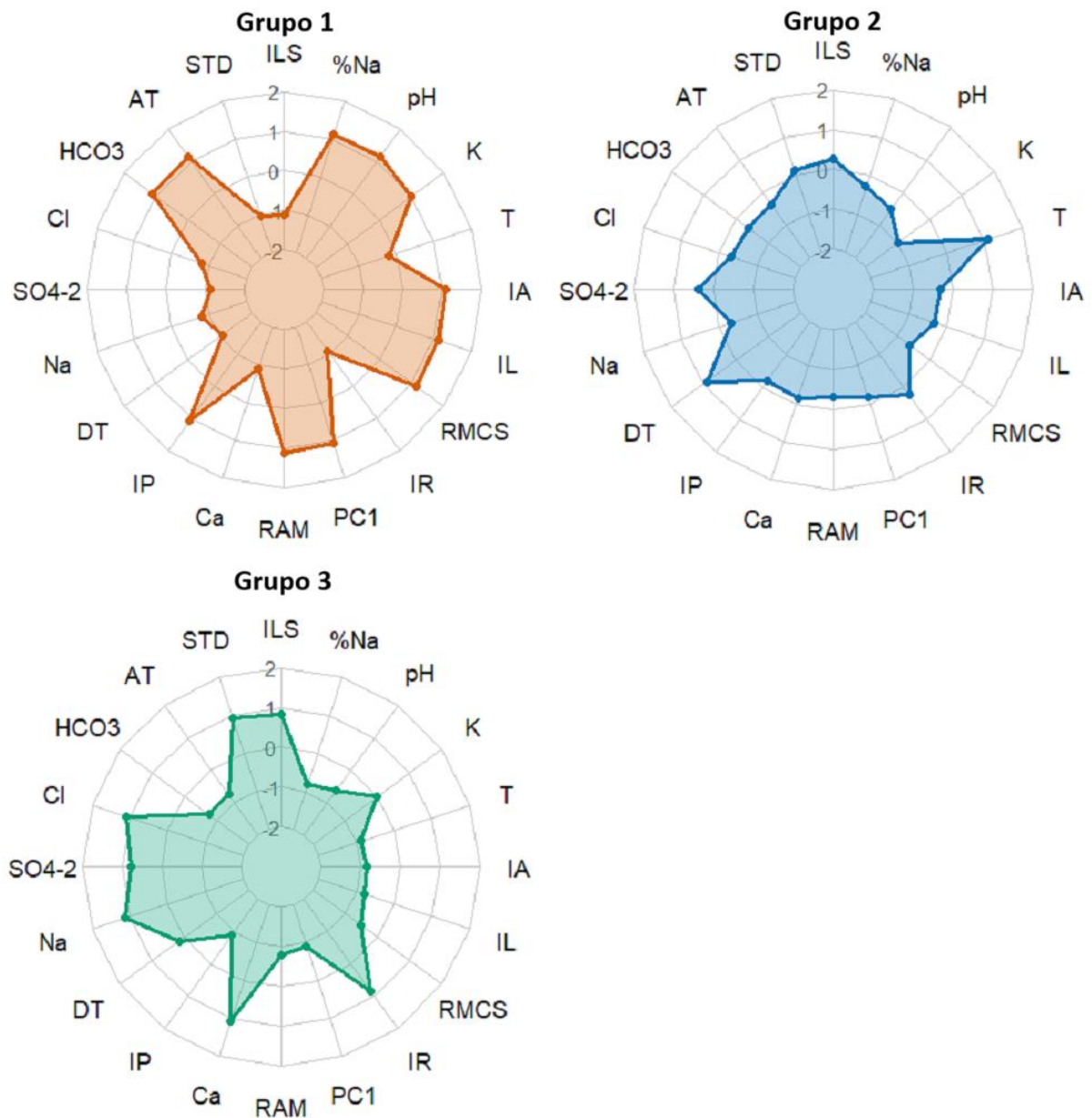


Elaborado pelo próprio autor.

As vinte variáveis com maior capacidade discriminante entre os grupos foram ILS, SDT, AT, HCO_3^- , Cl^- , SO_4^{2-} , Na, DT, IP, Ca, RAM, PC1, IR, RMCS, IL, IA, T, K, pH e %Na, coincidindo em grande parte com as variáveis de maior contribuição nos componentes principais PC1 e PC2. Essas diferenças foram sintetizadas em gráficos de radar (Figura 17), enquanto uma tabela descritiva contendo médias, desvios padrão e coeficientes de variação por grupo está no apêndice D (Tabela 1 Apêndice D) bem como o gráfico de radar com todas variáveis (Figura 1 Apêndice D).

A caracterização química dos grupos evidenciou perfis químicos contrastantes e coerentes com os padrões observados na PCA e na análise de agrupamento. O Grupo 1, correspondente à Lagoa inativa 1, distinguiu-se por condições relativamente alcalinas, presença de carbonato e bicarbonato, maiores valores de IA, IP e RMCS, além de menores concentrações de CE, SDT, Cl^- , SO_4^{2-} e metais traço. Por outro lado, o Grupo 2 apresentou características intermediárias, com menor mineralização geral, com menores concentrações de CE, SDT, Cl^- , SO_4^{2-} , Na e Ca. Esse grupo também apresentou menores valores de sodicidade relativa e salinidade estrutural, refletidos em SP, ILS e IR. Entre os metais traço, observaram-se concentrações intermediárias de Mn e Zn.

Figura 17 - Gráficos de radar com limites de -2 a $+2$ desvios padrão das 20 características com maior variância entre as médias de cada grupo.



Elaborado pelo próprio autor.

O Grupo 3 reuniu as amostras de maior mineralização e salinidade do sistema, apresentando os maiores valores médios de CE, SDT, Cl^- , SO_4^{2-} , Na, Ca, Mn e Zn, além da ausência de alcalinidade detectável e os menores valores de IA, indicando reduzida capacidade tamponante. Paralelamente, exibiu os maiores valores de RAS, SP, IR e ILS, evidenciando maior influência de processos de salinização e maior potencial corrosivo. Apesar da elevada mineralização, os valores de %Na permaneceram relativamente próximos aos dos demais

grupos, sugerindo que a diferenciação entre os grupos esteve mais associada ao aumento simultâneo da carga iônica total e da concentração absoluta dos principais íons dissolvidos do que exclusivamente ao enriquecimento relativo em sódio.

Os coeficientes de variação indicaram ainda diferenças importantes na estabilidade interna dos grupos. O Grupo 1 apresentou elevada variabilidade para parâmetros ligados à alcalinidade e metais traço, refletindo oscilações associadas à dinâmica carbonática e à baixa concentração absoluta desses elementos. Em contraste, o Grupo 3 exibiu menores coeficientes de variação para a maior parte das variáveis discriminantes, especialmente SDT, CE, Cl^- , ILS e IR, indicando maior homogeneidade química entre suas amostras.

2.4 Discussão

O estudo da dinâmica temporal de lagoas de mineração é fundamental para a compreensão desses sistemas e para o avanço nas possibilidades de uso e manejo dessas áreas. Embora todas as cavas compartilhem o mesmo contexto geológico, os resultados revelam comportamentos hidroquímicos contrastantes: um domínio alcalino-carbonatado, representado pela Lagoa inativa 1, e um domínio ácido e mais mineralizado, representado pelas Lagoas inativas 2 e 3 e lagoa ativa.

A análise estatística revelou uma estrutura de variabilidade organizada em três níveis principais: um gradiente hidroquímico dominante (PC1), associado às diferenças entre as lagoas, mas também sujeito a modulação temporal de menor intensidade; um componente fortemente temporal (PC2), associado principalmente um gradiente de sodicidade relativa e enriquecimento em metais traço, contrapondo concentrações de magnésio; e um gradiente secundário (PC3), que expressa variações de menor magnitude associadas ao balanço entre alcalinidade carbonatada, cátions dissolvidos e índices de sodificação.

O primeiro componente principal (PC1), responsável por 42,06% da variância total, representou o principal gradiente químico do sistema, opondo águas bicarbonatadas alcalinas, associadas à corrosividade por subsaturação carbonática, a águas mais ácidas, salinas e corrosividade associada à acidez e à predominância de cloreto e sulfato. As Lagoas inativas 2 e 3 e lagoa ativa apresentaram consistentemente valores menores desse componente caracterizado por maiores concentrações de CE, SDT, Cl^- , SO_4^{2-} e metais como Mn e Zn, além de maiores valores dos índices relacionados à salinidade e corrosividade, como SP, IR e ILS. Em contraste, a Lagoa inativa 1 exibiu escores positivos ao longo de todas as campanhas, associados a pH mais elevado, maior alcalinidade e presença de espécies do sistema carbonato

(HCO_3^- e CO_3^{2-}), além de maiores valores de IL, IA e CSR.

A robustez desse gradiente é reforçada pela matriz de correlação de Spearman, que evidencia um conjunto coerente de associações entre variáveis. Observou-se um agrupamento fortemente associado ao sistema carbonato-alcalinidade, composto por pH, alcalinidade total, HCO_3^- , CO_3^{2-} , IL, IA e CSR, cujas correlações positivas indicam forte interdependência entre tamponamento carbonático e corrosividade relacionada a subsaturação em CaCO_3 . Em oposição, CE, SDT, Cl^- , SO_4^{2-} , Mn, Zn, SP e ILS formaram um segundo domínio associado à mineralização salina e ao potencial corrosivo. Esse padrão confirma a existência de dois domínios químicos distintos: um alcalino e pouco mineralizado e outro ácido e salino.

Essa estrutura é consistente com os resultados dos diagramas de Piper e Gibbs, nos quais todas as amostras permaneceram no domínio de interação água-rocha, porém com diferenças marcantes na intensidade da mineralização e na composição aniônica. A forte associação entre CE, SDT, Cl^- , SO_4^{2-} e os índices corrosivos demonstra que os mesmos processos responsáveis pela classificação química também controlam a variabilidade representada no PC1. Dessa forma, os diferentes métodos convergem para a interpretação de que o sistema é estruturado por um gradiente dominante que opõe águas mais tamponadas e bicarbonatadas a águas mais mineralizadas, ácidas e com diferenciais corrosivos.

Embora IL e IR sejam índices derivados do equilíbrio carbonato-carbonato de cálcio, observou-se desacoplamento parcial entre ambos. O IL permaneceu fortemente associado às variáveis do sistema carbonato-alcalinidade, refletindo principalmente o estado de subsaturação em CaCO_3 , enquanto o IR se associou preferencialmente às variáveis relacionadas à salinidade e aos ânions agressivos (Cl^- e SO_4^{2-}). Esse padrão sugere que, nas lagoas mais ácidas e pobres em alcalinidade, a corrosividade deixa de ser controlada predominantemente pelo equilíbrio carbonático e passa a responder principalmente à agressividade química da água, associada à acidez e à elevada concentração de íons dissolvidos.

Do ponto de vista processual, a acidificação das águas decorre da oxidação de sulfetos presentes nos sedimentos reduzidos, particularmente da pirita neoformada típica de antigos ambientes de mangue e planície de inundação (Lacerda, 1998; Marques et al., 2008). A dragagem expõe esses materiais, areias cinzas e argilas verdes (Figura 4), ao oxigênio, desencadeando a produção de ácido sulfúrico, com consequente redução do pH e aumento das concentrações de SO_4^{2-} , parte desse processo pode ser acelerada por via catalítica através de acidificação por processos biológicos mediados por bactérias ferro e sulfo-oxidantes (Marques et al., 2008). Esse ambiente ácido, por sua vez, acelera o intemperismo de aluminossilicatos e a liberação de cátions e metais para a fase aquosa (Tubbs et al., 2011).

A intensidade desse processo, contudo, é inferior à observada em drenagens ácidas de minas de sulfeto metálico ou de carvão. Isso se deve à composição mineralógica do Aquífero Piranema, dominada por quartzo, mineral quimicamente resistente que pouco contribui para a mineralização da água, e com uma fração reativa limitada, composta por feldspatos, micas e argilominerais (Berbert, 2003; Marques et al., 2008). São esses aluminossilicatos que, sob ataque ácido, constituem a principal fonte dos cátions maiores (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ e Al^{3+}). Dessa forma, as diferenças entre as lagoas refletem fundamentalmente processos geoquímicos, e não variações na composição do material de origem. Ressalva-se, entretanto, que contribuições externas, como o aporte de aerossol marinho, favorecido pela proximidade da região com a Baía de Sepetiba, podem ser fontes adicionais relevantes para alguns íons, especialmente Na^+ e Cl^- (Marques et al., 2010).

Por outro lado, a relação positiva entre K e as variáveis relacionadas a alcalinidade pode ser explicada pela combinação de alguns fatores que agem de forma distinta nos dois ambientes observados. o K^+ liberado pelo intemperismo de feldspatos potássicos é, em grande parte, removido da solução por adsorção em argilominerais ou pela formação de illita, processos favorecidos pela elevada atividade de H^+ e pela exposição contínua de novas superfícies minerais durante a dragagem (Marques, 2006). Além disso, a resistência dos K-feldspatos ao intemperismo também limita a taxa de liberação desse cátion. o pH alcalino reduz a competição de H^+ pelos sítios de troca, favorecendo a dessorção do K^+ previamente fixado e sua permanência em solução. Além disso, a ausência de revolvimento do sedimento permite que o sistema atinja o equilíbrio de saturação dos sítios de adsorção, de modo que o K^+ liberado ao longo do tempo tende a se acumular na coluna d'água. Como resultado, a concentração final de K é maior na Lagoa 1, e o PC1 captura esse estoque acumulado no polo alcalino do gradiente.

Os sedimentos de mangue e pântano constituem ambientes de granulação fina e ricos em matéria orgânica que retêm eficientemente metais pesados (Castro et al., 2022). O intemperismo natural e a entrada de sedimentos podem gerar um enriquecimento ambiental nesses locais, resultando em níveis significativos de metais como Cr, Mn, Co, Ni, Cu, Cd, Hg e Pb, característicos de solos sedimentares, como os da região (Sokol et al., 2020). O processo de acidificação e oxidação de sulfetos também promove a liberação de Fe e Mn, além de metais traço associados a fases sulfetadas ou óxidos metálicos, como Cd, Zn, Pb, Ni e Co (Kubier et al., 2019), cuja dinâmica em solução é menos intensa devido às suas baixas concentrações no material de origem em comparação ao ferro e manganês, possivelmente ligado a menor concentração presente no material de litológico (Marques et al., 2008).

As correlações positivas observadas entre Mn, Zn e variáveis de mineralização (CE e

SDT) reforçam essa interpretação, indicando que a mobilização desses metais está associada a condições de maior acidez e intensidade de intemperismo. Esse comportamento é consistente com ambientes sob influência de drenagem ácida de mina, nos quais baixos valores de pH estão associados a elevadas concentrações de metais dissolvidos, embora em grau atenuado pela composição quartzo feldspática local.

A ausência de CO_3^{2-} e as baixas concentrações de HCO_3^- observadas nas Lagoas inativas 2 e 3 e lagoa ativa refletem a forte influência do pH sobre a especiação do carbono inorgânico dissolvido. Em condições ácidas, o equilíbrio do sistema carbonato desloca-se em direção às formas H_2CO_3 e CO_2 dissolvido, reduzindo significativamente a estabilidade e a ocorrência das espécies carbonatadas. Além disso, o aporte contínuo de prótons associado aos processos de acidificação favorece o consumo da alcalinidade bicarbonatada, resultando nos reduzidos valores de alcalinidade total e HCO_3^- registrados nessas lagoas.

Além dos processos de acidificação, a composição química das lagoas mostrou-se fortemente modulada pela dinâmica hidrológica sazonal. Em períodos de balanço hídrico positivo, a recarga favorece a diluição parcial de íons conservativos, enquanto em períodos mais secos ocorre concentração relativa dos sais dissolvidos e de parte dos metais traço. Esse comportamento foi evidenciado pelas correlações negativas do balanço hídrico com Na^+ , SO_4^{2-} , Mn, Zn, SP, ILS e também com Mg^{2+} e K^+ , indicando tendência de enriquecimento desses elementos sob condições de menor disponibilidade hídrica. Contudo, a ausência de correlações expressivas entre o balanço hídrico e variáveis estruturais, como pH e CE, indica que a sazonalidade atua principalmente modulando a intensidade relativa das concentrações, sem alterar a assinatura química de base de cada lagoa, conforme observado por Marques et al. (2008) em cavas ativas do distrito.

O segundo componente principal (PC2), expressa principalmente um gradiente sazonal associado não à fonte desses metais, mas sim ao contraste entre sodicidade relativa e contribuição magnesiânica, relacionados à evapoconcentração contra diluição. Esse componente opõe águas enriquecidas em Na^+ , %Na, KR e metais traço a águas com maior participação relativa de Mg^{2+} e RAM.

O Na^+ é um íon altamente conservativo em sistemas aquáticos naturais. Ocupa a posição mais externa na série liotrópica ($\text{Na}^+ < \text{K}^+ < \text{Mg}^{2+} < \text{Ca}^{2+}$), o que lhe confere o menor raio iônico hidratado e menor afinidade por superfícies de argilominerais e óxidos. Seus sais mais comuns, como a halita (NaCl), são extremamente solúveis, e é muito raro que o Na^+ precipite para formar minerais secundários fora de ambientes salinos hiperconcentrados. Consequentemente, o Na^+ permanece dissolvido, quase não é adsorvido e responde de forma direta e acentuada à

concentração evaporativa, reduzindo-se rapidamente com o aporte de água pluvial.

Por outro lado, o Mg^{2+} apresenta comportamento mais complexo. Embora também possa se concentrar por evaporação, sua posição mais interna na série liotrópica lhe confere maior densidade de carga e, portanto, maior afinidade por superfícies de argilominerais, participando de reações de adsorção e troca iônica. Adicionalmente, o Mg^{2+} pode precipitar de forma relativamente fácil em condições alcalinas, formando carbonatos como dolomita [$CaMg(CO_3)_2$], magnesita ($MgCO_3$) ou integrando-se na estrutura de argilas secundárias (esmectitas magnesianas). Por outro lado, a água da chuva, naturalmente subsaturada, pode ocasionar a dessorção por gradiente de concentração na matriz do solo e arrastar íons adsorvidos para solução, ou, em cenário ácido, a interação água-rocha e do fluxo subterrâneo, envolvendo o intemperismo de minerais ferromagnesianos acessórios, como biotita, anfibólios e piroxênios. Essas múltiplas influências modulam a concentração de Mg de forma menos linear ao longo do ciclo hidrológico, atenuando sua queda durante a diluição.

O Na^+ , cuja concentração é primariamente controlada pela evapoconcentração, reduz-se mais rapidamente com o aporte de água pluvial, enquanto o Mg^{2+} , que recebe contribuição adicional do fluxo hídrico e da interação água-rocha, tem sua queda atenuada. Como resultado, a razão Mg/Na aumenta nos períodos chuvosos e diminui nos períodos secos, e o PC2 captura justamente essa alternância sazonal na proporção entre os cátions, e não suas concentrações absolutas.

Embora o balanço hídrico tenha exibido correlação negativa moderada com Mg^{2+} , indicando maiores concentrações relativas em períodos mais secos, o posicionamento desse cátion no polo oposto aos índices de sodicidade (RAS, %Na e KR) sugere que, durante os períodos de recarga, ocorre redução proporcional mais intensa da dominância de Na^+ no sistema. Dessa forma, o período úmido tende a favorecer águas relativamente menos sódicas e proporcionalmente mais magnesianas, sem necessariamente implicar aumento absoluto de Mg^{2+} dissolvido.

Na Lagoa inativa 1, esse comportamento mostrou-se menos pronunciado, possivelmente em função das condições alcalinas e da maior estabilidade química do sistema carbonatado, que tendem a reduzir a variabilidade temporal relativa das concentrações iônicas.

Os testes post-hoc revelaram que o padrão representado por PC2 responde de forma pronunciada às transições hidrológicas, mas não como uma simples alternância entre dois estados fixos. A recarga inicial e a recarga final não são quimicamente idênticas, sugerindo que a trajetória sazonal é marcada por histerese, ou seja, o sistema não retorna exatamente ao ponto de partida a cada ciclo. A variabilidade capturada pelo PC2 reflete, portanto, um

comportamento sazonal controlado pelo balanço hídrico, mas com trajetórias de ida e volta distintas, em concordância com o elevado tamanho de efeito ($\eta^2G=0,860$) e com a interpretação de que esse componente expressa o contraste entre sodicidade relativa e contribuição magnesiana.

Somado a isso, o desenho das trajetórias no espaço multidimensional fornece uma evidência visual de que a dinâmica sazonal não ocorre por meio de uma oscilação linear ou de um retorno estrito a estados fixos, mas sim por meio de um processo de histerese química. O período úmido inicial (C1) confere ao sistema escores elevados de PC2. Com a entrada do período seco (C2), ocorre a queda para o extremo negativo de PC1 e PC2. Contudo, o restabelecimento do sistema com a volta do período chuvoso (C5 e C6) não replica os escores iniciais, reforçando um efeito de "memória" ambiental, no qual as trajetórias químicas de ida e volta não são lineares.

O PC3 revelou um gradiente secundário que opõe, de um lado, Ca, K, Fe, CO_3^{2-} e Cd e, de outro, os índices relacionados à sodicidade relativa (%Na e KR). Por explicar menor fração da variabilidade total, o PC3 parece refletir processos químicos secundários e variações episódicas, que não controlam a estrutura principal do sistema, mas contribuem para sua dinâmica química residual.

Diferentemente do PC1, associado ao contraste entre alcalinidade e mineralização, e do PC2, relacionado principalmente à modulação sazonal da sodicidade e dos metais traço, o PC3 pode estar associado a variações locais na partição e mobilidade dos elementos dissolvidos. A associação positiva entre Ca, K e CO_3^{2-} é compatível com pulsos de dissolução mineral e redistribuição iônica, possivelmente relacionados à dissolução parcial de carbonatos e aluminossilicatos expostos nas cavas. Nesses eventos, a liberação simultânea de Ca^{2+} e K^+ , e possivelmente outros cátions, pode intensificar processos de troca iônica e competição por sítios de adsorção em argilominerais e óxidos metálicos, favorecendo a remobilização temporária de metais traço.

A presença conjunta de Fe e Cd nesse componente também pode ser reflexo da influência de oscilações redox localizadas. Embora não tenham sido realizadas medições diretas de potencial redox ou especiação, é plausível que condições temporariamente redutoras, associadas, por exemplo, à decomposição de matéria orgânica ou à estratificação episódica da coluna d'água, possam promover a redução de sulfato e precipitação transitória de sulfetos metálicos, seguida de remobilização durante fases de reoxidação. Esses processos tendem a produzir flutuações temporais discretas nas concentrações dissolvidas, compatíveis com o comportamento episódico observado para o PC3.

Adicionalmente, a complexação por matéria orgânica dissolvida pode ter contribuído para a variabilidade residual dos metais traço, particularmente na Lagoa inativa 1, onde a maior atividade biológica e as condições alcalinas favorecem a estabilidade de complexos organometálicos. Variações temporárias na produção, degradação ou composição da matéria orgânica dissolvida podem ter alterado a permanência desses metais em solução e contribuído para oscilações não lineares ao longo das campanhas. Ressalta-se, contudo, que essas hipóteses não puderam ser verificadas diretamente, uma vez que não foram realizadas análises de especiação química ou de carbono orgânico dissolvido.

Os resultados da ANOVA e do teste post-hoc reforçam essa interpretação. Embora o PC3 tenha apresentado efeito temporal significativo, as diferenças ficaram concentradas em campanhas específicas, especialmente envolvendo a quarta coleta, sem configuração de tendência sazonal contínua. Corroborando que o componente parece refletir processos químicos transitórios e de baixa intensidade, associados à dinâmica fina de metais traço e equilíbrio iônico, sem exercer controle estrutural sobre a organização geral das amostras.

A posição persistentemente distinta da Lagoa inativa 1 ao longo do PC1 sugere um estágio mais avançado de reequilíbrio químico, caracterizado por maior alcalinidade, presença de espécies carbonatadas, menor mineralização salina e menor potencial corrosivo. A ausência prolongada de revolvimento sedimentar provavelmente reduz a exposição de novos sulfetos reativos, favorecendo processos graduais de neutralização natural e restabelecimento da alcalinidade.

A literatura aponta que a trajetória de neutralização natural varia amplamente entre sistemas, sendo controlada por fatores como o conteúdo de sulfetos, o balanço hídrico, a dinâmica de mistura da coluna d'água e o aporte de matéria orgânica, além das trocas com águas superficiais e subterrâneas. A ausência prolongada de revolvimento reduz a exposição de novos materiais e tende a reduzir a taxa de oxidação de sulfetos, permitindo o restabelecimento gradual de condições menos ácidas. Esse comportamento, descrito em outros lagos de mineração, pode se estender por décadas e depende da exaustão progressiva dos minerais sulfurados reativos, bem como da capacidade do sistema em gerar alcalinidade internamente (Sienkiewicz et al., 2016). Estudos indicam que, após um limiar de pH em torno de 4,5, a neutralização tende a se acelerar, à medida que a produção de acidez diminui e processos internos passam a exercer maior controle sobre a química da água (Brugam et al., 1986).

Entre esses processos, destaca-se a geração interna de alcalinidade mediada por reações microbianas, como a redução de sulfato, auxiliada pela decomposição da matéria orgânica (Koschorreck et al., 2007). A disponibilidade de carbono orgânico é um fator chave nesse

contexto, podendo ser favorecida pela sucessão ecológica ao longo do tempo (She et al., 2023). A coloração esverdeada observada na Lagoa inativa 1 sugere a presença de atividade fotossintética, a qual pode contribuir para a produção de biomassa, incentivando processos microbiológicos de redução, e atuando no processo de alcalinização ao consumir CO_2 dissolvido, elevando o pH e deslocando o equilíbrio para a formação de espécies de carbono inorgânico (HCO_3^- e CO_3^{2-}) (Zerveas et al., 2021; Chen et al., 2023; Wen et al., 2015). Adicionalmente, o aporte de resíduos vegetais do entorno pode representar uma fonte complementar de substâncias húmicas que podem atuar tanto como substrato para processos microbianos redutores quanto como agente complexante, potencialmente reduzindo a biodisponibilidade de metais ao influenciar sua partição entre as fases dissolvida e particulada (Li et al., 2024; Fan et al., 2023).

A análise integrada dos resultados indica que a composição química das lagoas é controlada por uma interação entre processos geoquímicos, hidrológicos e temporais. O gradiente estrutural dominante (PC1) reflete o estado de evolução química do sistema e, embora tenha apresentado variação temporal significativa, esta foi de menor magnitude e não chegou a alterar a distinção fundamental entre a Lagoa 1 e as demais. O PC2 representa ajustes sazonais impostos pelo balanço hídrico, com forte modulação da sodicidade e dos metais traço, enquanto o PC3 captura processos secundários e episódicos de partição iônica, cuja natureza específica não pôde ser esclarecida apenas com os dados disponíveis. De forma geral, os resultados dos testes inferenciais são consistentes com a estrutura identificada pela análise multivariada, indicando que a variabilidade do sistema é controlada por um eixo geoquímico principal, sobre o qual se sobrepõem flutuações sazonais expressivas e variações episódicas de menor intensidade.

Esse cenário com hierarquia de controles sugere uma trajetória evolutiva na qual sistemas inicialmente ácidos e metalíferos tendem, ao longo do tempo, a evoluir para condições mais estáveis e tamponadas, desde que a perturbação cesse e haja condições favoráveis ao desenvolvimento de processos de neutralização.

A avaliação da qualidade da água para irrigação com base exclusiva em índices clássicos de sodicidade (RAS, %Na) e nos diagramas USSS e Wilcox sugeriria, à primeira vista, um risco predominantemente baixo e uma adequação geral dessas águas. No entanto, os resultados obtidos demonstram que essa interpretação é incompleta. Observa-se que os principais riscos não estão associados à sodicidade direta, mas a fatores indiretos, como acidez, presença de metais potencialmente tóxicos e elevada corrosividade. A persistência ambiental de metais pesados, que não se degradam e se acumulam em solos e sedimentos, configura uma ameaça

de longo prazo, exigindo monitoramento contínuo (Orosun et al., 2023; Edo et al., 2024).

Nesse contexto, a avaliação por grupos revela contrastes marcantes. O grupo 1 (Lagoa inativa 1) apresenta o maior potencial de uso relativo, em função do pH adequado, menor salinidade e menores concentrações de elementos potencialmente tóxicos. Ainda assim, seu uso não é isento de restrições. A principal limitação está associada ao cádmio (Cd), cuja concentração ($0,027 \text{ mg L}^{-1}$) excede o limite de $0,01 \text{ mg L}^{-1}$ recomendado. A persistência do Cd mesmo em meio alcalino pode ser explicada por sua menor dependência do pH para especiação e potencial para se manter em circulação por longos períodos (Wright; Welbourn, 1994). Adicionalmente, a corrosividade moderada exige o uso de materiais resistentes (como PVC ou PEAD), enquanto índices como a KR e a RAM indicam a necessidade de monitoramento contínuo. Por outro lado, a razão Ca/Mg acima de 1, sugere que o balanço cálcio-magnésio não deve ser um problema nutricional primário (Ayers; Westcot, 1985).

Em contraste, as Lagoas inativas 2 e 3 e lagoa ativa apresentam restrições severas ao uso direto, embora com diferenças internas relevantes associadas à sazonalidade. O pH fortemente ácido favorece a mobilização de metais como Mn e Co, frequentemente em concentrações acima dos limites recomendados, além de intensificar a corrosividade da água.

O Grupo 2 (Coletas associada a épocas de chuva: 1, 5 e 6) representa uma condição intermediária. A diluição promovida pela recarga reduz a mineralização (CE, SDT), a sodicidade e os teores de metais traço. Ainda que o Mn permaneça acima do limite recomendado, suas concentrações são expressivamente menores do que no Grupo 3, e o Co encontra-se dentro dos limites. Esse conjunto de características indica que, embora não ideal, o Grupo 2 representa a condição menos restritiva entre as lagoas ácidas, podendo ser considerado apenas em situações excepcionais e sob manejo rigoroso.

Por outro lado, o Grupo 3 (Coletas de estiagem, épocas 2, 3 e 4) concentra as condições mais críticas. A evapoconcentração eleva simultaneamente a salinidade, a sodicidade e as concentrações de metais traço, aumentando o risco de fitotoxicidade e de degradação do solo. Nessas condições, o uso da água é fortemente contraindicado, uma vez que as intervenções necessárias, como correção de pH, diluição e remoção de metais, tornam-se tecnicamente mais complexas e economicamente pouco viáveis (Soleimani et al., 2023). Ressalta-se que, em virtude da variabilidade temporal, mesmo nos grupos com médias dentro dos padrões, algumas amostras individuais excederam os limites recomendados para Co e Mn, o que reforça a necessidade de monitoramento contínuo.

De forma geral, os riscos associados a essas águas são consistentes com a liberação de elementos a partir do intemperismo de minerais expostos durante a atividade de mineração,

associados à acidificação e à concentração sazonal de sais e metais dissolvidos. O uso direto dessas águas pode resultar em acúmulo de metais e danos aos sistemas de irrigação, destacando-se o risco de toxicidade por Mn e acúmulo progressivo de Cd, além de acidificação do solo no caso das lagoas ácidas.

Diante desse cenário, o uso dessas águas deve ser condicionado a práticas de manejo específicas. Para a Lagoa inativa 1, recomenda-se monitoramento periódico da água e do solo, com foco em Cd, Mn, pH e condutividade elétrica, além do uso preferencial em solos bem drenados e com infraestrutura resistente à corrosão. Para as lagoas ácidas (inativa 2 e 3 e ativa), o uso direto não é recomendado. Caso seu uso seja inevitável, medidas corretivas podem ser adotadas, como: diluição com águas de melhor qualidade; manejo do solo para evitar acúmulo de sais e metais; e escolha de métodos de irrigação que minimizem o contato com a parte aérea das plantas, como gotejamento ou sulco (Mabuza et al., 2024; Bixio et al., 2006).

Além disso, diferentes estratégias de tratamento amplamente empregadas em ambientes afetados por mineração, podem ampliar as possibilidades de aproveitamento dessas águas (Masindi et al., 2022; Ighalo et al., 2022). Entre os métodos ativos, destacam-se a neutralização química com materiais alcalinos, como calcário, hidróxido de cálcio e carbonato de sódio, capazes de elevar o pH e promover a precipitação de metais dissolvidos. Alternativamente, sistemas passivos, como wetlands construídos e processos biológicos baseados na atividade de microrganismos redutores de sulfato, têm demonstrado potencial para reduzir a acidez e a concentração de metais com menor demanda operacional. Tecnologias complementares, incluindo adsorventes minerais e carbonáceos, processos de membranas e sistemas híbridos de tratamento, também podem ser empregadas quando se deseja obter água de maior qualidade. Dessa forma, as limitações observadas neste estudo não devem ser interpretadas como impeditivos absolutos ao uso dessas águas, mas como fatores passíveis de mitigação mediante a adoção de estratégias de tratamento compatíveis com as condições locais e a finalidade pretendida.

Do ponto de vista operacional, sistemas de gotejamento, especialmente subsuperficiais, podem reduzir o volume total aplicado e, consequentemente, o aporte de metais ao solo (Cakmakci et al., 2021). Além disso, estratégias como irrigação deficitária também têm sido apontadas como alternativas para limitar o acúmulo desses elementos (Yerli et al., 2025). Nesse contexto, embora o potencial corrosivo das águas seja elevado, os níveis de sólidos dissolvidos e alcalinidade não indicam elevada propensão à obstrução física, tornando a microirrigação uma alternativa potencialmente viável sob monitoramento contínuo.

Desse modo, o uso dessas águas deve ser acompanhado de monitoramento não apenas

do solo, mas também das culturas, especialmente quanto ao acúmulo de metais. Em função desse risco, seu uso pode ser mais apropriado para culturas não alimentícias ou para sistemas em que os limites de segurança sejam maiores.

Os resultados são consistentes com uma trajetória evolutiva controlada pelo tempo de reequilíbrio químico. Com a cessação definitiva da perturbação e o passar das décadas, o avanço de processos de atenuação natural, incluindo consumo de acidez, exaustão progressiva da oxidação de sulfetos e estabelecimento de comunidades biológicas capazes de favorecer alcalinização, o sistema pode tender a condições químicas mais estáveis e tamponadas.

Entretanto, este estudo apresenta limitações, incluindo o número reduzido de unidades amostrais, a ausência de replicação e a falta de dados complementares, como potencial redox, carbono orgânico dissolvido, composição da comunidade biológica (clorofila, fitoplâncton) e especiação de metais. Investigações futuras podem incluir monitoramento de maior duração, análises isotópicas e estudos experimentais que permitam avaliar diretamente os mecanismos propostos.

2.4 Conclusão

A qualidade da água nas lagoas de mineração de areia estudadas é controlada predominantemente por processos de interação água-rocha associados à oxidação de sulfetos e à exposição contínua de superfícies minerais reativas, estabelecendo um gradiente estrutural entre águas bicarbonatadas alcalinas e águas ácidas mais mineralizadas. Esse gradiente constituiu o principal eixo de diferenciação do sistema, separando de forma consistente a Lagoa inativa 1 das Lagoas inativas 2 e 3 e lagoa ativa.

Embora os parâmetros convencionais de irrigação indiquem baixo risco de sodificação (RAS, %Na) e boa classificação nos diagramas USSL e Wilcox, essa avaliação se mostra insuficiente para caracterizar plenamente a aptidão dessas águas. Os principais fatores limitantes identificados estão relacionados à acidez, à presença de metais potencialmente tóxicos, especialmente Mn e Cd, e ao elevado potencial corrosivo das águas. Nas lagoas ácidas, a corrosividade esteve relacionada principalmente à elevada mineralização, maiores concentrações de Cl^- e SO_4^{2-} e baixo pH, enquanto na Lagoa inativa 1 predominou corrosividade associada à subsaturação em carbonato de cálcio.

A variabilidade temporal observada reflete reorganizações sazonais recorrentes associadas ao balanço hídrico. Períodos de menor disponibilidade hídrica favoreceram o aumento relativo de sais dissolvidos e metais traço, enquanto os períodos de recarga

promoveram diluição parcial e maior contribuição relativa de Mg^{2+} . As diferenças entre a recarga inicial e a recarga final sugerem indícios de histerese química, com reequilíbrio apenas parcial entre as fases seca e chuvosa. Apesar dessas oscilações sazonais, a estrutura química fundamental das lagoas permaneceu estável ao longo das campanhas.

Entre as lagoas avaliadas, a Lagoa inativa 1 apresentou a melhor adequação relativa para uso em irrigação, devido ao pH próximo da neutralidade, menor salinidade e menores concentrações de metais potencialmente tóxicos. Ainda assim, seu uso não é isento de restrições, especialmente devido aos teores de Cd e ao potencial corrosivo moderado, o que requer monitoramento contínuo da água e do solo. Para as lagoas ácidas, o uso direto não é recomendado. Caso inevitável, pode-se priorizar a captação nos períodos de maior recarga pluvial, quando a diluição reduz temporariamente a carga de sais e metais, condicionando seu uso a medidas como correção da acidez, diluição e ao manejo rigoroso do solo. Em todos os casos, o uso mais seguro restringe-se a culturas não alimentícias ou a sistemas com controle estrito de metais.

Os resultados evidenciam que a avaliação da aptidão para irrigação em ambientes de mineração deve ir além dos índices clássicos, incorporando processos que controlam acidez, concentração de metais e corrosividade. Embora essas águas apresentem potencial de uso, sua aplicação requer manejo específico e monitoramento contínuo para mitigar riscos ambientais e operacionais.

CAPÍTULO II

USO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS AFLORADAS EM CAVAS DE MINERAÇÃO DE AREIA: UMA ESTRATÉGIA SUSTENTÁVEL PARA ALCANÇAR PLÂNTULAS DE GIRASSOL E ALFACE DE ALTO VIGOR

3 CAPÍTULO II: Uso de águas subterrâneas afloradas em cavas de mineração de areia: Uma estratégia sustentável para alcançar plântulas de girassol e alface de alto vigor

RESUMO

A conversão de cavas de mineração exauridas em reservatórios hídricos tem potencial para mitigar a escassez de água; no entanto a dinâmica geoquímica em áreas de extração de agregados, como a areia, revela processos críticos de acidificação e solubilização de metais, transformando potenciais ativos hídricos em riscos ecotoxicológicos. Este estudo avaliou o efeito dessas águas na germinação e no crescimento inicial do girassol (*Helianthus annuus* L.) e alface (*Lactuca sativa* L.), sendo esta última utilizada como indicador de fitotoxicidade. O delineamento foi inteiramente casualizado, em esquema fatorial (2 cultivares x 5 fontes de água) para o girassol, e unifatorial para a alface. As fontes de água compreenderam: água destilada (A0), três áreas de lagoas inativas (A1, A2 e A3) e uma área de lagoa ativa (A4). Avaliaram-se a germinação, o Índice de Velocidade de Germinação (IVG), a morfometria das plântulas, massa e plântulas anormais. Os resultados revelaram que as águas das cavas não comprometeram a viabilidade das sementes. Para a alface, a água A1 promoveu maior acúmulo de massa fresca e A0 maior número de plântulas anormais, enquanto para o girassol, as águas A1, A2 e A3 favoreceram o comprimento do hipocótilo e A0 maior IVG. Entre as cultivares de girassol, a BRS 422 destacou-se em comprimento e massa fresca, enquanto a BRS 323 apresentou maior massa seca e IVG. As águas influenciadas pela mineração de areia apresentaram efeitos estatisticamente semelhantes ou superiores ao controle, demonstrando que essas águas possuem potencial para possibilitando plântulas bem desenvolvidas e sem sintomas de fitotoxicidade, fomentando possibilidades para a sustentabilidade agrícola e a gestão integrada dos recursos hídricos.

Palavras-chave: Economia circular da água; sustentabilidade hídrica; germinação; vigor de sementes; recursos hídricos; *Helianthus annuus* L.

3.1 Introdução

A germinação e o crescimento inicial das plântulas constituem fases críticas para o estabelecimento da cultura, envolvendo uma série de eventos bioquímicos e ativação metabólica, culminando na emergência da radícula e hipocótilo (Nonogaki, 2019). Por serem estágios altamente vulneráveis, testes preliminares em laboratório focados na germinação e no crescimento inicial são considerados métodos acurados e convenientes para avaliar a tolerância de diferentes genótipos à qualidade ambiental e da água (Rossetto et al., 2021; Shafique et al., 2020). Esse processo depende intrinsecamente da embebição de água, que desencadeia a atividade enzimática, a mobilização de reservas, a expansão celular e a transferência de energia (Ozden et al., 2021). No entanto, a qualidade e quantidade da água podem comprometer o metabolismo de carboidratos e o equilíbrio hormonal, retardando ou mesmo impedindo a germinação e o estabelecimento inicial (Uslu et al., 2025).

Em muitas regiões em desenvolvimento, a escassez hídrica impulsiona a demanda por fontes marginais de água, incluindo águas salinas, residuárias e águas superficiais não tratadas, como as encontradas em cavas de mineração de areia (Zaman et al., 2018). Tais fontes podem conter excesso de sais, poluentes orgânicos e metais pesados, representando riscos significativos ao desenvolvimento vegetal (Ali et al., 2019).

A areia é o segundo recurso mineral mais consumido no mundo (Rentier e Cammeraat, 2022) e sua exploração manifesta-se em milhares de lagoas formadas por cavas de mineração abandonadas em todos os continentes habitados, que ameaça a biodiversidade, altera a hidrogeologia local e, em muitos casos, resulta em águas com potencial tóxico (Blanchette e Lund, 2016). Embora seja um desafio global, os impactos desse processo são fortemente sentidos em economias emergentes como a brasileira, onde o setor areeiro extraiu cerca de 1,2 bilhão de toneladas em 2024 (IBRAM, 2024). No estado do Rio de Janeiro, região sudeste do Brasil, a extração de areia acarreta no afloramento do lençol freático, expondo essas águas a resíduos industriais e urbanos, além da oxidação e interação com sedimentos da mineração (Marques et al., 2008a; 2008b; 2010; 2012), o que resulta na perda de qualidade da água e redução das possibilidades de uso (Tubbs et al., 2011). Somente em um polo de extração de areia (Distrito Areeiro de Seropédica-Itaguaí) há cerca de 900 ha em espelhos d'água, com a ocorrência de lagoas ácidas de minas, semelhantes às encontradas em outras áreas de mineração ao redor do mundo (Migaszewski et al., 2019; Williams et al., 2020; Sánchez-España et al., 2020; Acharya et al., 2020). Apesar desse cenário de degradação, essas águas representam uma reserva hídrica estratégica, especialmente para a agricultura, incentivando a sustentabilidade

das atividades agrícolas, típicas da região (Luz e Almeida, 2011; Lira, 2019).

A viabilidade do uso da água, independentemente de sua origem, é determinante para assegurar a produtividade agrícola (Liu et al., 2023). Dentre as culturas de importância, sobretudo aquelas com potencial bioenergético, destaca-se o girassol (*Helianthus annuus* L.), cultura versátil originada na América do Norte e globalmente utilizada na alimentação humana e animal, no setor energético e como planta ornamental (Giannini et al., 2022). Sua relevância econômica é marcante, sendo ranqueada como a terceira oleaginosa mais importante do mundo, com mais de 28 milhões de hectares plantados e produção que ultrapassa 50 milhões de toneladas (Miklič, 2022; Puttha et al., 2023).

O presente estudo teve como objetivo avaliar a germinação de sementes e o desempenho inicial de plântulas de girassol e de alface (*Lactuca sativa* L.), utilizada como espécie bioindicadora, submetidas à água proveniente de diferentes cavas de extração de areia. Os resultados podem fornecer subsídios para práticas agrícolas sustentáveis com o uso racional de fontes hídricas alternativas na produção vegetal.

3.2 Material e Métodos

3.2.1 Coleta e Caracterização da Água

As amostras de água das cavas de areia (ARA) foram coletadas em quatro lagoas, uma em atividade (Lagoa Ativa), uma inativa desde a década de 90 (Lagoa Inativa 1) e outras duas inativadas nos últimos anos (Lagoas inativas 2 e 3), presentes no distrito areeiro de Seropédica-Itaguaí-RJ (Figura 2).

Realizou-se a coleta conforme CETESB e ANA (2023) e ABNT (1987), e a caracterização da ARA conforme APHA (2017). Os resultados da caracterização da água de cada lagoa são apresentados na tabela 5.

Tabela 5. Características das águas de cada cava de areia.

Parâmetro	Unidade	Lagoa Inativa 1 (A1)	Lagoa Inativa 2 (A2)	Lagoa Inativa 3 (A3)	Lagoa Ativa (A4)
Coordenadas	-	22°49'53.1"S 43°41'24.3"W	22°49'53.7"S 43°41'30.3"W	22°49'56.2"S 43°41'32.5"W	22°49'51.9"S 43°41'18.5"W
pH	-	8,06	4,16	4,16	3,89
Dureza total	mg L ⁻¹ CaCO ₃	91,00	132,00	126,00	106,00
Alcalinidade Total	mg L ⁻¹ CaCO ₃	98,00	Nd	Nd	Nd
Condutividade elétrica	mS cm ⁻¹	0,35	0,59	0,58	0,57
RAS	-	2,12	1,26	2,53	2,81
Cloretos	mg L ⁻¹	39,05	63,90	65,32	61,77
K	mg L ⁻¹	12,30	9,10	9,10	8,20
Na	mg L ⁻¹	51,60	51,90	29,70	52,80
Ca	mg L ⁻¹	15,17	29,52	27,12	20,32
Mg	mg L ⁻¹	6,32	9,70	9,12	7,72
Fe	mg L ⁻¹	0,11	0,12	0,17	0,14
Mn	mg L ⁻¹	0,09	1,54	1,57	1,15
Zn	mg L ⁻¹	0,01	0,17	0,17	0,13
Cu	mg L ⁻¹	Nd	0,01	Nd	0,01
Cr	mg L ⁻¹	Nd	Nd	Nd	Nd
Al	mg L ⁻¹	Nd	Nd	Nd	Nd
Cd	mg L ⁻¹	0,02	0,02	0,02	0,03
Co	mg L ⁻¹	Nd	Nd	Nd	Nd
Pb	mg L ⁻¹	0,07	0,19	0,12	0,14
Ni	mg L ⁻¹	0,05	0,05	0,08	0,10

Elaborado pelo próprio autor.

Além dos parâmetros químicos, realizou-se a classificação por meio da Razão de adsorção de sódio (Eq. 1), que é um parâmetro vital para classificar a água de irrigação, quantificando a proporção de íons Na⁺ em relação aos íons Ca²⁺ e Mg²⁺ (Richards, 1954). Em geral, um valor baixo de RAS é altamente desejável, indicando menor risco de problemas relacionados ao sódio.

$$RAS = \frac{Na^{+}}{\frac{\sqrt{Ca^{2+} + Mg^{2+}}}{2}} \quad \text{Eq. 1}$$

3.2.2 Teste de germinação e vigor de sementes de girassol submetidas a água de cavas de extração de areia

O experimento foi realizado no setor de Horticultura da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Brasil. Foram utilizadas sementes de girassol (*Helianthus annuus* L.) com pericarpo (aquênios) das cultivares Embrapa BRS 422 e BRS 323 com potencial para produção de biocombustível, fornecidas pela Embrapa Cerrados, centro de inovação em genética vegetal.

As sementes foram submetidas à determinação do teor de umidade e ao teste de germinação de acordo com as metodologias descritas em Brasil (2025). Para o teste de teor de umidade foram utilizadas quatro subamostras de 50 sementes de cada cultivar, utilizando o método da estufa a $105 \pm 3^\circ\text{C}$ por 48 h.

O delineamento experimental para o teste de germinação de sementes foi inteiramente casualizado em esquema fatorial duplo (2 cultivares x 5 tipos de água), com quatro repetições, contabilizando 50 sementes por repetição. Os tipos de água utilizados foram água destilada (A0) e as águas das lagoas de extração de areia, sendo: lagoa inativa 1 (A1), lagoa inativa 2 (A2), lagoa inativa 3 (A3) e Lagoa ativa (A4).

Para o teste de germinação, quatro subamostras de 50 sementes foram colocadas para germinar em substrato de papel Germitest® umedecido com os diferentes tipos de água, na proporção de 2 vezes o seu peso seco, e em seguida mantidas em câmara climatizada B.O.D a 20°C , na ausência de luz. As sementes foram consideradas germinadas quando a radícula se projetou através da casca da semente e tinha um comprimento de pelo menos 2 mm. A germinação das sementes foi avaliada diariamente, e o Índice de Velocidade de Germinação (IVG) calculado pela fórmula proposta por Maguire (1962):

$$IVG = \frac{N1}{D1} + \frac{N2}{D2} + \frac{N3}{D3} + \dots + \frac{Nn}{Dn} \quad \text{Eq. 2}$$

em que N é o número de sementes germinadas no tempo D, em dias.

A primeira contagem (vigor) e a contagem final da porcentagem de germinação foram obtidas no quarto e no décimo dia do início do teste, respectivamente (Brasil, 2025). Além disso, as medidas do comprimento da radícula, o comprimento do hipocótilo e o comprimento total foram avaliadas ao quinto e ao décimo dia. Foram avaliadas as porcentagens de plântulas anormais ao décimo dia, sendo consideradas como plântulas normais aquelas com raízes e parte aérea bem desenvolvidas, ausência de danos visíveis ou necrose dos tecidos e sem curvaturas pronunciadas de hipocótilos e raízes, e como plântulas anormais e/ou deformadas aquelas com desenvolvimento fraco. Sementes não germinadas foram consideradas aquelas que não absorveram água (duras), aquelas que estavam dormentes (absorveram água, mas não germinaram), e aquelas que estavam mortas (amolecidas e com sintomas ou sinais causados por microrganismos).

Além disso, o comprimento da radícula, o comprimento do hipocótilo, o comprimento total, massa fresca e a massa seca das plântulas também foram medidos. Para medir as partes aéreas e radiculares, foi utilizado um paquímetro digital. Para a massa seca, as plântulas foram

colocadas em sacos de papel, levadas a uma estufa de circulação forçada de ar e mantidas a uma temperatura de 65 °C por 48h, sendo medidas em balança eletrônica (0,001g) com resultados expressos em miligramas.

3.2.3 Teste de sensibilidade em sementes de alface

Um ensaio adicional foi realizado com sementes de alface (*Lactuca sativa* L., Cv. Regina), considerada bioindicadora para avaliar a qualidade de recursos naturais e a presença de substâncias potencialmente danosas à etapa de germinação de sementes, cujas respostas podem ser verificadas mais intensamente que em espécies cultivadas tolerantes (Mansilla et al., 2024; Yavuz et al., 2023).

O delineamento experimental foi inteiramente casualizado, com os mesmos tipos de água utilizados nos testes de germinação do girassol, com quatro repetições com 50 sementes. Para isso as sementes de alface foram avaliadas pelo teste de germinação utilizando substrato de papel Germitest® umedecido na proporção de 2 vezes o seu peso seco. Posteriormente mantidas em câmara climatizada B.O.D a 20 °C. As avaliações foram realizadas quatro e sete dias após a instalação do teste (Brasil, 2025). Juntamente com o teste de germinação, foram realizadas as avaliações da primeira contagem de germinação, calculado IVG, comprimento de radícula, comprimento do hipocótilo, comprimento total, sementes não germinadas, plântulas Anormais e massa fresca das plântulas de acordo com os mesmos procedimentos descritos para as sementes de girassol. As medidas do comprimento da radícula, comprimento do hipocótilo e comprimento total foram realizadas ao quarto e ao sétimo dia do experimento. Devido ao peso reduzido das plântulas de alface realizou-se a aferição do peso de 10 plântulas para possibilitar a medição da massa fresca, sendo apresentado o valor em mg Plântula⁻¹.

3.2.4 Análise Estatística

Os resultados de ambos os experimentos foram submetidos a Análise de Variância (ANOVA), e verificadas a normalidade dos resíduos (teste de Shapiro-Wilk) e homogeneidade de variâncias (teste de Bartlett) a 5% de probabilidade. Quando houve diferença significativa na ANOVA, realizou-se o teste Scott-Knot. Todas as análises foram conduzidas utilizando o programa estatístico R versão 4.4.3 (2025). Uma vez que não houve interação significativa os dados foram analisados isoladamente para o tipo de cultivar e tipo de água, exceto para o girassol no comprimento de radícula e comprimento total no período do 6 ao 10 dia após o

início do teste, na segunda metade do experimento.

Para a análise do crescimento por período os dados de comprimento de hipocótilo, radícula e comprimento total das plântulas foram submetidos à análise estatística, considerando-se separadamente as espécies avaliadas. Para o girassol, os dados foram analisados em esquema fatorial 2×5 , correspondendo a duas cultivares e cinco tipos de água, sendo as diferenças entre cultivares representadas por letras maiúsculas e as diferenças entre tipos de água por letras minúsculas, respeitando-se as comparações apenas dentro do mesmo período de avaliação e da mesma característica analisada. Para a alface, os dados foram analisados separadamente, por meio de análise de variância, considerando apenas o fator tipos de água, respeitando o mesmo critério de período e característica utilizado para o girassol.

No experimento com girassol, devido à falta de normalidade e elevada variabilidade relativa, a análise de variância fatorial não paramétrica Aligned Rank Transform (ART) foi utilizada para avaliar o número de plântulas anormais. Adicionalmente, as variáveis de sementes não germinadas, fortemente inflada de zeros, bem como as variáveis primeira contagem e porcentagem de germinação, com valores próximos a 100% em todos os tratamentos, não foram submetidas à análise estatística inferencial uma vez que inviabilizam interpretações biologicamente significativas mesmo na presença de possíveis diferenças estatísticas formais.

3.3 Resultados e Discussão

A alface, espécie bioindicadora, apresentou valores estatisticamente iguais de comprimento de radícula, comprimento do hipocótilo, comprimento total, IVG, Sementes não germinadas, porcentagem de germinação e primeira contagem, independente do tipo de água utilizado (Tabela 6). Por outro lado, para massa fresca e porcentagem de plântulas anormais houve diferença significativa, com a maior massa com a água A1 e a maior porcentagem de plântulas anormais em A0.

Os valores elevados do coeficiente de variação observado para Sementes não germinadas e plântulas anormais (55,7 e 51,6%, respectivamente) estão relacionados à natureza da variável analisada, caracterizada por valores médios muito baixos e alta frequência de zeros, o que inflaciona o CV.

O maior valor observado de plântulas anormais de alface na água destilada (A0) deve-se possivelmente à ausência de sais dissolvidos. As águas de cavas de extração de areia, ao contrário, possuem composição iônica moderada, muito mais próxima de águas naturais usadas

na irrigação e benéfica às plântulas.

Tabela 6. Média dos valores de Primeira Contagem (PC), Germinação (GER), Sementes Não Germinadas (SNG), Plântulas Anormais (PA), Índice de Velocidade de Germinação (IVG), radícula (RAD), Hipocótilo (HIP), Comprimento Total (CT) e Massa fresca (MF) obtidos de sementes de alface germinadas em substrato umedecido com diferentes tipos de água.

Tipo de água	PC	GER	SNG	PA	IVG	RAD	HIP	CT	MF
	%	%	%	%	-	mm	mm	mm	mg Plântula ⁻¹
A0	94,0	94,0	6,0	5,8 a	74,1	28,0	33,3	60,0	156,8 b
A1	95,0	95,0	5,0	2,0 b	74,5	34,7	33,9	65,8	186,3 a
A2	94,5	94,5	5,5	1,5 b	73,7	32,2	33,9	63,5	164,5 b
A3	93,5	93,5	6,5	3,5 b	73,5	30,8	32,8	61,4	166,8 b
A4	95,5	95,5	4,5	2,0 b	74,9	35,2	35,3	67,7	163,5 b
CV(%)	3,2	3,2	55,7	51,6	3,0	12,9	7,3	6,6	6,5

Médias seguidas pela mesma letra na coluna não diferem entre si pelo teste Scott-Knott ao nível de 5% de probabilidade. CV- Coeficiente de variação, A0- Água destilada, A1- Água da Cava 1, A2- Água da Cava 2, A3- Água da Cava 3 e A4- Água da Cava 4. Elaborado pelo próprio autor.

As águas das cavas apresentaram condutividade elétrica moderada, RAS baixa (Richards, 1954) e concentrações apreciáveis de íons como Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ e K^+ , o que pode ter promovido uma embebição mais gradual das sementes, reduzindo danos às membranas celulares e promovendo a síntese de proteínas durante as fases iniciais da germinação (Powell et al., 1978; Vertucci, 2015).

Desse modo, a embebição de sementes em soluções contendo baixas concentrações de potássio (K), como os valores de 8,2 a 12,3 mg L⁻¹, exerce um papel fundamental na modulação do balanço osmótico e na ativação enzimática necessária para a protrusão da radícula (Weisany et al., 2023). É importante ressaltar que tais concentrações situam-se em níveis residuais e seguros, não apresentando qualquer efeito fitotóxico ou restrição osmótica, visto que a toxicidade por sais de potássio em sementes geralmente ocorre apenas em potenciais osmóticos altamente negativos, frequentemente superiores a 1.000 mg L⁻¹ em soluções de priming (Rocha et al., 2025; Zeng et al., 2024). Estudos recentes demonstram que a disponibilidade de K na fase inicial de reidratação facilita o transporte rápido de água, mitigando possíveis efeitos de estresses abióticos durante o estabelecimento do estande (Weisany et al., 2023). Além disso, atua como um cofator enzimático essencial à fisiologia de sementes, incluindo a síntese proteica e a mobilização de reservas energéticas, garantindo que a porcentagem de germinação se mantenha estável ou seja otimizada sob condições de baixa salinidade (Thongtip, 2022).

Somado a isso, a concentração de Sódio nas amostras de todas as áreas de coleta estava em uma faixa de 27,9 a 52 mg L⁻¹ que é fisiologicamente inócua para a germinação de *Lactuca sativa* L. Esse nível situa-se muito abaixo do limiar de estresse iônico capaz de induzir

toxicidade oxidativa (Isayenkov & Maathuis, 2019). Como a alface é uma glicófita sensível, a estabilidade do potencial osmótico nesta dosagem garante a embebição plena e a ativação metabólica do embrião sem restrições (Yang & Guo, 2018; Ma et al., 2022). Portanto, espera-se que as concentrações de sódio não seja um fator limitante à germinação ou cause danos significativos à protrusão da radícula.

A maior massa fresca observada nas plântulas de alface submetidas ao tratamento A1 pode possivelmente ser atribuída às características físico-químicas dessa água, que apresentou pH levemente alcalino, reduzindo a disponibilidade de elementos potencialmente subtóxicos como Pb, Zn, Mn e cloretos em excesso, como apresentado na tabela 5, ao mesmo tempo que disponibiliza íons de forma equilibrada (Gomes et al., 2025). Essa condição favorece a absorção de água e crescimento vegetal, refletindo no maior acúmulo de massa fresca observado.

A similaridade observada entre os tipos de água para as variáveis de germinação, índice de velocidade de germinação, primeira contagem, crescimento em comprimento das plântulas (radícula, hipocótilo e comprimento total) e valores até melhores em massa fresca e plântulas anormais indicam que as águas de cavas de areia não demonstram nenhum sinal evidente de toxicidade para o crescimento de plântulas de alface, não tendo ocasionado estresse osmótico ou químico suficiente para interferir nos processos fisiológicos iniciais da germinação.

As sementes de girassol das cultivares BRS 422 e BRS 323 obtiveram umidade de 5,97% e 6,69%, respectivamente. O teor de umidade das sementes é um fator essencial para conservação e viabilidade das sementes armazenadas, teores de umidade semelhantes, entre 4,2 e 5,9%, não interferiram na viabilidade de sementes de girassol em outros estudos (Rossetto et al., 2021; Nobre et al., 2014).

As cultivares de girassol não apresentaram efeito significativo para interação com os diferentes tipos de água. Desse modo, ao analisar o efeito individual das cultivares, a cultivar 422 apresentou valores significativamente maiores de massa fresca, comprimento do hipocótilo e comprimento total (Tabela 7). A cultivar 323, por sua vez, apresentou valores estatisticamente maiores de massa seca e IVG, enquanto para comprimento de radícula e porcentagem de plântulas normais, não houve diferença significativas entre as cultivares. Esse comportamento indica que, nas condições do experimento, a composição química das águas não impôs restrições fisiológicas capazes de alterar o crescimento global das plântulas, prevalecendo, apesar de efeitos pontuais no hipocótilo e IVG, as características das cultivares.

Tabela 7. Média dos valores de Massa Fresca, Massa Seca, Comprimento do Hipocótilo, Comprimento da Radícula, Comprimento Total da Plântula, Primeira Contagem, Germinação, IVG, Sementes Não Germinadas e Plântulas Anormais obtidos de sementes de duas cultivares de girassol germinadas em substrato umedecido com diferentes tipos de água.

Tipo de Água	Cultivar		Média	Cultivar		Média
	BRS 422	BRS 323		BRS 422	BRS 323	
	Massa Fresca (mg)			Massa Seca (mg)		
A0	498,7	492,7	495,7	33,8	42,8	38,3
A1	546,0	545,5	545,8	34,3	41,1	37,7
A2	574,2	494,7	534,5	33,4	40,5	36,9
A3	591,8	478,8	535,3	37,05	38,4	37,7
A4	529,8	474,3	502,1	35,15	39,6	37,4
Média	548,1 A	497,0 B		34,74 B	40,45 A	
CV(%)	8,51			7,55		
	Comprimento do Hipocótilo (mm)			Comprimento da Radícula (mm)		
A0	67,22	53,05	60,13 b	146,42	115,50	130,96
A1	72,10	60,75	66,43 a	139,05	142,90	140,98
A2	81,90	60,87	71,39 a	127,50	94,80	111,15
A3	79,95	58,35	69,15 a	128,70	124,35	126,53
A4	63,05	50,55	56,80 b	115,45	135,15	125,30
Média	72,84 A	56,71 B		131,42	122,54	
CV(%)	11,97			17,54		
	Comprimento Total da Plântula (mm)			Primeira Contagem (%)		
A0	211,40	164,2	187,80	100	100	100
A1	210,95	200,05	205,50	100	99	99,5
A2	209,05	153,6	181,33	100	100	100
A3	204,60	180,15	192,38	100	100	100
A4	177,20	183,50	180,35	99,5	100	99,75
Média	202,64 A	176,30 B		99,9	99,8	
CV(%)	11,95			0,53		
	Germinação (%)			IVG		
A0	100	100	100	89,41	96,20	92,80 a
A1	100	99	99,50	87,66	94,98	91,32 b
A2	100	100	100	87,98	95,32	91,65 b
A3	100	100	100	88,53	95,32	91,93 b
A4	99,50	100	99,75	87,42	96,45	91,93 b
Média	99,90	99,80		88,20 B	95,66 A	
CV(%)	0,48			0,94		
	Sementes Não Germinadas (%)			Plântulas Anormais (%)		
A0	0	0	0	1,5	1,5	1,5
A1	0	1	0,5	0,5	0,5	0,5
A2	0	0	0	1	1,5	1,3
A3	0	0	0	1,5	0,5	1
A4	0,5	0	0,5	1,5	0,5	1
Média	0,1	0,2		0,9	1,2	
CV(%)	355,66			149,34		

Médias seguidas pela mesma letra, minúscula na coluna para as águas e maiúscula nas linhas para as cultivares, não diferem entre si pelo teste Scott-Knott ao nível de 5% de probabilidade. A0- Água destilada, A1- Água da Cava 1, A2- Água da Cava 2, A3- Água da Cava 3 e A4- Água da Cava 4. Elaborado pelo próprio autor.

O resultado obtido na cultivar BRS 422, com maior crescimento, mostra-se possivelmente associado à maior incorporação de água aos tecidos, promovendo expansão celular e alongação, refletida em maior massa fresca e comprimento. Por outro lado, a BRS 323 apresentou maior massa seca e maior índice de velocidade de germinação, sugerindo maior eficiência na mobilização e conversão de reservas. Esses resultados indicam possíveis diferenças no comportamento fisiológico durante o estabelecimento inicial, nas quais a BRS 422 tende a priorizar o crescimento em comprimento, enquanto a BRS 323 apresenta maior vigor associado à rapidez de germinação e ao acúmulo de biomassa. Alternativamente, as diferenças observadas podem estar relacionadas à resposta ao estiolamento, com a BRS 422 apresentando maior alongamento e a BRS 323 maior acúmulo de matéria seca, sugerindo maior tolerância a essas condições.

Quanto ao efeito das águas, o comprimento do hipocótilo foi estatisticamente superior nas águas A1, A2 e A3. Além disso, o IVG em A0 foi significativamente superior as demais águas. Por outro lado, as demais variáveis não diferiram entre si para o efeito das águas.

O maior índice de velocidade de germinação observado na água A0 nas cultivares de girassol pode ser atribuído, como explicado anteriormente, à ausência de sais dissolvidos na água destilada, o que proporciona maior gradiente osmótico entre o substrato e o interior da semente, favorecendo uma embebição mais rápida (Javid et al., 2024). A presença de íons nas demais fontes de água, em concentrações que não comprometeram a germinação final, pode ter reduzido levemente o potencial hídrico do substrato, retardando a absorção inicial de água e, consequentemente, a velocidade de germinação no girassol.

O maior comprimento do hipocótilo observado em A1, A2 e A3 deve-se, possivelmente, pelo efeito conjunto da composição iônica e do pH. Embora A4 não apresente alcalinidade e possua concentração de metais semelhante as águas A2 e A3, essas apresentaram maiores concentrações de cálcio e magnésio, elementos que atuam na estabilização da parede celular e na mitigação de efeitos possíveis efeitos subtóxicos de outros cátions (Ahmad et al., 2016; Sakouhi et al., 2024), favorecendo o crescimento por alongamento mesmo em pH ácido.

A água da lagoa ativa (A4) apresentou pH mais baixo e concentrações relativamente elevadas de manganês somada a outros elementos tóxicos como Pb e Ni, condição que aumenta a biodisponibilidade e possível subtoxicidade desses elementos e impondo maior custo fisiológico às plântulas (Magalhães et al., 2015). Assim, mesmo com teores de Mn, Pb e Ni e outros íons tóxicos semelhantes as cavas A2 e A3, o menor efeito protetor de cálcio e magnésio associado ao pH mais ácido em A4 resultou em menor alongamento do hipocótilo. A0 por sua vez, pode ter limitado o suprimento inicial de nutrientes minerais, quando as plântulas passaram

a depender parcialmente de seu meio externo, resultando em crescimento inferior quando comparado a águas com composição iônica moderada. Apesar disso, a diferença observada no comprimento do hipocótilo em A0 e A4 foi apenas 7,12 e 12,32% inferior à média geral, respectivamente.

As variáveis de sementes não germinadas, primeira contagem e porcentagem de germinação apresentaram valores próximos aos ideais nas diferentes cultivares e tipos de água. Os valores de primeira contagem e porcentagem de germinação são semelhantes aos observados por Turan et al. (2025) ao avaliar estresse hídrico na germinação de girassol, em que a contagem ao quarto e ao décimo dia obtiveram valores acima de 99% no tratamento controle. Semelhante ao acontecido para a alface, os valores elevados do coeficiente de variação observado para sementes não germinadas e plântulas anormais (355 e 149%, respectivamente) estão relacionados à natureza da variável analisada, conforme argumentado anteriormente. Nesses casos, o coeficiente de variação não reflete, necessariamente, baixa precisão experimental ou elevada variabilidade biológica, mas sim a escala reduzida dos dados.

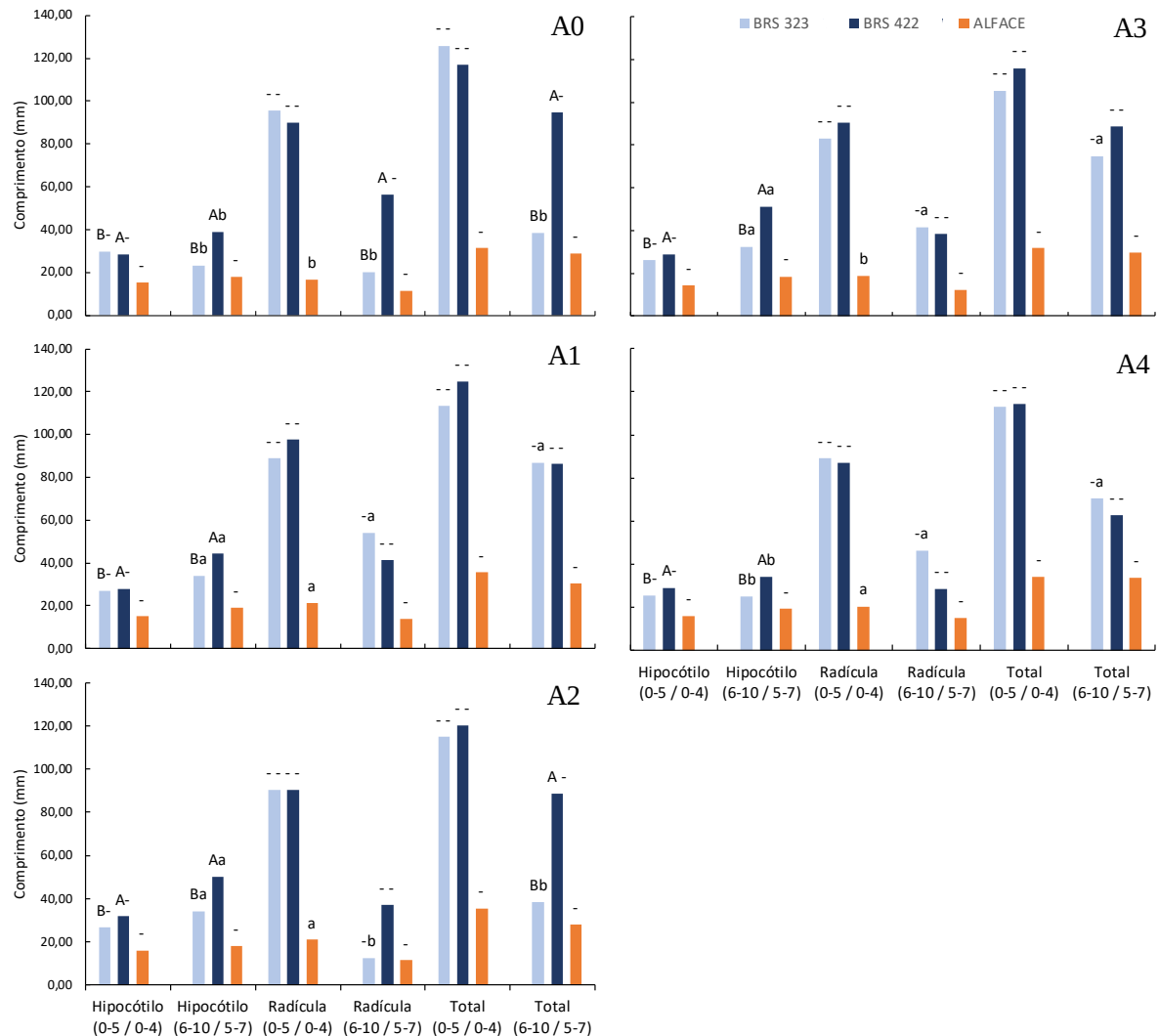
Quanto às análises realizadas por período, para a alface foi identificado diferença entre os efeitos da água no crescimento da radícula na primeira metade do experimento (0-4), com as águas A1, A2 e A4 com os maiores valores (Figura 19), indicando maior sensibilidade da radícula da alface às condições químicas iniciais da água durante a germinação. Por outro lado, para o crescimento do hipocótilo e o total da plântula ao longo de todo experimento e para o crescimento da radícula na segunda metade do experimento (5-7) não houve diferença significativa entre as águas.

A radícula da alface, como espécie indicadora e por ser o primeiro órgão a emergir e permanecer em contato direto com o meio, responde rapidamente a variações na composição da água (Chan-Keb et al., 2018). As menores taxas de crescimento observadas em A0 e A3 sugerem a presença de fatores químicos que aumentam o custo fisiológico do alongamento inicial nas plântulas de alface mesmo que não em níveis tóxicos.

Embora A2 e A3 apresentem características químicas gerais semelhantes, a água A3 possui concentrações relativamente mais elevadas de Fe e Mn, associadas a pH ácido e ausência de alcalinidade, além de ligeira menor concentração de Ca^{2+} , o que pode ter intensificado, mesmo que levemente, o estresse químico sobre a radícula das plantas de alface no início da germinação, resultando em crescimento inferior quando comparado à A2. Por outro lado, a ausência de diferenças na segunda metade do experimento evidencia um efeito transitório. Além disso, o crescimento do hipocótilo e o comprimento total não foram influenciados pelos tipos de água ao longo de todo experimento, o que reflete que a composição química das águas

não foi suficiente para alterar o padrão de crescimento do hipocótilo e da plântula como um todo, evidenciando a viabilidade de uso dessas águas.

Figura 19 - Comprimento do hipocótilo, da radícula e total de plântulas de girassol (BRS 323 e BRS 422) e alface, submetidas a cinco tipos de água, em dois períodos de avaliação.



Girassol analisado em esquema fatorial 2×5 e alface separadamente. Letras maiúsculas comparam cultivares e letras minúsculas comparam águas, dentro do mesmo período e característica. (-) indica ausência de diferença significativa. Elaborado pelo próprio autor.

Em contrapartida, entre as cultivares de girassol, a cultivar BRS 422 apresentou valores significativamente maiores que a cultivar BRS 323 em crescimento do hipocótilo ao longo de todo experimento, crescimento da radícula na primeira metade do experimento (0-5) em A0 e crescimento total da plântula na segunda metade do experimento (6-10) em A0 e A2, sugerindo interações entre o genótipo e o ambiente ocorridas após a fase de protrusão radicular. Não apresentando diferenças significativas nas outras variáveis entre as cultivares.

O crescimento do hipocótilo significativamente maior para BRS 422 ao longo de todo experimento reforça as possibilidades argumentadas anteriormente de que possa haver estratégias fisiológicas distintas ou maior sensibilidade ao estiolamento.

A similaridade no crescimento das plântulas entre os tipos de água durante a primeira metade do experimento mostra que a fase inicial de estabelecimento foi, em grande medida, governada por fatores endógenos das sementes, não sendo sensivelmente influenciada pela composição das águas nesse estágio para o girassol.

O desempenho superior da BRS 422 em A0 pode indicar uma maior capacidade desta cultivar de manter alongação e acúmulo hídrico mesmo na ausência de íons externos. Por outro lado, a vantagem observada em A2 pode refletir uma resposta positiva específica da BRS 422 a determinados aspectos da composição iônica de A2 (por exemplo, maior concentração de Ca, Mg e dureza total), que favoreçam expansão celular prolongada nessa cultivar e consequentemente o comprimento total (Sahin et al. 2025).

A relação entre as respostas das cultivares e as características químicas das águas é, portanto, coerente com mecanismos fisiológicos conhecidos: cátions como Ca^{2+} , Mg^{2+} e K^{+} influenciam a extensibilidade da parede celular, o turgor e a ativação enzimática necessários à alongação (Gallemí et al., 2022; Guo et al., 2017); condutividade elétrica e composição iônica moderada tende a promover embebição equilibrada (Vertucci, 2015); enquanto níveis relativamente mais elevados de certos metais (como Fe, Mn) soma a pH baixo podem limitar crescimento por efeitos subletais no metabolismo (Gomes et al., 2025). Assim, águas como A1, A2 e A3, com balanço iônico mais favorável, favoreceram maior alongamento do hipocótilo em ambas as cultivares, enquanto condições com ausência de sais (A0) ou perfil iônico menos favorável (A4) resultaram em menor alongação, com efeitos mediados pela interação com o genótipo.

Quanto aos efeitos das águas nas cultivares de girassol, o padrão observado na primeira metade do experimento reforça que, nos estágios iniciais de germinação, o crescimento das plântulas apresenta participação limitada da absorção de íons do meio. Assim, as diferenças observadas na composição química das águas, embora existentes, não foram suficientes para provocar respostas diferenciadas nessa fase inicial.

Na segunda metade do experimento, as respostas de crescimento passaram a refletir de forma mais evidente a interação entre a composição química da água e as características fenotípicas das cultivares. O crescimento do hipocótilo na segunda metade do experimento em A1, A2 e A3 foi significativamente maior que as águas A0 e A4 em ambas cultivares. Possivelmente pelas mesmas características dessas águas já discutidas quanto ao pH e

composição iônica.

Por outro lado, apenas na cultivar BRS 323 o crescimento da radícula e o crescimento total da plântula em A1, A3 e A4, ambos na segunda metade do experimento, foram estatisticamente superiores que as demais águas. Sugerindo que as águas A2 e A0 possam ter limitado o desenvolvimento de forma pontual, uma vez que não houve efeito significativo no acúmulo de matéria seca ou fresca das cultivares. Ao passo que o crescimento em radícula e total em todo experimento não diferiu entre as águas para BRS 422.

Como discutido anteriormente a água A1 possui características físico-químicas, como pH levemente alcalino e alcalinidade total elevada, reduzindo a disponibilidade de elementos potencialmente tóxicos, que justificam o melhor desempenho. Por outro lado, a resposta positiva da BRS 323 em A3 e A4 sugere uma maior adaptabilidade frente às condições químicas potencialmente mais restritivas, como variações de pH e maior disponibilidade de Mn^{2+} , sendo essa uma possível explicação para a cultivar BRS 323 ter apresentado maior crescimento radicular e de comprimento total quando submetida às águas A1, A3 e A4.

Embora os resultados forneçam evidências robustas sobre o potencial de uso dessas águas, a diversidade de fontes de impacto antrópico bem como as peculiaridades locais de cavas de extração de areia exige estudos em específicos para garantir a segurança no uso de ACAs. Ademais, por ter sido conduzida em ambiente controlado, a pesquisa foca na fase inicial de crescimento; variáveis de campo, como o efeito acumulativo no solo, a interação com a microbiota e efeitos ao longo do desenvolvimento vegetal, demandam investigações de médio e longo prazo. A investigação de métodos de tratamento químico e biológico dessas águas permanece uma fronteira relevante para mitigar riscos de fitotoxicidade por elementos específicos.

Além disso, para confirmar alguns dos mecanismos propostos são necessários estudos para a determinação do conteúdo iônico tecidual, potenciais osmóticos, e medidas de indicadores fisiológicos (por exemplo, a condutividade de membrana, atividade de aquaporinas etc.), que permitirão distinguir melhor entre efeitos de disponibilidade iônica, competição catiônica e alterações no potencial hídrico como causas das diferenças fenotípicas observadas.

3.4 Conclusão

Os resultados obtidos nesse estudo indicam que os efeitos das águas de cavas de areia foram estatisticamente semelhantes ou melhores que o uso da água destilada, garantindo elevadas taxas de germinação, reduzido número de plântulas anormais e possibilitando melhor

desenvolvimento das plântulas, sem efeitos de toxidade tanto em girassol quanto em alface.

Além disso, influência das águas manifesta-se de forma mais pronunciada nas fases de crescimento pós-protrusão, quando a plântula interage mais intensamente com o meio.

4. CONCLUSÕES GERAIS

Os resultados obtidos evidenciam que as águas subterrâneas afloradas em cavas de mineração de areia constituem sistemas químicos complexos, cuja aptidão para uso agrícola não pode ser interpretada exclusivamente a partir dos critérios clássicos de qualidade para irrigação. A dinâmica geoquímica associada à oxidação de sulfetos e à mobilização de metais define um gradiente estrutural de acidez, mineralização e corrosividade que controla a qualidade dessas águas e condiciona seu potencial de uso.

Apesar das restrições identificadas, especialmente relacionadas à acidez e à presença de metais potencialmente tóxicos, os ensaios biológicos demonstraram que essas águas foram capazes de sustentar elevadas taxas de germinação e adequado crescimento inicial de plântulas, sem evidências de toxicidade para as espécies avaliadas. Esses resultados indicam que os impactos químicos observados nem sempre se traduzem diretamente em respostas biológicas imediatas, reforçando a necessidade de abordagens integradas que conciliem indicadores químicos, ambientais e ecotoxicológicos, além de estudos de longo prazo.

A variabilidade temporal observada revelou ainda que o sistema apresenta tendência de reequilíbrio químico ao longo do tempo, evidenciando que a evolução das condições ambientais das lagoas exerce papel central na melhoria relativa da qualidade da água. Nesse contexto, lagoas em estágios mais avançados de estabilização tendem a apresentar maior potencial de aproveitamento.

As águas de cavas de areia possuem potencial de utilização na irrigação, desde que seu uso seja conduzido sob monitoramento contínuo, especialmente do acúmulo de metais no solo, e critérios de manejo compatíveis com as particularidades químicas do sistema.

REFERÊNCIAS

- ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 9898: Preservação e técnicas de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores. Rio de Janeiro, 1987.
- ACHARYA, B. S.; KHAREL, G. Acid mine drainage from coal mining in the United States – An overview. *Journal of Hydrology*, v. 588, 125061, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2020.125061>. Acesso em: 1 abr. 2026.
- ADHIKARI, B.; OLORUNWA, O. J.; BARICKMAN, T. C. Seed Priming Enhances Seed Germination and Morphological Traits of *Lactuca sativa* L. under Salt Stress. *Seeds*, v. 1, n. 2, p. 74-86, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/seeds1020007>. Acesso em: 7 fev. 2026.
- AHMAD, P.; LATEF, A.; ABD_ALLAH, E.; HASHEM, A.; SARWAT, M.; ANJUM, N.; GUCEL, S. Calcium and potassium supplementation enhanced Growth, Osmolyte Secondary Metabolite Production, and Enzymatic Antioxidant Machinery in Cadmium-Exposed Chickpea (*Cicer arietinum* L.). *Frontiers in Plant Science*, v. 7, 513, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.3389/fpls.2016.00513>. Acesso em: 7 fev. 2026.
- ALI, H.; KHAN, E.; ILAHI, I. Environmental chemistry and ecotoxicology of hazardous heavy metals: environmental persistence, toxicity, and bioaccumulation. *Journal of Chemistry*, v. 2019, 6730305, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1155/2019/6730305>. Acesso em: 17 abr. 2026.
- ANEPAC - ASSOCIAÇÃO NACIONAL DAS ENTIDADES DE PRODUTORES DE AGREGADOS PARA CONSTRUÇÃO CIVIL. Revista Areia e Brita. São Paulo, n. 43, jul./set. 2008. Disponível em: <https://www.anepac.org.br/publicacoes/revista-areia-e-brita/item/174-edicao-43-2008-jul-ago-set>. Acesso em: 30 de maio 2025.
- APHA – AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION; AWWA – AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION; WEF – WATER ENVIRONMENT FEDERATION. Standard methods for the examination of water and wastewater. Editado por E. W. Rice, R. B. Baird, A. D. Eaton. 23. ed. Washington, DC: APHA, 2017.
- AYERS, R. S.; WESTCOT, D. W. Water quality for agriculture. Rev. 1. Rome: FAO, 1985. 174 p. (FAO Irrigation and Drainage Paper, 29). Reimpresso em 1994. Disponível em: <https://www.fao.org/3/t0234e/t0234e00.htm>. Acesso em: 5 maio 2026.
- BARBOSA, C. F. Hidrogeoquímica e a contaminação por nitrato em água subterrânea no bairro Piranema, Seropédica - RJ. 2005. 110 f. Dissertação (Mestrado em Geociências) – Instituto de Geociências, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2005. Disponível em: <https://repositorio.unicamp.br/acervo/detalhe/334969>. Acesso em: 17 maio 2026.
- BERBERT, M. C. A Mineração de Areia no Distrito de Itaguaí-Seropédica/RJ: Geologia dos Depósitos e Caracterização das Atividades de Lavra e dos Impactos Ambientais. 186 p. - Dissertação de Mestrado, Pós-Graduação em Geologia, UFRJ, Rio de Janeiro, RJ, Brasil, 2003.
- BIANCO, Kayo; FARIAS, Beatriz Oliveira de; GONÇALVES-BRITO, Andressa Silva; NASCIMENTO, Ana Paula Alves do; MAGALDI, Mariana; MONTENEGRO, Kaylanne; FLORES, Claudia; OLIVEIRA, Samara; MONTEIRO, Mychelle Alves; SPISSO, Bernardete Ferraz; PEREIRA, Mararlene Ulberg; FERREIRA, Rosana Gomes; ALBANO, Rodolpho Mattos; CARDOSO, Alexander Machado; CLEMENTINO, Maysa Mandetta. Mobile resistome of microbial communities and antimicrobial residues from drinking water supply systems in Rio de Janeiro, Brazil. *Scientific Reports*, v. 12, 19050, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/s41598-022-21040-7>. Acesso em: 6 nov. 2025.

BIXIO, D.; WINTGENS, T. (ed.). Water Reuse System Management Manual: AQUAREC. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities, 2006. 671 p. ISBN 92-79-01934-1. Disponível em: <https://ec.europa.eu/environment/water/reuse.htm>. Acesso em: 5 maio 2026.

BLANCHETTE, M. L.; LUND, M. A. Pit lakes are a global legacy of mining: an integrated approach to achieving sustainable ecosystems and value for communities. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, v. 23, p. 28-34, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2016.11.012>. Acesso em: 1 abr. 2026.

BOUALEM, Brahim; EGBUERI, Johnbosco C. Graphical, statistical and index-based techniques integrated for identifying the hydrochemical fingerprints and groundwater quality of In Salah, Algerian Sahara. *Environmental Geochemistry and Health*, v. 46, 158, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10653-024-01931-6>. Acesso em: 1 mar. 2026.

BRASIL. Ministério da Agricultura e Pecuária. Secretaria de Defesa Agropecuária. Regras para análise de sementes. Brasília, DF: MAPA, 2025. Disponível em: <https://wikisda.agricultura.gov.br>. Acesso em: 7 fev. 2026.

BRUGAM, R. B.; LUSK, M.; SMOL, J. P.; BATTARBEE, R. W.; DAVIS, R. B.; MERILÄINEN, J. Diatom evidence for neutralization in acid surface mine lakes. In: SMOL, J. P. et al. (ed.). *Diatoms and Lake Acidity: Reconstructing pH from Lake Sediments during the Last 200 Years*. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers Group, 1986. p. 115–129.

CAKMAKCI, T.; SAHIN, U. Productivity and heavy metal pollution management in a silage maize field with reduced recycled wastewater applications with different irrigation methods. *Journal of Environmental Management*, v. 291, 112602, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112602>. Acesso em: 5 maio 2026.

Carvalho, D. F.; Silva, L. D. B.; Folegatti, M. V.; Costa, J. R.; Cruz, F. A. Avaliação da evapotranspiração de referência na região de Seropédica, RJ, utilizando lisímetro de pesagem. *Revista Brasileira de Agrometeorologia*, v.14, p.108-116, 2006.

CASTRO, E.; PINEDO, J.; MARRUGO, J.; LEÓN, I. Retention and vertical distribution of heavy metals in mangrove sediments of the protected area swamp of Mallorquin, Colombian Caribbean. *Regional Studies in Marine Science*, v. 49, 102072, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2021.102072>. Acesso em: 5 maio 2026.

CETESB – COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO; ANA – AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO. Guia nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos. Organizado por Renan Lourenço de O. Silva. 2. ed. São Paulo: CETESB; Brasília, DF: ANA, 2023. 456 p.

CHAN-KEB, C.; AGRAZ-HERNÁNDEZ, C.; PÉREZ-BALAN, R.; GOMEZ-SOLANO, M.; MALDONADO-MONTIEL, T.; AKÉ-CANCHÉ, B.; GUTIÉRREZ-ALCÁNTARA, E. Acute toxicity of water and aqueous extract of soils from Champotón river in *Lactuca sativa* L. *Toxicology Reports*, v. 5, p. 593-597, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.toxrep.2018.05.009>. Acesso em: 7 fev. 2026.

CHEN, D.; WANG, G.; CHEN, C.; FENG, Z.; JIANG, Y.; YU, H.; LI, M.; CHAO, Y.; TANG, Y.; WANG, S.; QIU, R. The interplay between microalgae and toxic metal(loid)s: mechanisms and implications in AMD phycoremediation coupled with Fe/Mn mineralization. *Journal of Hazardous Materials*, v. 454, 131498, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2023.131498>. Acesso em: 5 maio 2026.

DONEEN LD (1964) Notes on water quality in agriculture. Water Science and Engineering, University of California, Davis.

DRISS, B. M. A.; IFLILISS, A.; ETTAZARINI, S.; HAHOU, Y.; BOUDAD, L.; EL AMRANI, M.; COURBA, S. Assessment of groundwater suitability for irrigation purposes in the Fritissa region, Moulouya, Morocco. *Frontiers in Geochemistry*, v. 2, p. 1307252, 2024. DOI: 10.3389/fgeoc.2024.1307252.

EDO, G. I.; SAMUEL, P. O.; OLONI, G. O.; EZEKIEL, G. O.; IKPEKORO, V. O.; OBASOHAN, P.; AGBO, J. J. Environmental persistence, bioaccumulation, and ecotoxicology of heavy metals. *Chemistry and Ecology*, v. 40, n. 3, p. 322–349, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/02757540.2024.2306839>. Acesso em: 5 maio 2026.

FAN, T.; YAO, X.; SUN, Z.; SANG, D.; LI, L.; DENG, H.; ZHANG, Y. Properties and metal binding behaviors of sediment dissolved organic matter (SDOM) in lakes with different trophic states along the Yangtze River Basin: A comparison and summary. *Water Research*, v. 231, 119605, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2023.119605>. Acesso em: 5 maio 2026.

FAO - DRECHSEL, P.; ZADEH, S. Marjani; PEDRERO, F. (ed.). *Water quality in agriculture: Risks and risk mitigation*. Rome: FAO & IWMI, 2023. DOI: 10.4060/cc7340en.

FAROOQ, A.; FAROOQ, N.; AKBAR, H.; HASSAN, Z. U.; GHEEWALA, S. H. A critical review of climate change impact at a global scale on cereal crop production. *Agronomy*, v. 13, n. 1, 162, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/agronomy13010162>. Acesso em: 7 fev. 2026.

GALLEMÍ, M.; MONTESINOS, J.; ZAREVSKI, N.; PŘIBYL, J.; SKLÁDAL, P.; HANNEZO, É.; BENKOVÁ, E. Dual role of pectin methyl esterase activity in the regulation of plant cell wall biophysical properties. *Frontiers in Plant Science*, v. 13, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1101/2022.06.14.495617>. Acesso em: 7 fev. 2026.

GETIRANA, Augusto; LIBONATI, Renata; CATALDI, Marcio. Brazil is in water crisis—it needs a drought plan. *Nature*, v. 600, n. 7888, p. 218–220, 2021. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/d41586-021-03625-w>. Acesso em: 26 maio 2025.

GHOLIZADEH, Abdolmajid; MOKHTARI, Mahdi; NAIMI, Nayera; SHIRAVAND, Babak; EHRAPOUSH, Mohammad Hassan; MIRI, Mohammad; EBRAHIMI, Asghar. Assessment of corrosion and scaling potential in groundwater resources; a case study of Yazd-Ardakan Plain, Iran. *Groundwater for Sustainable Development*, v. 5, p. 59–65, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2017.04.002>. Acesso em: 1 mar. 2026.

GIANNINI, V.; MAUCIERI, C.; VAMERALI, T.; ZANIN, G.; SCHIAVON, S.; PETTENELLA, D. M.; BONA, S.; BORIN, M. sunflower: from cortuso's description (1585) to current agronomy, uses and perspectives. *Agriculture*, v. 12, n. 12, 1978, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/agriculture12121978>. Acesso em: 7 fev. 2026.

GOMES, F. S.; SILVA, P. N.; REIS, C. H. G.; ANCHIETA, M. R.; SANTOLINO, A. C.; NAKAMURA, K. S. D.; PEREIRA, F. J. Iron mining tailing toxicity is increased by lower pH affecting lettuce seed germination, seedling early growth, and leaf anatomy. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 32, p. 5788–5799, 2025. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11356-025-36077-0>. Acesso em: 7 fev. 2026.

Google. Google Earth. Versão 9.1. O Google LLC, 2026. Disponível em: <https://earth.google.com/>. Acesso em: 2 jun. 2026

GUO, K.; TU, L.; HE, Y.; DENG, J.; WANG, M.; HUANG, H.; LI, Z.; ZHANG, X. Interaction

between calcium and potassium modulates elongation rate in cotton fiber cells. *Journal of Experimental Botany*, v. 68, p. 5161-5175, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1093/jxb/erx346>. Acesso em: 7 fev. 2026.

IBRAM- INSTITUTO BRASILEIRO DE MINERAÇÃO. Panorama Mineração do Brasil 2024. Brasília: IBRAM, 2024. Disponível em: <https://ibram.org.br/wp-content/uploads/2024/09/PMB2024.pdf>. Acesso em: 30 maio 2025.

IGHALO, J. O.; KURNIAWAN, S. B.; IWUOZOR, K. O.; ANIAGOR, C. O.; AJALA, O. J.; OBA, S. N.; IWUCHUKWU, F. U.; AHMADI, S.; IGWEGBE, C. A. A review of treatment technologies for the mitigation of the toxic environmental effects of acid mine drainage (AMD). *Process Safety and Environmental Protection*, v. 157, p. 37–58, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.psep.2021.11.008>. Acesso em: 2 jun. 2026.

ISAYENKOV, S. V.; MAATHUIS, F. J. M. Plant Salinity Stress: Many Unanswered Questions Remain. *Frontiers in Plant Science*, v. 10, 80, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.3389/fpls.2019.00080>. Acesso em: 12 abr. 2026.

JAVID, M.; ULLAH, S.; AMIN, F.; SHAH, W.; MALIK, T.; ALWAHIBI, M. S.; WAHEED, A.; ERCISLI, S.; ALI, B. Computing the effects of temperature and osmotic stress on the seed germination of *Helianthus annuus* L. by using a mathematical model. *Scientific Reports*, v. 14, 9978, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/s41598-024-60015-8>. Acesso em: 7 fev. 2026.

KOSCHORRECK, M.; TITTEL, J. Natural Alkalinity Generation in Neutral Lakes Affected by Acid Mine Drainage. *Journal of Environmental Quality*, v. 36, n. 4, p. 1163–1171, 2007. Disponível em: <https://doi.org/10.2134/jeq2006.0354>. Acesso em: 5 maio 2026.

KUBIER, A.; WILKIN, R. T.; PICHLER, T. Cadmium in soils and groundwater: A review. *Applied Geochemistry*, v. 108, p. 1–16, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2019.104388>. Acesso em: 16 maio 2026.

LACERDA, L. D. Diffuse pollution and trace metal biogeochemistry in mangrove ecosystems. Okinawa: International Society for Mangrove Ecosystems, 1998. 65 p.

LANGELIER, Wilfred Frederick. The analytical control of anti-corrosion water treatment. *Journal of the American Water Works Association*, v. 28, n. 10, p. 1500-1521, 1936. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/j.1551-8833.1936.tb13636.x>. Acesso em: 1 mar. 2026.

LARSON, Thurston Eric; SKOLD, Roland Victor. Laboratory Studies Relating Mineral Quality of Water to Corrosion of Steel and Cast Iron. *Corrosion*, v. 14, n. 6, p. 43–46, 1958. Disponível em: <https://doi.org/10.5006/0010-9312-14.6.43>. Acesso em: 1 mar. 2026.

LI, F.; WEI, L.; LIU, Y.; DENG, H.; CUI, J.; WANG, J.; XIAO, T. Characterization of dissolved organic matter in rivers impacted by acid mine drainage: Components and complexation with metals. *Science of The Total Environment*, v. 926, 171960, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.171960>. Acesso em: 5 maio 2026.

LIRA, C. B. de M. Proposta de solução integrada para as cavas de areia de Seropédica como alternativa de incremento de segurança hídrica e recuperação de área degradada. 2019. 150 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2019. Disponível em: <http://hdl.handle.net/11422/13568>. Acesso em: 23 out. 2025.

LIU, X.; ZHANG, L.; YANG, F.; ZHOU, W. Determining reclaimed water quality thresholds and farming practices to improve food crop yield: A meta-analysis combined with random forest model.

Science of The Total Environment, v. 862, 160774, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.160774>. Acesso em: 22 abr. 2026.

LUZ, A. B. da; ALMEIDA, S. L. M. de. Operações de lavra de areia. In: LUZ, A. B. da; ALMEIDA, S. L. M. de (ed.). Manual de Tratamento de Minérios. 5. ed. Rio de Janeiro: CETEM, 2011. p. 451–472. (Capítulo 10). Disponível em: <http://mineralis.cetem.gov.br/bitstream/cetem/2052/1/Cap%2010%20Op.%20de%20Lavras.pdf>. Acesso em: 31 maio 2025.

MA, L.; LIU, X.; LV, W.; YANG, Y. Molecular Mechanisms of Plant Responses to Salt Stress. *Frontiers in Plant Science*, v. 13, 934877, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.3389/fpls.2022.934877>. Acesso em: 12 abr. 2026.

MABUZA, M.; ANNANDALE, J.; STEYN, M.; TANNER, P.; DU PLESSIS, M. Response of wheat (*Triticum aestivum* L.) and cowpea (*Vigna unguiculata* L.) to foliar wetting with low pH mine waters containing acid-generating metal cations. *Agricultural Water Management*, v. 295, 108742, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2024.108742>. Acesso em: 5 maio 2026.

MAGALHÃES, D.; MARQUES, M.; BAPTISTA, D.; BUSS, D. Metal bioavailability and toxicity in freshwaters. *Environmental Chemistry Letters*, v. 13, p. 69-87, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10311-015-0491-9>. Acesso em: 7 fev. 2026.

MAGUIRE, J. D. Speed of germination - aid in selection and evolution for seedling emergence and vigor. *Crop Science*, v. 2, n. 1, p. 176-177, 1962. Disponível em: <https://doi.org/10.2135/cropsci1962.0011183X000200020033x>. Acesso em: 7 fev. 2026.

MANSILLA, S.; ESCOLÀ, M.; PIÑA, B.; PORTUGAL, J.; IAKOVIDES, I. C.; BERETSOU, V. G.; CHRISTOU, A.; FATTA-KASSINOS, D.; BAYONA, J. M.; MATAMOROS, V. Linking the use of reclaimed water to indicators of crop stress by metabolomic and transcriptomic analyses: A tool to compare water irrigation quality. *Science of The Total Environment*, v. 908, 168182, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.168182>. Acesso em: 7 fev. 2026.

MARQUES, E. D.; SELLA, S. M.; BIDONE, E. D.; SILVA-FILHO, E. V. Geochemical behavior and dissolved species control in acid sand pit lakes, Sepetiba sedimentary basin, Rio de Janeiro, SE – Brazil. *Journal of South American Earth Sciences*, v. 30, n. 3-4, p. 176-188, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jsames.2010.04.003>. Acesso em: 27 mar. 2026.

MARQUES, E. D.; SELLA, S. M.; MELLO, W. Z.; LACERDA, L. D.; SILVA-FILHO, E. V. Hydrogeochemistry of sand pit lakes at sepetiba basin, rio de janeiro, southeastern brazil. *Water, Air, & Soil Pollution*, v. 189, p. 21–36, 2008a. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11270-007-9550-6>. Acesso em: 27 mar. 2026.

MARQUES, E. D.; TUBBS, D.; SILVA-FILHO, E. V. Influência das variações do nível freático na química da água subterrânea, Aquífero Piranema – Bacia de Sepetiba, RJ. *Geochimica Brasiliensis*, v. 22, n. 3, p. 213-228, 2008b. Disponível em: <https://geobrasiliensis.org.br>. Acesso em: 27 mar. 2026.

MARQUES, Eduardo D.; TUBBS, Décio; GOMES, Olga Venimar O.; SILVA-FILHO, Emmanoel V. Influence of acid sand pit lakes in surrounding groundwater chemistry, Sepetiba sedimentary basin, Rio de Janeiro, Brazil. *Journal of Geochemical Exploration*, v. 112, p. 306-321, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2011.10.002>. Acesso em: 6 nov. 2025.

MARQUES, Eduardo Duarte. Hidrogeoquímica nas cavas de extração de areia na região do bairro Piranema – Distrito Areeiro de Seropédica-Itaguaí – RJ. 2006. 123 f. Dissertação (Mestrado em Geociências – Área de Concentração: Geoquímica Ambiental) – Universidade Federal Fluminense, Niterói, 2006.

MARQUES, Eduardo Duarte. Impactos da mineração de areia na Bacia Sedimentar de Sepetiba, RJ: estudo de suas implicações sobre as águas do Aquífero Piranema. 2010. 100 p. Tese (Doutorado em Geociências – Geoquímica Ambiental) – Instituto de Geociências, Universidade Federal Fluminense, Niterói, 2010.

MASINDI, V.; FOTEINIS, S.; RENFORTH, P.; NDIRITU, J.; MAREE, J. P.; TEKERE, M.; CHATZISYMEON, E. Challenges and avenues for acid mine drainage treatment, beneficiation, and valorisation in circular economy: A review. *Ecological Engineering*, v. 183, 106740, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2022.106740>. Acesso em: 2 jun. 2026.

MEYER, C. J.; STEUDLE, E.; PETERSON, C. A. Patterns and kinetics of water uptake by soybean seeds. *Journal of Experimental Botany*, v. 58, n. 3, p. 717–732, 2007. Disponível em: <https://doi.org/10.1093/jxb/erl244>. Acesso em: 7 fev. 2026.

MIGASZEWSKI, Z. M.; GAŁUSZKA, A.; DOŁĘGOWSKA, S. Extreme enrichment of arsenic and rare earth elements in acid mine drainage: Case study of Wiśniówka mining area (south-central Poland). *Environmental Pollution*, v. 244, p. 898-906, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.10.106>. Acesso em: 1 abr. 2026.

MIKLIČ, V. Introduction to the Special Issue Sunflower. *OCL*, v. 29, 16, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1051/ocl/2022013>. Acesso em: 7 fev. 2026.

NAKAYAMA, F. S.; BUCKS, D. A. Trickle Irrigation for Crop Production: Design, Operation, and Management. Amsterdam: Elsevier, 1986.

NIKAS, A.; KOASIDIS, K.; KÖBERLE, A. C.; KOURTESI, G.; DOUKAS, H. A comparative study of biodiesel in Brazil and Argentina: An integrated systems of innovation perspective. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 156, 112022, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.rser.2021.112022>. Acesso em: 26 maio 2025.

NIU, Li-Bin; NAKADA, Kensuke. Effect of chloride and sulfate ions in simulated boiler water on pitting corrosion behavior of 13Cr steel. *Corrosion Science*, v. 96, p. 171-177, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.corsci.2015.04.005>. Acesso em: 1 mar. 2026.

NOBRE, D. A. C.; BRANDÃO JUNIOR, D. S.; SALAZAR, A. H.; CARDOSO, R. R. Vigor and viability sunflower achenes as determined by the tetrazolium test. *Pesquisa Agropecuária Pernambucana*, v. 19, n. 2, p. 89-93, 2014.

NONOGAKI, H. Seed germination and dormancy: The classic story, new puzzles, and evolution. *Journal of Integrative Plant Biology*, v. 61, p. 541–563, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/jipb.12762>. Acesso em: 17 abr. 2026.

OROSUN, M. M.; INUYOMI, S. O.; USIKALU, M. R.; OKORO, H. K.; LOUIS, H.; OMEJE, M.; EHINLAFA, E. O.; OYEWUMI, K. J. Heavy metal contamination of selected mining fields in North-Central Nigeria. *MethodsX*, v. 10, 102201, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.mex.2023.102201>. Acesso em: 5 maio 2026.

OZDEN, E.; LIGHT, M. E.; DEMIR, I. Alternating temperatures increase germination and emergence in relation to endogenous hormones and enzyme activities in aubergine seeds. *South African Journal of Botany*, v. 139, p. 130–139, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.sajb.2021.02.010>. Acesso em: 17 abr. 2026.

PERHI-RJ. Relatório Gerencial. Plano Estadual de Recursos Hídricos do Estado do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro: COPPETEC, 2014. p. 69. ISBN: 9788563884091.

POWELL, A.; MATTHEWS, S. The damaging effect of water on dry pea embryos during imbibition.

Journal of Experimental Botany, v. 29, p. 1215-1229, 1978. Disponível em: <https://doi.org/10.1093/jxb/29.5.1215>. Acesso em: 7 fev. 2026.

PUTTHA, R.; VENKATACHALAM, K.; HANPAKDEESAKUL, S.; WONGSA, J.; PARAMETTHANUWAT, T.; SREAN, P.; PAKEECHAI, K.; CHAROENPHUN, N. Exploring the potential of sunflowers: agronomy, applications, and opportunities within bio-circular-green economy. *Horticulturae*, v. 9, n. 10, 1079, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/horticulturae9101079>. Acesso em: 7 fev. 2026.

R - R CORE TEAM. R: A language and environment for statistical computing. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing, 2025. Disponível em: <https://www.R-project.org/>. Acesso em: 12 abr. 2026.

RAGHUNATH, H. M. Groundwater. 2. ed. New Delhi: Wiley Eastern Ltd., 1987. 344-369 p.

RANGEL-BUITRAGO, Nelson; NEAL, William; PILKEY, Orrin; LONGO, Norma. The global impact of sand mining on beaches and dunes. *Ocean & Coastal Management*, v. 235, 106492, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2023.106492>. Acesso em: 30 maio 2025.

RAWAT, K. S.; SINGH, S. K.; GAUTAM, S. K. Assessment of groundwater quality for irrigation use: a peninsular case study. *Applied Water Science*, v. 8, n. 8, p. 233, 2018. DOI: 10.1007/s13201-018-0866-8.

RENTIER, E. S.; CAMMERAAT, L. H. The environmental impacts of river sand mining. *Science of The Total Environment*, v. 838, pt. 1, 155877, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.155877>. Acesso em: 30 maio 2025.

RICHARDS, L. A. Diagnosis and improvement of saline and alkali soils. In: UNITED STATES SALINITY LABORATORY STAFF. Agricultural handbook No. 60. Washington, DC: The United States Government Printing Office, 1954.

RIOS, J.L.P.; BERGER, S.G. Estudos sócio-econômicos e de demanda de água para a RMRJ. SEMINÁRIO SOBRE A BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO GUANDU: PROBLEMAS E SOLUÇÕES, Seropédica, Rio de Janeiro, 2002. Anais [Recurso eletrônico]. Rio de Janeiro: SERLA, 2002. p. 77-78.

ROCHA, L. G.; RAU, B. A.; DA SILVA, D. M.; DE ARAÚJO, R. M.; MASETTO, T. E. Potassium nitrate (kno₃) seed priming enhances soybean seed performance. *Scientific Reports*, v. 15, 33640, 2025. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/s41598-025-11498-6>. Acesso em: 12 abr. 2026.

ROSSETTO, C. A. V.; MEDICI, L. O.; MORAIS, C. S. B. de; MARTINS, R. da C. F.; CARVALHO, D. F. de. Seed germination and performance of sunflower seedlings submitted to produced water. *Ciência e Agrotecnologia*, v. 45, e010521, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/1413-7054202145010521>. Acesso em: 7 fev. 2026.

RYZNAR, John Wilbert. A new index for determining amount of calcium carbonate scale formed by a water. *Journal of the American Water Works Association*, v. 36, n. 4, p. 472-483, 1944. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/j.1551-8833.1944.tb16824.x>. Acesso em: 1 mar. 2026.

SAHIN, O.; SEYREK, G.; DEMIR, K.; GUNES, A. Regulation of lettuce growth and calcium-magnesium nutrition by sheep wool-derived hydrolyzed keratin under natural and led light spectra. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, v. 25, p. 5626 - 5637, 2025. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s42729-025-02485-x>. Acesso em: 7 fev. 2026.

SAKOUHI, L.; HUSSAAN, M.; MURATA, Y.; CHAOUI, A. Role of calcium signaling in cadmium stress mitigation by indol-3-acetic acid and gibberellin in chickpea seedlings. *Environmental Science*

and Pollution Research, v. 31, p. 16972 - 16985, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11356-024-32327-9>. Acesso em: 7 fev. 2026.

SÁNCHEZ-ESPAÑA, J.; YUSTA, I.; ILIN, A.; VAN DER GRAAF, C.; SÁNCHEZ-ANDREA, I. Microbial Geochemistry of the Acidic Saline Pit Lake of Brunita Mine (La Unión, SE Spain). *Mine Water and the Environment*, v. 39, p. 1-21, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10230-020-00655-0>. Acesso em: 1 abr. 2026.

SAWYER, C. N.; MCCARTY, P. L. *Chemistry for sanitary engineers*. 2. ed. New York: McGraw-Hill, 1967. 518 p.

SCHIAVON, M.; MOORE, K. K. How to Properly Read Your Irrigation Water Analysis for Turf and Landscape. *EDIS*, v. 2021, n. 6, 2021. DOI: 10.32473/edis-ep616-2021.

SCHUELER, ADRIANA; TUBBS, DECIO; FERREIRA, PAULO HENRIQUE ZUZARTE. Canteiros Flutuantes Para Pós Ocupação Das Áreas De Extração De Areia Em Seropédica/Itaguaí-RJ. , [S.l.], n. 15, p. 88-104, fev. 2020. ISSN 2317-8825. Disponível em: <<https://revistacontinentes.com.br/index.php/continentes/article/view/239>>. Acesso em: 24 nov. 2024.

SHAFIQUE, F; ALI, Q; MALIK, A. EFFECTS OF HEAVY METAL TOXICITY ON MAZE SEEDLINGS GROWTH TRAITS. *Biological and Clinical Sciences Research Journal*, Lahore, PK, v. 2020, n. 1, 2020. DOI: 10.54112/bcsrj.v2020i1.27. Disponível em: <https://bcsrj.com/ojs/index.php/bcsrj/article/view/27>. Acesso em: 18 apr. 2026.

SHE, Z.; WANG, J.; PAN, X.; MA, D.; GAO, Y.; WANG, S.; CHUAI, X.; YUE, Z. Decadal evolution of an acidic pit lake: Insights into the biogeochemical impacts of microbial community succession. *Water Research*, v. 243, 120415, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2023.120415>. Acesso em: 5 maio 2026.

SIENKIEWICZ, E.; GAŚSIOROWSKI, M. The evolution of a mining lake - From acidity to natural neutralization. *Science of The Total Environment*, v. 557–558, p. 343–354, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.03.088>. Acesso em: 5 maio 2026.

SIMLER, R. *Diagrammes: logiciel d'hydrochimie multilingue en distribution libre*. Avignon: Laboratoire d'Hydrogéologie d'Avignon, Université d'Avignon, 2025. Disponível em: <https://terre-et-eau.univ-avignon.fr/equipements-de-terrain-et-de-laboratoire/logiciels/>. Acesso em: 26 abr. 2026.

SINCLAIR, T. R.; RUFTY, T. W. Nitrogen and water resources commonly limit crop yield increases, not necessarily plant genetics. *Global Food Security*, v. 1, n. 2, p. 94-98, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.gfs.2012.07.001>. Acesso em: 7 fev. 2026.

SOKOL, E. V.; DEVIATIIAROVA, A. S.; KOKH, S. N.; et al. Sulfide minerals as potential tracers of isochemical processes in contact metamorphism: case study of the Kochumdek Aureole, East Siberia. *Minerals*, v. 11, n. 1, 17, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/min11010017>. Acesso em: 5 maio 2026.

SOLEIMANI, H.; MANSOURI, B.; KIANI, A.; OMER, A. K.; TAZIK, M.; EBRAHIMZADEH, G.; SHARAFI, K. Ecological risk assessment and heavy metals accumulation in agriculture soils irrigated with treated wastewater effluent, river water, and well water combined with chemical fertilizers. *Heliyon*, v. 9, n. 3, e14580, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e14580>. Acesso em: 5 maio 2026.

SUYKENS, B.; MAMO, S. A.; KAPITO, M.; RAHMAN, M. A.; SHITIMA, C. Moving sand: Sand connections and the role of (truck) transport in sand commodity chains in Bangladesh, Ethiopia, and Tanzania. *The Extractive Industries and Society*, v. 23, 101652, 2025. Disponível em:

<https://doi.org/10.1016/j.exis.2025.101652>. Acesso em: 30 maio 2025.

TAKEUCHI, H.; TANAKA, H. Water reuse and recycling in Japan - History, current situation, and future perspectives. *Water Cycle* 1 (2020) 1 – 12.

THONGTIP, A.; MOSALEEYANON, K.; KORINSAK, S.; TOOJINDA, T.; DARWELL, C. T.; CHUTIMANUKUL, P.; CHUTIMANUKUL, P. Promotion of seed germination and early plant growth by KNO₃ and light spectra in *Ocimum tenuiflorum* using a plant factory. *Scientific Reports*, v. 12, 6995, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/s41598-022-11001-5>. Acesso em: 12 abr. 2026.

TROUT, T. J.; DEJONGE, K. C.; ZHANG, H. Crop water use and crop coefficients of sunflower in the U.S. Central Great Plains. *Agricultural Water Management*, v. 316, 109583, 2025. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2025.109583>. Acesso em: 17 abr. 2026.

TUBBS, D.; MARQUES, E. D.; GOMES, O. V. O.; SILVA-FILHO, E. V.. Impacto da Mineração de Areia sobre a Química das Águas Subterrâneas, Distrito Areeiro da Piranema, Municípios de Itaguaí e Seropédica, Rio de Janeiro. *Revista Brasileira de Geociências*, v. 41, n. 3, p. 472-485, set. 2011. Disponível em: <http://www.rbg.sbgeo.org.br>. Acesso em: 27 mar. 2026.

TURAN, F.; YAĞCI, E. The Effect of Sunflower Seed Priming in Reducing Drought Stress on Antioxidant and Morphological Characteristics During the Germination Stage. *Journal of Plant Growth Regulation*, v. 44, p. 4526–4537, 2025. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s00344-025-11703-w>. Acesso em: 7 fev. 2026.

ULSEN, C.; ANTONIASSI, J. L.; MARTINS, I. M.; KAHN, H. High quality recycled sand from mixed CDW – is that possible?. *Journal of Materials Research and Technology*, v. 12, p. 29–42, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jmrt.2021.02.057>. Acesso em: 2 jun. 2026.

USLU, Ö. S.; GEDIK, O.; KAYA, A. R.; EROL, A.; BABUR, E.; KHAN, H.; SELEIMAN, M. F.; WASONGA, D. O. Effects of Different Irrigation Water Sources Contaminated with Heavy Metals on Seed Germination and Seedling Growth of Different Field Crops. *Water*, v. 17, n. 6, 892, 2025. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/w17060892>. Acesso em: 17 abr. 2026.

VERTUCCI, C. The Kinetics of Seed Imbibition: Controlling Factors and Relevance to Seedling Vigor. In: *Seed Vigor Testing: CSSA Special Publication*, n. 14, p. 93-115, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.2135/cssaspecpub14.c6>. Acesso em: 7 fev. 2026.

VIANNA, M. de A. As transformações no espaço rural no município de Seropédica-RJ nas últimas décadas. *Espaço e Economia*, n. 19, 1 set. 2020. Disponível em: <http://journals.openedition.org/espacoeconomia/16651>.

WEBER, A. Surrounded by Pit Lakes: New Landscapes After Lignite Mining in the Former German Democratic Republic. *Mine Water and the Environment*, v. 39, p. 658–665, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10230-020-00696-5>. Acesso em: 1 abr. 2026.

WEISANY, W.; RAZMI, J.; PASHANG, D. Improving seed germination and physiological characteristics of maize seedlings under osmotic stress through potassium nano-silicate treatment. *Frontiers in Plant Science*, v. 14, 1274396, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.3389/fpls.2023.1274396>. Acesso em: 12 abr. 2026.

WEN, M. E. A.; PELLETIER, C.; NORLUND, K.; WOLFF, W. R.; BERTHELOT, D. S. Phytoremediation to improve pit lake water quality. In: FOURIE, A. B. et al. (ed.). *Proceedings of the 10th International Conference on Mine Closure*. Vancouver: Australian Center for Geomechanics, 2015. p. 995–1010. Disponível em: https://papers.acg.uwa.edu.au/p/1508_82_Wen/. Acesso em: 5

maio 2026.

WILCOX, L. V. Classification and Use of Irrigation Water. Washington, DC: US Department of Agriculture, 1955. (Circular, 969).

WILLIAMS, M. S.; OYEDOTUN, T. D. T.; SIMMONS, D. A. Assessment of water quality of lakes used for recreational purposes in abandoned mines of Linden, Guyana. *Geology, Ecology, and Landscapes*, v. 4, n. 4, p. 269-281, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/24749508.2019.1633220>. Acesso em: 1 abr. 2026.

WRIGHT, D. A.; WELBOURN, P. M. Cadmium in the aquatic environment: a review of ecological, physiological, and toxicological effects on biota. *Environmental Reviews*, v. 2, n. 2, p. 187–214, 1994. Disponível em: <https://doi.org/10.1139/a94-012>. Acesso em: 5 maio 2026.

YANG, Y.; GUO, Y. Elucidating the molecular mechanisms mediating plant salt-stress responses. *New Phytologist*, v. 217, p. 523-539, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/nph.14920>. Acesso em: 12 abr. 2026.

YAVUZ, D.; RASHID, B. A. R.; SEYMEN, M. The influence of NaCl salinity on evapotranspiration, yield traits, antioxidant status, and mineral composition of lettuce grown under deficit irrigation. *Scientia Horticulturae*, v. 310, 111776, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scienta.2022.111776>. Acesso em: 7 fev. 2026.

YERLI, C.; SAHIN, U.; OZTAS, T.; ORS, S. Fertility and heavy metal pollution in silage maize soil irrigated with different levels of recycled wastewater under conventional and no-tillage practices. *Irrigation Science*, v. 43, p. 221–238, 2025. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s00271-024-00927-5>. Acesso em: 5 maio 2026.

ZAMAN, M.; SHAHID, S. A.; HENG, L. Irrigation water quality. In: *Guideline for Salinity Assessment, Mitigation and Adaptation Using Nuclear and Related Techniques*. Cham: Springer International Publishing, 2018. p. 113–131. Disponível em: https://doi.org/10.1007/978-3-319-96190-3_5. Acesso em: 17 abr. 2026.

ZENG, P.; XIE, T.; SHEN, J.; LIANG, T.; YIN, L.; LIU, K.; HE, Y.; CHEN, M.; TANG, H.; CHEN, S.; SHABALA, S.; ZHANG, H.; CHENG, J. Potassium transporter OsHAK9 regulates seed germination under salt stress by preventing gibberellin degradation through mediating OsGA2ox7 in rice. *Journal of Integrative Plant Biology*, v. 66, p. 731–748, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/jipb.13615>. Acesso em: 12 abr. 2026.

ZERVEAS, S.; MENTE, M. S.; TSAKIRI, D.; KOTZABASIS, K. Microalgal photosynthesis induces alkalization of aquatic environment as a result of H⁺ uptake independently from CO₂ concentration – New perspectives for environmental applications. *Journal of Environmental Management*, v. 289, 112546, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112546>. Acesso em: 5 maio 2026.

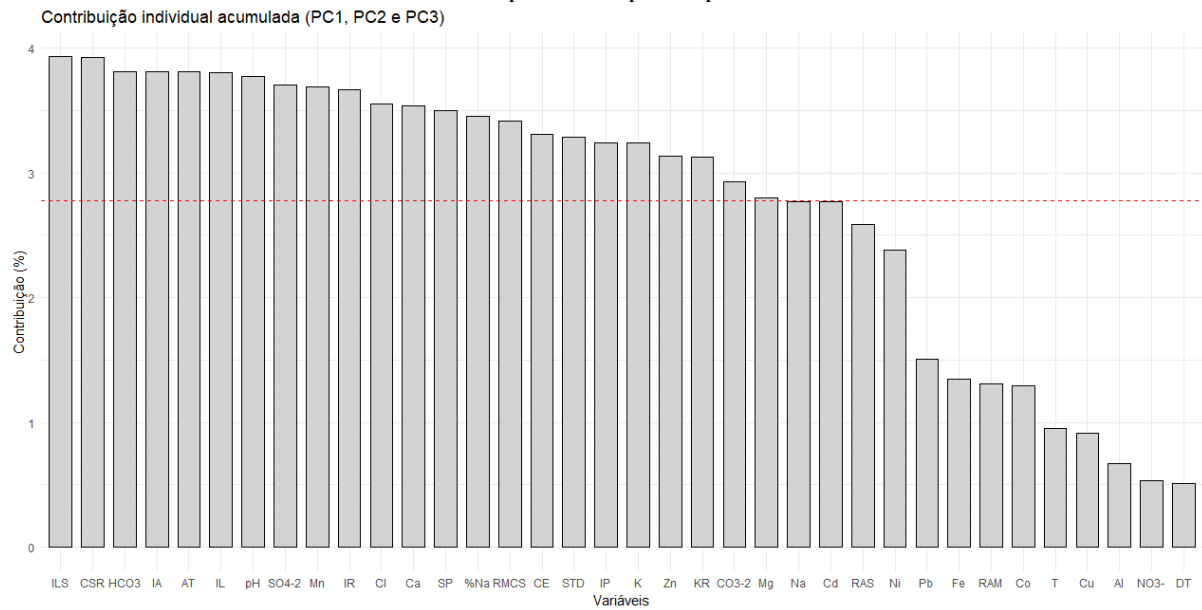
APÊNDICE A – EQUAÇÕES DE CÁLCULO DOS PRINCIPAIS INDICADORES UTILIZADOS

Tabela 1. Metodologia de cálculo dos indicadores utilizados.

Índice	Equação	Referência
RAS	$Na^+ / \sqrt{((Ca^{2+} + Mg^{2+})/2)}$	Richards, 1954
%Na	$(Na^+ + K^+) \times 100 / (Ca^{2+} + Mg^{2+} + Na^+ + K^+)$	Boualem; Egbueri, 2024; Richards, 1954
KR	$Na^+ / (Ca^{2+} + Mg^{2+})$	Kelly, 1963
IP	$(Na^+ + \sqrt{HCO_3^-}) \times 100 / (Ca^{2+} + Mg^{2+} + Na^+)$	Doneen, 1964; Yildiz; Karakuş, 2020
CSR	$(CO_3^{2-} + HCO_3^-) - (Ca^{2+} + Mg^{2+})$	Eaton, 1950
RAM	$Mg^{2+} / (Ca^{2+} + Mg^{2+}) \times 100$	Raghunath, 1987
SP	$Cl^- + \frac{1}{2} SO_4^{2-}$	Doneen, 1964
IL	$pH - pH_s$ $pH_s = (9,3 + A + B) - (C + D)$ $A = (\log_{10}(SDT) - 1) / 10$ $B = -13,2 \times \log_{10}(T + 273) + 34,55$ $C = \log_{10}(Ca^{2+}) - 0,4$ $D = \log_{10}(\text{Alcalinidade}) - 0,4$	Langelier, 1936
IR	$2pH_s - pH$	Ryznar, 1944
ILS	$(Cl^- + SO_4^{2-}) / (HCO_3^- + CO_3^{2-})$	Larson; Skold, 1958
IA	$pH + \log_{10}(T - \text{Alcalinidade} \times Ca^{2+})$	Gholizadeh et al., 2017

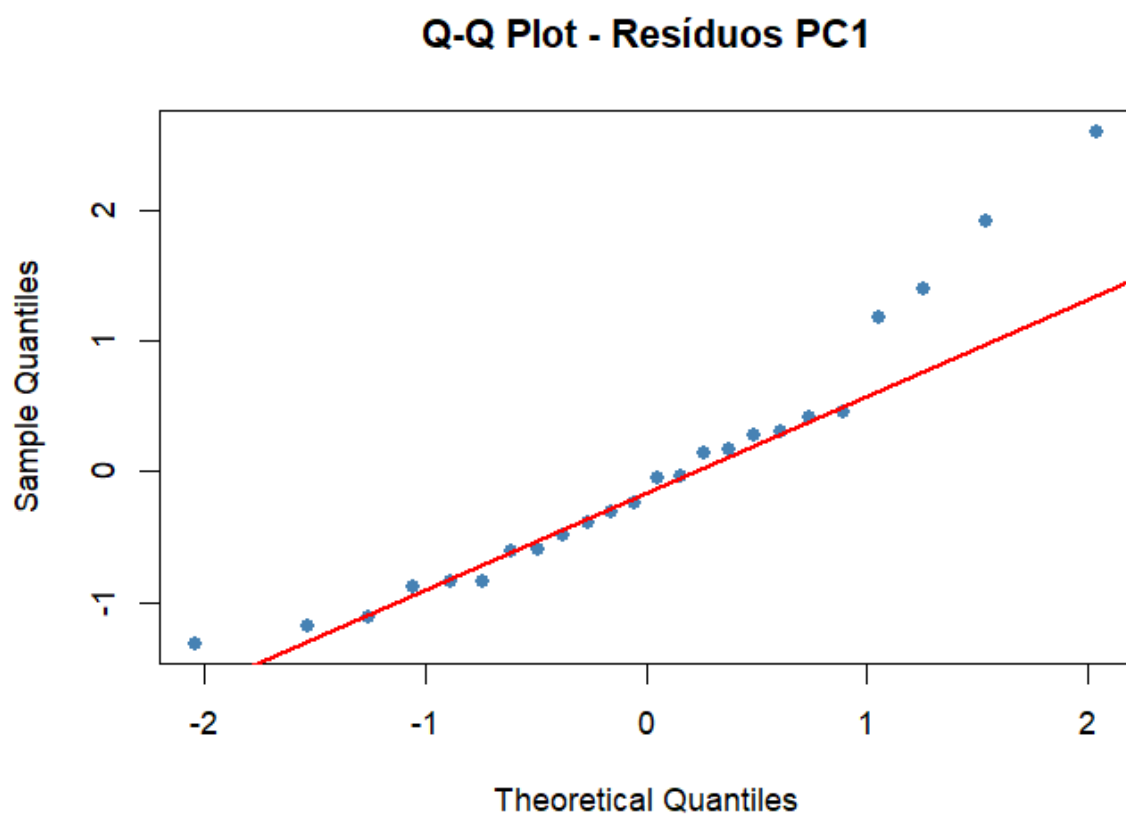
APÊNDICE B - RESULTADOS ESTATÍSTICOS COMPLEMENTARES

Figura 1 - Contribuição individual relativa das variáveis avaliadas nos três primeiros componentes principais.



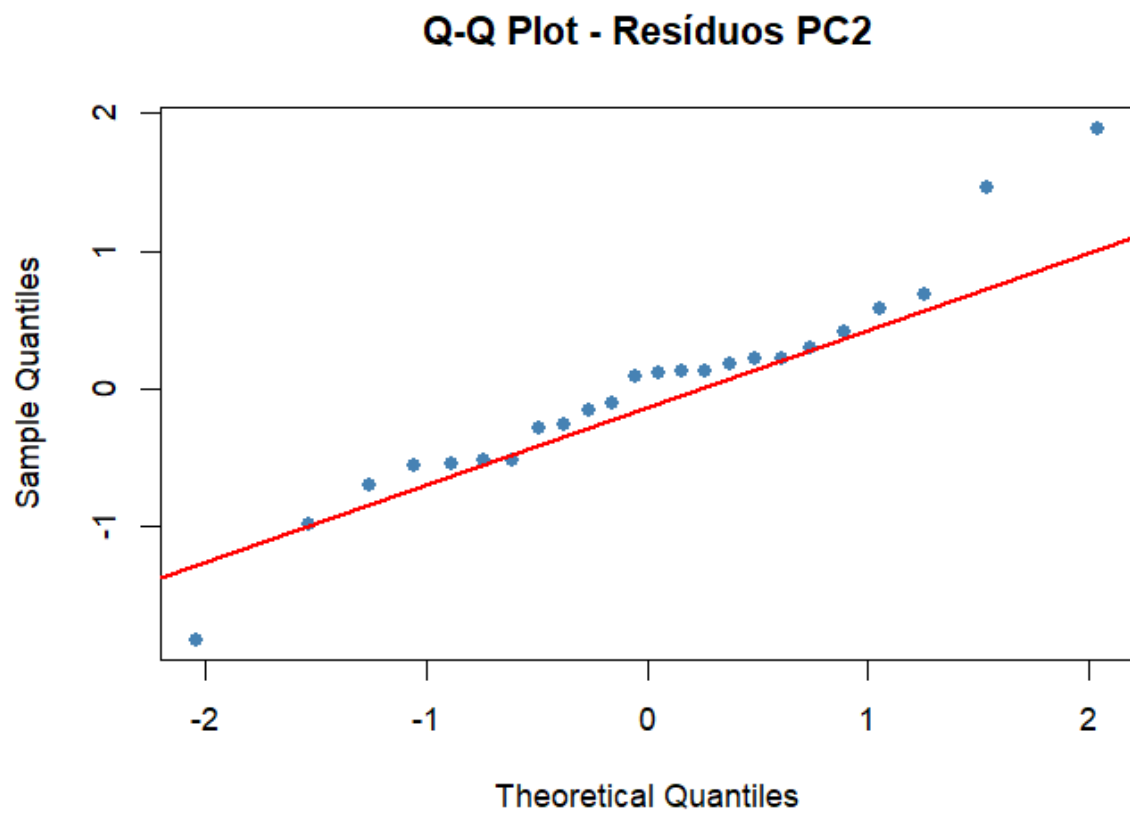
Barras abaixo do ponto de corte correspondem a variáveis redundantes, sendo excluídas da representação visual. Elaborado pelo próprio autor.

Figura 2 - Distribuição dos resíduos dos escores de PC1.



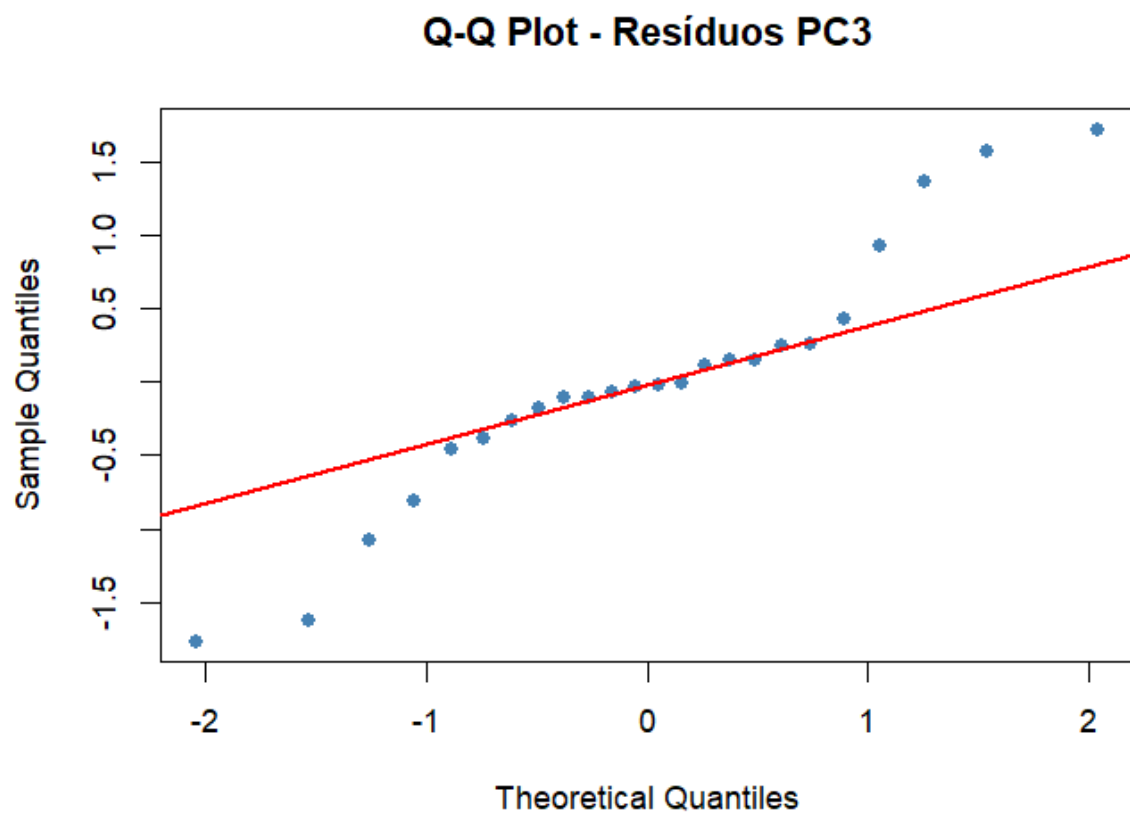
Elaborado pelo próprio autor.

Figura 3 - Distribuição dos resíduos dos escores de PC2.



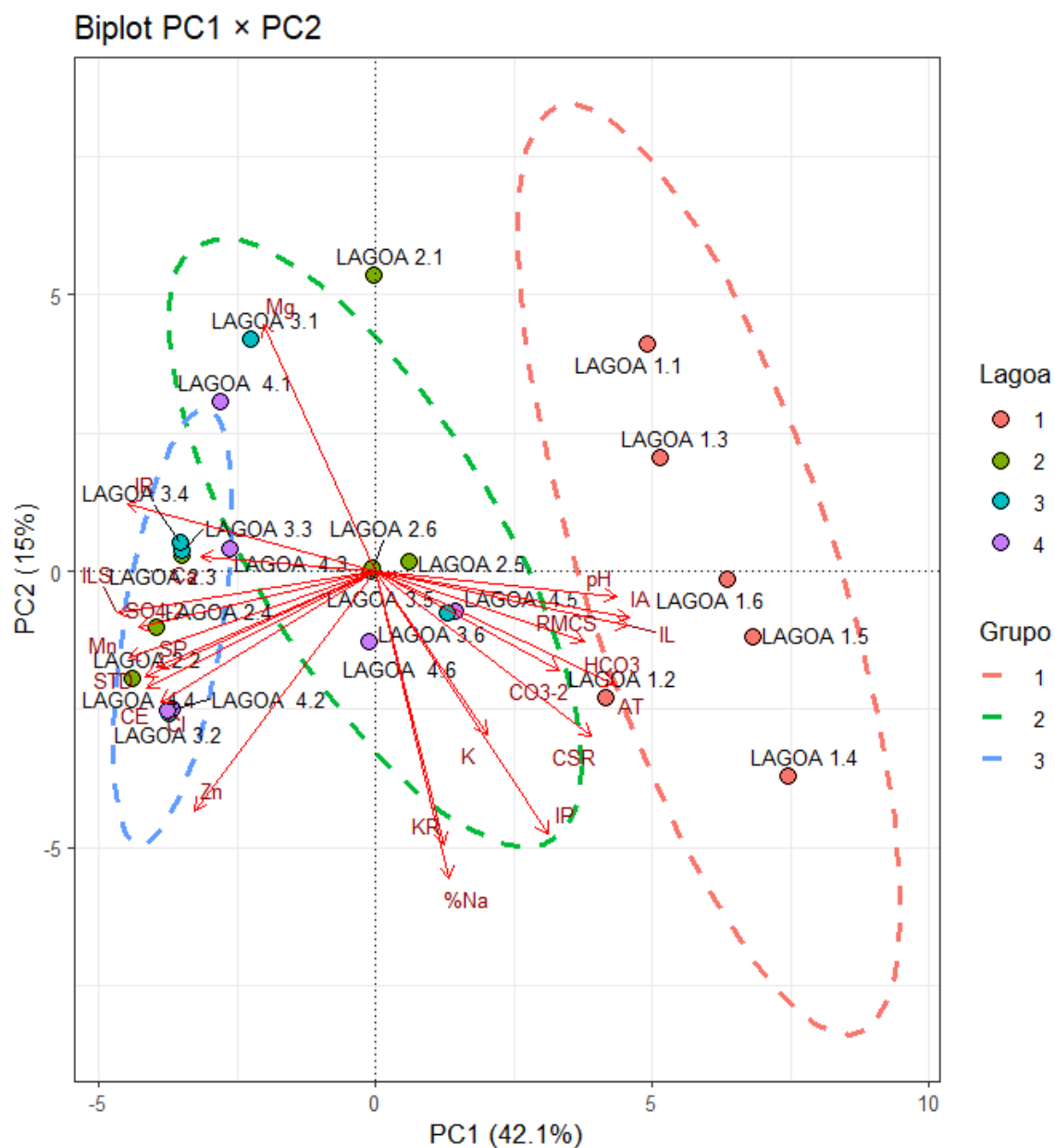
Elaborado pelo próprio autor.

Figura 4 - Distribuição dos resíduos dos escores de PC3.



Elaborado pelo próprio autor.

Figura 5 - Gráfico biplot dos escores das lagoas com elipses de confiança entorno da média de cada grupo.



Elaborado pelo próprio autor.

Tabela 1. Testes t pareados com correção de Bonferroni para os escores de PC1, PC2 e PC3

Épocas	PC1	PC2	PC3
1 vs 2	1,00	0,0057	1,00
1 vs 3	1,00	0,2205	1,00
1 vs 4	1,00	0,0956*	1,00
1 vs 5	0,87	0,0159	1,00
1 vs 6	1,00	0,0051	1,00
2 vs 3	0,33	0,0908*	1,00
2 vs 4	1,00	1,00	0,088
2 vs 5	0,09*	0,1283	1,00
2 vs 6	0,13	0,0458	0,406
3 vs 4	1,00	1,00	0,018
3 vs 5	0,15	1,00	1,00
3 vs 6	0,42	0,7926	0,711
4 vs 5	1,00	1,00	0,150
4 vs 6	1,00	1,0000	0,034
5 vs 6	1,00	1,0000	1,0000

* Indica tendência, apesar de não significativo. Valores significativos destacados em negrito.

Elaborado pelo próprio autor.

Tabela 2. Escores de cada amostra nos 3 primeiros componentes principais

Lagoa	Coleta	PC1	PC2	PC3
Inativa 1	1	4,90	4,10	1,97
Inativa 1	2	4,17	-2,29	0,505
Inativa 1	3	5,14	2,05	1,42
Inativa 1	4	7,45	-3,69	3,53
Inativa 1	5	6,82	-1,18	1,30
Inativa 1	6	6,36	-0,136	-2,30
Inativa 2	1	-0,036	5,35	-1,07
Inativa 2	2	-4,41	-1,93	0,119
Inativa 2	3	-3,50	0,287	-0,151
Inativa 2	4	-3,96	-1,00	2,92
Inativa 2	5	0,597	0,174	-1,50
Inativa 2	6	-0,065	0,057	-0,619
Inativa 3	1	-2,28	4,19	1,16
Inativa 3	2	-3,75	-2,56	0,372
Inativa 3	3	-3,49	0,376	0,069
Inativa 3	4	-3,54	0,510	2,99
Inativa 3	5	-0,104	-0,009	-1,03
Inativa 3	6	1,29	-0,740	-2,59
Ativa	1	-2,82	3,06	0,930
Ativa	2	-3,67	-2,49	-0,019
Ativa	3	-2,64	0,416	-1,65
Ativa	4	-3,76	-2,53	1,43
Ativa	5	1,44	-0,736	-4,15
Ativa	6	-0,116	-1,27	-3,65

Elaborado pelo próprio autor.

APÊNDICE C - RESULTADOS QUÍMICOS E CARACTERIZAÇÃO DE CADA LAGOA

Tabela 1. Valores das variáveis da Lagoa Inativa 1 ao longo de todas as coletas

Parâmetro	Unidade	1	2	3	4	5	6
Temperatura	°C	25,3	18	25,1	24,8	30,3	25,9
CE	mS/cm	0,282	0,320	0,300	0,350	0,304	0,280
pH	-	8,04	7,15	7,6	8,06	8,19	7,26
TDS	mg/L	141	160	158	168	152	136
Dureza Total	mg/L CaCO ₃	68,5	80,5	96	91	218	92
Alcalinidade Total	mg/L CaCO ₃	32	39	40	98	65	41
Cl	mg/L	29,99	35,32	37,63	39,05	42,6	25,9
K	mg/L	9,6	10,7	10,6	12,3	12,7	8,4
Na	mg/L	23,6	26,3	25,6	51,6	26,6	17,3
Ca	mg/L	13,77	9,15	10,21	15,17	10,19	2,24
Mg	mg/L	13,73	6,28	10,8	6,32	5,83	2,85
Fe	mg/L	ND	ND	ND	0,106	ND	0,03
Mn	mg/L	0,015	0,15	0,107	0,085	0,04	0,04
Zn	mg/L	ND	0,06	0,025	0,011	0,04	0,05
Cu	mg/L	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Cr	mg/L	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Al	mg/L	ND	1,76	0,84	ND	ND	ND
Cd	mg/L	ND	0,030	ND	0,023	ND	ND
Co	mg/L	0,044	ND	0,018	ND	ND	0,01
Pb	mg/L	ND	0,97	ND	0,07	0,25	0,26
Ni	mg/L	ND	0,18	0,017	0,045	0,07	0,06
NO ₃ -2	mg/L	ND	ND	0,1	0,1	0,1	0,1
SO ₄ -2	mg/L	5	9	5	3	6	3
HCO ₃	mg/L	19,27	23,74	24,24	59,07	39,01	24,94
RAS	-	1,08	1,64	1,33	2,81	1,65	1,81
%Na	-	41,18	59,29	49,76	66,72	59,99	73,64
KR	-	0,56	1,18	0,80	1,76	1,17	2,17
CSR	-	-1,49	-0,58	-1	-0,29	-0,33	0,06
IP	-	51,43	73,93	62,66	84,17	79,21	57,28
SP	-	0,9	1,09	1,11	1,13	1,26	0,76
RAM	-	61,2	53,1	63,6	40,7	48,5	67,7
IL	-	-0,618	-1,747	-0,958	-0,088	-0,80	-2,05
IR	-	9,28	10,64	9,66	8,24	9,79	11,36
ILS	-	108,52	113,61	106,20	42,52	73,86	70,45
IA	-	11,08	10,09	10,75	11,63	11,41	9,62
RMCS	-	5,99	3,92	7,52	13,02	7,1	8,63

Elaborado pelo próprio autor.

Tabela 2. Valores das variáveis da Lagoa Inativa 2 ao longo de todas as coletas

Parâmetro	Unidade	1	2	3	4	5	6
Temperatura	°C	26,23	19,05	26,06	25,73	31,28	26,7
CE	mS/cm	0,287	0,550	0,560	0,590	0,374	0,520
pH	-	3,9	4,02	4,19	4,16	4,42	4,82
TDS	mg/L	143,5	275	278	284,6	187	257
Dureza Total	mg/L CaCO ₃	63	137,5	129	132	162	174
Alcalinidade Total	mg/L CaCO ₃	ND	ND	ND	ND	26	16
Cl	mg/L	26,62	60,52	61,06	63,9	41,18	46,86
K	mg/L	3,7	8,7	8,5	9,1	6,6	7,5
Na	mg/L	19,9	49,5	48,1	51,9	31,8	32,8
Ca	mg/L	15,79	19,90	16,85	29,52	13,62	16,46
Mg	mg/L	8,69	10,96	12,09	9,7	6,47	5,78
Fe	mg/L	ND	ND	ND	0,115	ND	ND
Mn	mg/L	0,442	1,51	1,52	1,54	0,99	0,98
Zn	mg/L	ND	0,19	0,17	0,17	0,14	0,12
Cu	mg/L	ND	ND	ND	0,004	ND	ND
Cr	mg/L	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Al	mg/L	ND	1,26	1,11	ND	0,02	0,07
Cd	mg/L	ND	0,02	ND	0,021	ND	ND
Co	mg/L	0,042	0,080	0,060	ND	0,01	0,03
Pb	mg/L	ND	0,77	ND	0,19	0,18	0,21
Ni	mg/L	ND	0,16	0,062	0,047	0,12	0,03
NO ₃ -2	mg/L	ND	ND	ND	ND	ND	0,1
SO ₄ -2	mg/L	22	35	28	22	25	21
HCO ₃	mg/L	ND	ND	ND	ND	15,85	9,75
RAS	-	1	2,21	2,18	2,12	1,78	1,77
%Na	-	38,99	55,63	55,71	52,3	56,15	55,51
KR	-	0,58	1,14	1,14	0,99	1,14	1,1
CSR	-	-1,5	-1,89	-1,84	-2,27	-1,11	-1,2
IP	-	35,15	50,42	50,47	47,41	61,48	59,78
SP	-	0,98	2,07	2,01	2,03	1,42	1,54
RAM	-	47,6	47,6	54,2	35,1	43,9	36,7
IL	-	-7,55	-7,13	-6,93	-6,69	-4,853	-4,048
IR	-	19,07	18,29	18,02	17,55	14,13	12,92
ILS	-	486,2	955,2	890,6	859	661,8	678,6
IA	-	4,496	4,716	4,784	5,028	7,37	7,64
RMCS	-	1,21	1,73	2,18	2,90	1,65	2,23

Elaborado pelo próprio autor.

Tabela 3. Valores das variáveis da Lagoa Inativa 3 ao longo de todas as coletas

Parâmetro	Unidade	1	2	3	4	5	6
Temperatura	°C	25,63	18,28	24,87	25,53	30,68	26,4
CE	mS/cm	0,476	0,540	0,560	0,580	0,415	0,510
pH	-	4,2	4,2	4,3	4,16	4,72	4,89
TDS	mg/L	238	270	285	281	207,5	254
Dureza Total	mg/L CaCO ₃	95	122	126	126	174	148
Alcalinidade Total	mg/L CaCO ₃	ND	ND	ND	ND	19	14
Cl	mg/L	47,92	64,65	60,7	65,32	45,79	30,53
K	mg/L	7,2	8,7	8,8	9,1	7,1	5,9
Na	mg/L	39	49,3	48,8	29,7	35,5	26,8
Ca	mg/L	20,11	17,09	15,82	27,12	17,24	8,53
Mg	mg/L	18,51	11,74	13,33	9,12	6,12	4,67
Fe	mg/L	ND	ND	ND	0,169	ND	0,08
Mn	mg/L	0,867	1,60	1,56	1,57	1,01	0,75
Zn	mg/L	ND	0,2	0,18	0,17	0,12	0,09
Cu	mg/L	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Cr	mg/L	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Al	mg/L	ND	1,31	0,97	ND	0,13	ND
Cd	mg/L	ND	0,02	ND	0,021	ND	ND
Co	mg/L	0,025	0,01	0,04	ND	0,03	0,03
Pb	mg/L	ND	0,96	ND	0,12	0,26	0,19
Ni	mg/L	ND	0,15	0,05	0,078	0,09	0,09
NO ₃ -2	mg/L	ND	0,2	ND	0,1	ND	0,43
SO ₄ -2	mg/L	26	30	29	22	27	21
HCO ₃	mg/L	ND	ND	ND	ND	11,58	8,53
RAS	-	1,51	2,25	2,19	1,26	1,87	1,83
%Na	-	42,67	56,55	55,45	42,02	55,86	61,91
KR	-	0,67	1,18	1,13	0,61	1,13	1,44
CSR	-	-2,53	-1,82	-1,89	-2,1	-1,26	-0,71
IP	-	38,49	51,23	50,13	35,61	60,21	69,69
SP	-	1,62	2,08	2,01	2,07	1,57	1,08
RAM	-	60,3	53,1	58,1	35,7	36,9	47,4
IL	-	-7,21	-7,01	-6,91	-6,74	-4,59	-4,32
IR	-	18,62	18,25	18,05	17,63	13,90	13,52
ILS	-	739,2	926,5	897	873,2	727,9	515,3
IA	-	4,90	4,85	4,82	4,99	7,63	7,36
RMCS	-	1,84	2,08	2,09	2,97	1,69	1,45

Elaborado pelo próprio autor.

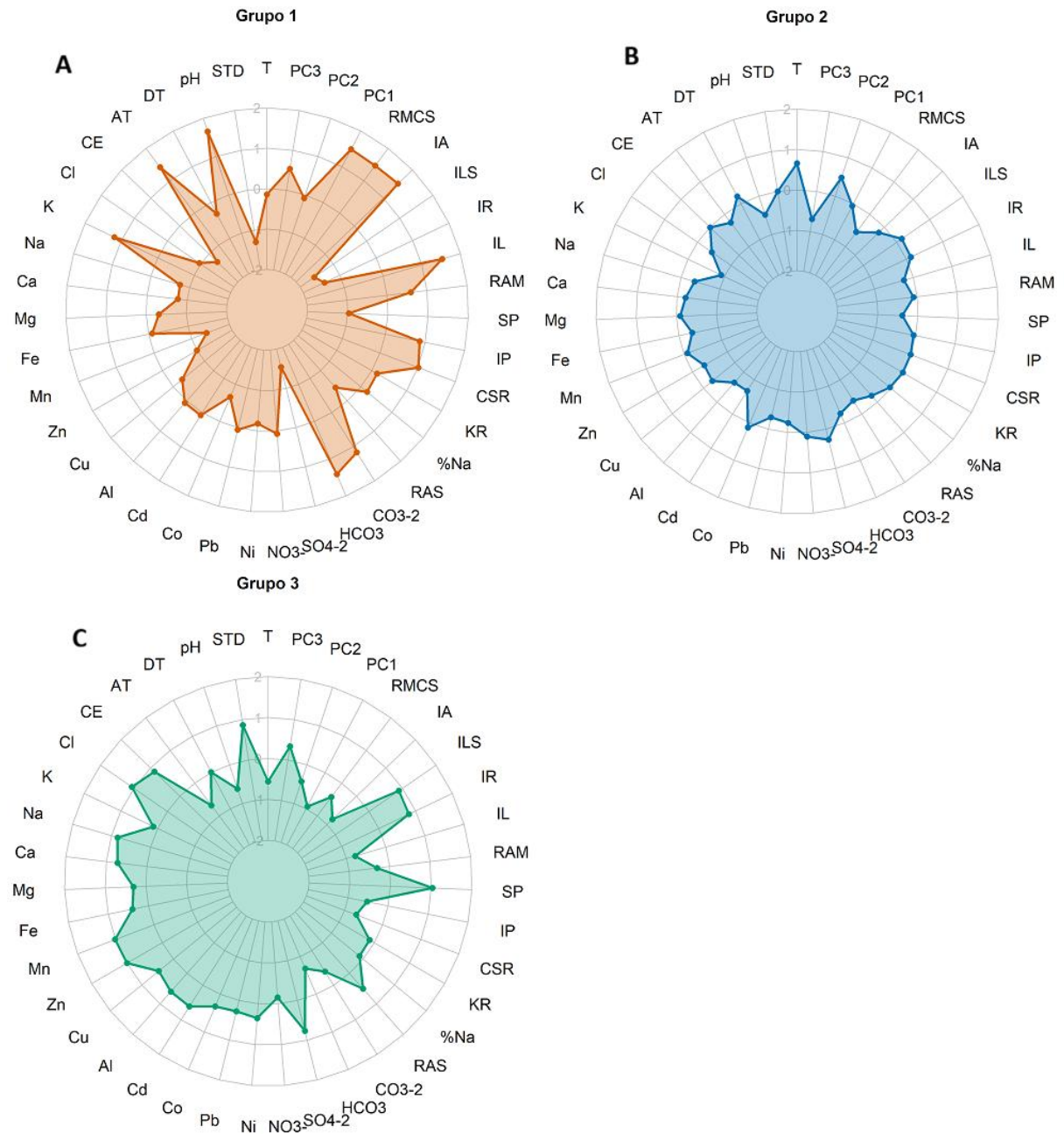
Tabela 4. Valores das variáveis da Lagoa Ativa ao longo de todas as coletas

Parâmetro	Unidade	1	2	3	4	5	6
Temperatura	°C	26,33	18,91	25,83	25,9	31,38	26,1
CE	mS/cm	0,552	0,520	0,500	0,570	0,368	0,560
pH	-	3,83	4,04	4,12	3,89	4,04	4,09
TDS	mg/L	276	260	259,66	268,66	184	281
Dureza	mg/L						
Total	CaCO ₃	87	100	96	106	124	112
Alcalinidade	mg/L						
Total	CaCO ₃	ND	ND	ND	ND	16	4
Cl	mg/L	56,26	56,26	55,02	61,77	40,47	41,18
K	mg/L	8,2	8	7,6	8,2	6	5,7
Na	mg/L	49,4	48,3	44,9	52,8	32,9	30,6
Ca	mg/L	18,75	20,93	10,21	20,32	7,02	6,03
Mg	mg/L	17,69	6,58	10,35	7,72	4,54	4,29
Fe	mg/L	ND	ND	ND	0,14	ND	ND
Mn	mg/L	0,857	1,26	1,07	1,15	0,71	0,66
Zn	mg/L	ND	0,18	0,14	0,13	0,1	0,12
Cu	mg/L	ND	ND	ND	0,005	ND	ND
Cr	mg/L	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Al	mg/L	ND	1,12	0,93	ND	0,1	0,08
Cd	mg/L	ND	0,03	ND	0,025	ND	ND
Co	mg/L	0,059	0,070	0,062	ND	0,05	0,02
Pb	mg/L	ND	0,73	ND	0,14	0,29	0,24
Ni	mg/L	ND	0,13	0,04	0,095	0,12	0,07
NO ₃ -2	mg/L	ND	ND	ND	0,1	ND	0,1
SO ₄ -2	mg/L	21	31	35	35	28	28
HCO ₃	mg/L	ND	ND	ND	ND	9,75	2,44
RAS	-	1,96	2,36	2,37	2,53	2,38	2,33
%Na	-	49,65	59,25	61,21	60,31	75,84	69,31
KR	-	0,9	1,32	1,44	1,39	1,98	2,04
CSR	-	-2,39	-1,59	-1,36	-1,65	-0,62	-0,55
IP	-	45,24	53,99	55,67	55,27	58,31	77,31
SP	-	1,81	1,91	1,92	2,11	0,46	1,45
RAM	-	60,9	34,1	62,6	38,5	51,6	54
IL	-	-7,61	-7,09	-7,30	-7,12	-4,37	-5,91
IR	-	19,04	18,22	18,61	18,14	12,78	15,82
ILS	-	772,6	872,6	900,2	967,7	684,7	691,8
IA	-	4,50	4,76	4,42	4,59	7,85	5,78
RMCS	-	2,68	1,81	1,57	1,76	1,45	1,47

Elaborado pelo próprio autor.

APÊNDICE D - CARACTERÍSTICAS DE CADA GRUPO FORMADO A PARTIR DO DENDROGRAMA

Figura 1 - Gráficos de radar com limites de -2 a $+2$ desvios padrão de todas as variáveis de cada grupo.



Elaborado pelo próprio autor.

Tabela 1. Valores médios $\pm$ desvio padrão (coeficiente de variação) por grupo

Parâmetro	Grupo 1	Grupo 2	Grupo 3
SDT	152,61 $\pm$ 11,91 (7,8%)	225,33 $\pm$ 47,23 (21%)	273,59 $\pm$ 9,69 (3,5%)
pH	7,72 $\pm$ 0,44 (5,8%)	4,32 $\pm$ 0,40 (9,3%)	4,12 $\pm$ 0,12 (3%)
DT	107,67 $\pm$ 54,96 (51%)	126,56 $\pm$ 40,37 (31,9%)	119,39 $\pm$ 14,90 (12,5%)
AT	52,50 $\pm$ 24,97 (47,6%)	10,56 $\pm$ 9,74 (92,2%)	0 $\pm$ 0 (-)
CE	0,31 $\pm$ 0,03 (8,9%)	0,45 $\pm$ 0,10 (21,1%)	0,55 $\pm$ 0,03 (5,2%)
Cl ⁻	35,08 $\pm$ 6,15 (17,5%)	41,87 $\pm$ 9,00 (21,5%)	60,80 $\pm$ 3,33 (5,5%)
K	10,72 $\pm$ 1,62 (15,1%)	6,43 $\pm$ 1,31 (20,4%)	8,52 $\pm$ 0,50 (5,9%)
Na	28,50 $\pm$ 11,83 (41,5%)	33,19 $\pm$ 8,13 (24,5%)	47,03 $\pm$ 6,88 (14,6%)
Ca	10,12 $\pm$ 4,51 (44,6%)	13,73 $\pm$ 5,26 (38,3%)	19,75 $\pm$ 5,85 (29,6%)
Mg	7,64 $\pm$ 3,92 (51,4%)	8,53 $\pm$ 5,59 (65,5%)	10,18 $\pm$ 2,15 (21,1%)
Fe	0,03 $\pm$ 0,04 (155,6%)	0,01 $\pm$ 0,03 (187,5%)	0,05 $\pm$ 0,07 (137,8%)
Mn	0,07 $\pm$ 0,05 (69,4%)	0,81 $\pm$ 0,19 (23,1%)	1,42 $\pm$ 0,20 (14,3%)
Zn	0,03 $\pm$ 0,02 (73,2%)	0,08 $\pm$ 0,06 (76,2%)	0,17 $\pm$ 0,02 (13,5%)
Cu	0 $\pm$ 0 (0%)	0 $\pm$ 0 (0%)	0 $\pm$ 0 (21,2%)
Al	0,47 $\pm$ 0,71 (151,7%)	0,07 $\pm$ 0,03 (49,2%)	0,76 $\pm$ 0,55 (71,8%)
Cd	0,01 $\pm$ 0,01 (126,3%)	0 $\pm$ 0 (0%)	0,02 $\pm$ 0,01 (68,5%)
Co	0,01 $\pm$ 0,02 (104,9%)	0,03 $\pm$ 0,02 (46,1%)	0,04 $\pm$ 0,03 (83,3%)
Pb	0,26 $\pm$ 0,36 (139,4%)	0,16 $\pm$ 0,11 (73,4%)	0,33 $\pm$ 0,38 (116,4%)
Ni	0,06 $\pm$ 0,06 (97,9%)	0,06 $\pm$ 0,05 (78,7%)	0,09 $\pm$ 0,05 (51,1%)
NO ₃ ⁻	0,07 $\pm$ 0,05 (77,5%)	0,07 $\pm$ 0,14 (202,5%)	0,04 $\pm$ 0,07 (163,5%)
SO ₄ ²⁻	5,17 $\pm$ 2,23 (43,1%)	24,33 $\pm$ 3,08 (12,7%)	29,67 $\pm$ 5,10 (17,2%)
HCO ₃ ⁻	31,72 $\pm$ 14,98 (47,2%)	6,44 $\pm$ 5,94 (92,2%)	0 $\pm$ 0 (-)
CO ₃ ²⁻	0,26 $\pm$ 0,26 (100,2%)	0 $\pm$ 0 (-)	0 $\pm$ 0 (-)
RAS	1,72 $\pm$ 0,59 (34,6%)	1,83 $\pm$ 0,41 (22,7%)	2,16 $\pm$ 0,36 (16,7%)
%Na	58,43 $\pm$ 11,63 (19,9%)	56,21 $\pm$ 11,79 (21%)	55,38 $\pm$ 5,73 (10,3%)
KR	1,27 $\pm$ 0,60 (47%)	1,22 $\pm$ 0,52 (42,4%)	1,15 $\pm$ 0,25 (21,5%)
CSR	-0,60 $\pm$ 0,56 (-92,2%)	-1,32 $\pm$ 0,72 (-54,7%)	-1,82 $\pm$ 0,27 (-14,8%)
IP	68,11 $\pm$ 12,96 (19%)	56,18 $\pm$ 13,99 (24,9%)	50,02 $\pm$ 6,04 (12,1%)
SP	1,04 $\pm$ 0,18 (17,3%)	1,33 $\pm$ 0,42 (31,3%)	2,02 $\pm$ 0,07 (3,5%)
RAM	55,80 $\pm$ 10,19 (18,3%)	48,81 $\pm$ 8,86 (18,1%)	46,56 $\pm$ 10,96 (23,5%)
IL	-1,04 $\pm$ 0,73 (-70%)	-5,61 $\pm$ 1,49 (-26,5%)	-6,99 $\pm$ 0,20 (-2,8%)
IR	9,83 $\pm$ 1,09 (11%)	15,53 $\pm$ 2,68 (17,3%)	18,08 $\pm$ 0,33 (1,8%)
ILS	85,86 $\pm$ 28,13 (32,8%)	662,01 $\pm$ 97,88 (14,8%)	904,67 $\pm$ 37,72 (4,2%)
IA	10,76 $\pm$ 0,78 (7,2%)	6,39 $\pm$ 1,45 (22,7%)	4,77 $\pm$ 0,19 (3,9%)
RMCS	7,70 $\pm$ 3,06 (39,7%)	1,74 $\pm$ 0,46 (26,2%)	2,12 $\pm$ 0,50 (23,6%)

Elaborado pelo próprio autor.