



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

ADLER LINCOLN SEVERIANO DA SILVA

QUALIDADE DA ÁGUA E CAPACIDADE DE FITOEXTRAÇÃO DE MACRÓFITAS
NO TRECHO URBANO DO RIO APODI-MOSSORÓ NO MUNICÍPIO DE
MOSSORÓ-RN

MOSSORÓ

2024

ADLER LINCOLN SEVERIANO DA SILVA

**QUALIDADE DA ÁGUA E CAPACIDADE DE FITOEXTRAÇÃO DE MACRÓFITAS
NO TRECHO URBANO DO RIO APODI-MOSSORÓ NO MUNICÍPIO DE
MOSSORÓ-RN**

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

Linha de Pesquisa: Tratamento e Uso Agrícola de Resíduos e seus Impactos no Solo e Água.

Orientador: Rafael Oliveira Batista, Prof. Dr.

Coorientadora: Solange Aparecida Goularte Dombroski, Profa. Dra.

Coorientadora: Talita Dantas Pedrosa, Profa. Dra.

MOSSORÓ

2024

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

Silva, Adler Lincoln Severiano da.

QUALIDADE DA ÁGUA E CAPACIDADE DE
FITOEXTRAÇÃO DE MACRÓFITAS NO TRECHO
URBANO DO RIO APODI-MOSSORÓ NO
MUNICÍPIO DE MOSSORÓ-RN

/Adler Lincoln Severiano da Silva. - 2024.

127 f.: il.

Orientador: Rafael Oliveira Batista.

Tese (Doutorado) – Universidade Federal Rural do Semi-
árido, Programa de Pós-graduação em Manejo de Solo e
Água, 2024.

1. Corpo hídrico. 2. Monitoramento. 3. Contaminação. 4.
Fitorremediação. I. Batista, Rafael Oliveira, orient. II.
Título. Prof. Dr.

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

Biblioteca Campus Mossoró / Setor de Informação e Referência

Bibliotecária: Keina Cristina Santos Sousa e Silva

CRB: 15/120

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

ADLER LINCOLN SEVERIANO DA SILVA

**QUALIDADE DA ÁGUA E CAPACIDADE DE FITOEXTRAÇÃO DE MACRÓFITAS
NO TRECHO URBANO DO RIO APODI-MOSSORÓ NO MUNICÍPIO DE
MOSSORÓ-RN**

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

Linha de Pesquisa: Tratamento e Uso Agrícola de Resíduos e seus Impactos no Solo e Água.

Defendida em: 22/04/2024

BANCA EXAMINADORA

Documento assinado digitalmente



RAFAEL OLIVEIRA BATISTA

Data: 28/05/2024 21:54:19-0300

Verifique em <https://validar.itl.gov.br>

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

Talita Dantas Pedrosa, Profa. Dra. (UFERSA)
Membra examinadora

Documento assinado digitalmente



STEFESON BEZERRA DE MELO

Data: 03/06/2024 17:54:48-0300

Verifique em <https://validar.itl.gov.br>

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

Documento assinado digitalmente



PAULA ROMYNE DE MORAIS CAVALCANTE NEITZKE

Data: 29/05/2024 16:41:38-0300

Verifique em <https://validar.itl.gov.br>

Paula Romyne de Moraes Cavalcante Neitzke, Dra. (UFERSA)
Membra examinadora

Documento assinado digitalmente



ANNE GABRIELLA DIAS SANTOS CALDEIRA

Data: 03/06/2024 14:31:37-0300

Verifique em <https://validar.itl.gov.br>

Anne Gabriella Dias Santos, Profa. Dra. (UERN)
Membra examinadora

In memoriam a meus queridos
familiares que, mesmo tendo partido,
sempre estiveram presentes nesta longa
jornada. Os meus avôs **Severino Vale
da Silva e Julião Severiano**, a minha
Avó **Maria da Conceição** e a meu
irmão **Adson Lincoln Severiano**, que
nos deixou de maneira
precoces, que tinha imenso orgulho de
mim, que com certeza queriam
comemorar essa vitória comigo.
Espero que esteja vendo e
comemorando.

À minha família.
Dedico.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus pelo dom da vida, assim como pela oportunidade de desenvolver este trabalho. Agradeço à coordenação do Programa de Manejo de Solo e Água e à Universidade Federal Rural do Semi-Árido (UFERSA) por permitir a minha qualificação, e sou grato pela oportunidade concedida pela instituição da qual tenho muito orgulho em fazer parte.

Ao meu orientador, Rafael Oliveira Batista, que me mostrou a importância da humanização e humildade na vida acadêmica e me ensinou, na prática, a essência da docência, estando sempre atencioso e disposto a ajudar dentro das suas possibilidades. Muito obrigado, professor.

Às minhas coorientadoras, Solange Aparecida Goulart Dombroski e Talita Dantas Pedrosa, que sempre se prontificaram e estiveram presentes para auxiliar e tirar dúvidas, sendo de suma importância para o andamento e a concretização deste trabalho.

A todos os professores, funcionários e colegas que fazem parte do Programa de Manejo de Solo e Água, muito obrigado pelo convívio, aprendizado e troca de experiências.

Aos meus amigos que sempre torceram por minhas vitórias e compartilharam das minhas angústias e frustrações. Em especial, gostaria de agradecer a Daianni Ariane e a todos os servidores da UFERSA que desempenham um trabalho muito comprometido e que sempre estiveram ao meu lado nos momentos em que mais precisei, contribuindo de forma direta e indireta para esta conquista.

À banca examinadora pela disponibilidade e contribuição para este trabalho.

À minha sogra, Dona Amália, e minha cunhada, Vilmara, que sempre estiveram disponíveis para cuidar da minha filha quando precisei assistir aulas ou realizar pesquisas.

Aos meus compadres, que sempre acreditaram no meu sucesso e celebraram minhas vitórias com muita alegria.

Aos meus vizinhos, que são como uma extensão da minha família - comportam-se como verdadeiros familiares, sempre dispostos a ajudar. Tenho grande carinho e gratidão por eles.

À minha Vó Áurea Brilhante da Silva, que tem sido um apoio desde o meu ingresso no ensino médio e na universidade, oferecendo auxílio financeiro e emocional. Amo muito você, minha velhinha.

Aos meus irmãos Lívia Maria, Abraham Lincoln, Adson Lincoln (*in memoriam*), Adneison Lincoln - todos a quem amo profundamente. Sei o quanto eles me admiram e

acreditam no meu potencial. Vocês são essenciais na minha vida.

Aos meus sobrinhos, que espero que me vejam como uma referência e busquem sempre conhecimento, pois a educação é uma ferramenta transformadora. Em especial ao meu sobrinho mais velho, Pedro Leandro, que é meu afilhado e a quem considero como um filho. Ele tem sido meu maior confidente e amigo nos últimos anos, amo você.

Aos meus familiares de forma geral, pelo incentivo e apoio que sempre me ofereceram.

Aos meus pais, Alúcio Severiano da Silva e Alzinete Vale da Silva, agradeço por todo o apoio e amor incondicional que sempre me dedicaram. Admiro profundamente a confiança que depositaram em minha escolha de estudar e mudar minha realidade de vida. Mesmo enfrentando dificuldades financeiras, nunca pouparam esforços para me ajudar. Hoje, trago comigo muita determinação e comprometimento, como um cidadão nascido no bairro Santa Helena, periferia de Mossoró-RN, que alcançou este objetivo. Esta é mais uma grande conquista, e acredito que ainda há muito mais por vir.

À minha esposa, Renata Martins de Sousa, que foi meu pilar nessa jornada. Desde o momento em que decidi prestar seleção para o doutorado, ela tem sido minha maior incentivadora, auxiliando-me e compreendendo as dificuldades desse percurso. Espero poder retribuir todo o amor e carinho que ela me proporcionou. Te amo muito, meu amor.

Por fim, é difícil não se emocionar ao falar da pessoa mais importante da minha vida, minha filha Lícia Rebeca. Por muitas vezes, fui ausente como pai devido à necessidade de estudar e desenvolver este trabalho, já que tenho dois vínculos empregatícios. Hoje, aos oito anos de idade, ela foi a pessoa que mais se preocupou e torceu por mim. Todas as noites perguntava quantas páginas faltavam e vibrava a cada conclusão. Foi tudo muito exigente e exaustivo.

Apesar de sua pouca idade, espero que ela sinta muito orgulho do pai e que siga um caminho pautado em boas escolhas, retidão e comprometimento com os estudos. Te amo, minha princesa.

“Quantas vezes eu estive cara a cara com
a pior metade?
A lembrança no espelho, a esperança na
outra margem
Quantas vezes a gente sobrevive à hora
da verdade?
Na falta de algo melhor, nunca me faltou
coragem
Se eu soubesse antes o que sei agora
Erraria tudo exatamente igual....”.

Humberto Gessinger

RESUMO GERAL

O crescimento da população humana aumenta a demanda por recursos naturais e bens de consumo e produção. Como consequência, eleva-se a geração de resíduos líquidos. A falta de adequado tratamento e/ou disposição final desses resíduos é um fator que contribui para a degradação ambiental. Dessa forma, objetivou-se com o presente estudo avaliar a evolução espaço-temporal da qualidade da água e da capacidade de fitorremediação de macrófitas no trecho urbano do rio Apodi-Mossoró no município de Mossoró-RN, durante os períodos seco e chuvoso. As amostras de água e de macrófitas foram coletadas em seis pontos do trecho urbano do rio Apodi-Mossoró (Barragem de Genésio, Ponte do Alto da Conceição, Barragem do Centro, Canal da Ilha de Santa Luzia, Barragem das Barrocas e Ponte da Leste-Oeste), ao longo de oito campanhas nos anos 2022/2023 (26/07/22, 23/08/22, 20/09/22, 25/10/22, 03/12/22, 26/01/23, 26/02/23 e 10/04/23). Nas amostras de água, foram caracterizados atributos físico-químicos e microbiológicos (potencial hidrogênioônico - pH, temperatura, condutividade elétrica - CE, oxigênio dissolvido - OD, sólidos totais - ST, sólidos dissolvidos totais - SDT, sólidos em suspensão totais - SST, cor aparente - CA, turbidez, fósforo total - P_{total} , Nitrogênio total Kjeldahl - NTK, demanda química de oxigênio-DQO, demanda bioquímica de oxigênio - $DBO_{5,20}$, K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Cl^- e coliformes termotolerantes - CTer). No tecido vegetal das macrófitas, foram determinados apenas os elementos químicos, incluindo metais pesados: N, P, Na, K, Ca, Mg, Cu, Zn, Fe, Mn, Cd, Cr, Ni e Pb. Com os valores dos atributos físico-químicos e microbiológicos da água do rio, realizou-se o cálculo e a classificação do índice de qualidade da água proposto pela CETESB (IQA_{CETESB}). Com o resultado dos elementos químicos presentes no tecido vegetal das raízes e da parte aérea das macrófitas, foram determinados os fatores de translocação da planta e de bioacumulação da parte aérea. Os dados foram submetidos às análises estatísticas descritiva e multivariada. O IQA_{CETESB} variou consideravelmente, abrangendo todas as classificações, desde ótima até inadequada. Na Barragem de Genésio, localizada antes da área mais urbanizada, foi observada avaliação mais positiva da qualidade da água, com classificações IQA_{CETESB} variando de ótima a boa, independentemente da estação do ano. No entanto, os demais pontos apresentaram variações significativas, com destaque para a Barragem das Barrocas, que abrangeu todas as formas de classificação. No auge da estiagem, em dezembro/2022, este ponto alcançou seu pior momento, sendo classificado como péssimo. Os principais influenciadores do IQA_{CETESB} foram os atributos $DBO_{5,20}$, NTK e P_{total} , variáveis fortemente associadas à atividade antrópica. A água do rio apresentou teor elevado de sais, especialmente de Na^+ e Ca^{2+} , sendo classificada como salobra-classe 1 em todos os pontos avaliados na maior parte do ano, exceto durante o período chuvoso, quando foi doce-classe 2. Em relação aos fatores de translocação e bioacumulação da parte aérea das macrófitas, ocorreram variações significativas dependendo do tipo de elemento químico e do local de coleta. Foi observada relação entre a disponibilidade e absorção de certos elementos químicos (Na, Cu, Zn, Fe, Mn, Cd, Cr, Ni e Pb) pelas macrófitas, evidenciando considerável capacidade de bioacumulação para todos esses elementos. Notavelmente, Pb, Cr e Ni mostraram-se os mais suscetíveis à bioacumulação, ao passo que Ni e Cu foram os mais propensos à translocação. As macrófitas *Eichhornia crassipes* e *Nymphaea alba* demonstraram a capacidade de bioacumular e translocar elementos químicos presentes na água do rio. Em locais críticos de eutrofização, houve aumento acelerado do crescimento das macrófitas, ao passo que as plantas aquáticas apresentaram maior vigor nos pontos mais afetados pela poluição difusa e pontual.

Palavras-chave: corpos hídricos; monitoramento; contaminação; fitorremediação.

ABSTRACT

The growth of the human population increases the demand for natural resources and consumer and production goods. As a consequence, the generation of liquid waste increases. The lack of adequate treatment and/or final disposal of these wastes is a factor that contributes to environmental degradation. Therefore, the objective of this study was to evaluate the spatio-temporal evolution of water quality and the phytoremediation capacity of macrophytes in the urban stretch of the Apodi-Mossoró river in the municipality of Mossoró-RN, during the dry and rainy periods. Water and macrophyte samples were taken at six points along the urban stretch of the Apodi-Mossoró river (Barragem Genésio, Ponte do Alto da Conceição, Barragem do Centro, Canal da Ilha de Santa Luzia, Barragem das Barrocas and Ponte da Leste-Oeste), over eight campaigns in the years 2022/2023 (26/07/22, 23/08/22, 20/09/22, 25/10/22, 03/12/22, 26/01/23, 02/26/23 and 04/10/23). In the water samples, physical-chemical and microbiological attributes were characterized (pH, temperature, electrical conductivity-EC, dissolved oxygen-DO, total solids-ST, total dissolved solids-TDS, total suspended solids-SST, apparent color, turbidity, total phosphorus-TP, total nitrogen Kjeldahl-TNK, chemical oxygen demand-COD, biochemical oxygen demand-BOD_{5.20}, K⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, Cl⁻ and thermotolerant coliforms-CT). While, in the plant tissue of macrophytes, only chemical elements were determined, including heavy metals: N, P, Na, K, Ca, Mg, Cu, Zn, Fe, Mn, Cd, Cr, Ni and Pb. With the values of physical-chemical and microbiological attributes of river water, the calculation and classification of the Water Quality Index proposed by CETESB (WQI_{CETESB}) were carried out. With the results of the chemical elements present in the plant tissue of the roots and aerial part of macrophytes, the translocation and bioaccumulation factors of the aerial part were determined. The data were subjected to descriptive and multivariate statistical analyses. The WQI_{CETESB} varied considerably, covering all classifications, from excellent to inadequate. At the Barragem Genésio, located before the most urbanized area, a more positive assessment of water quality was observed, with WQI_{CETESB} classifications ranging from excellent to good, regardless of the season. However, the other points showed significant variations, with emphasis on Barragem das Barrocas, which covered all forms of classification. At the height of the drought, in December/2022, this point reached its worst moment, being classified as terrible. The main influencers of WQI_{CETESB} were the attributes BOD_{5.20}, TNK and TP, variables strongly associated with anthropogenic activity. The river water had a high salt content, especially Na⁺ and Ca²⁺, being classified as brackish-class 1 in all points evaluated for most of the year, except during the rainy season, when it was fresh-class 2. Regarding the translocation and bioaccumulation factors of the aerial part of macrophytes, there were significant variations depending on the type of chemical element and the collection site. A relationship was observed between the availability and absorption of certain chemical elements (Na, Cu, Zn, Fe, Mn, Cd, Cr, Ni and Pb) by macrophytes, demonstrating a considerable bioaccumulation capacity for all these elements. Notably, Pb, Cr and Ni were found to be the most susceptible to bioaccumulation, while Ni and Cu were the most prone to translocation. The macrophytes *Eichhornia crassipes* and *Nymphaea alba* demonstrated the ability to bioaccumulate and translocate chemical elements present in river water. In critical locations of eutrophication, there was an accelerated increase in the growth of macrophytes, while aquatic plants showed greater vigor in the points most affected by diffuse and point pollution.

Keywords: water body; monitoring; contamination; phytoremediation.

LISTA DE FIGURAS

ARTIGO 1

Figura 1	– Imagem do trecho urbano do Rio Apodi-Mossoró em Mossoró-RN, destacando os seis pontos de coleta das amostras de água	27
Figura 2	– Vistas do Rio Apodi-Mossoró no trecho urbano de Mossoró-RN, destacando a Barragem de Genésio-Ponto 1 (A), Ponte do Alto da Conceição-Ponto 2 (B), Barragem do Centro-Ponto 3 (C), Canal da Ilha de Santa Luzia-Ponto 4 (D), Ponte da Leste-Oeste- 5 (E) e Ponto Barragem das Barrocas-Ponto 6 (F)	29
Figura 3	– Precipitação pluvial acumulada mensal e a radiação solar acumulada no dia de cada coleta das amostras de água	30
Figura 4	– Curvas de valores de qi para cada atributo avaliado no IQA da CETESB	33
Figura 5	– Projeção das variáveis no plano de fatores, correlacionando o fator 1 x fator 2 (A) e (B).....	57
Figura 6	– Projeção das variáveis no plano de fatores (A) e projeções de coleta no plano de factores (B) correlacionando os factores 1 e 3.....	58

ARTIGO 2

Figura 1	– Imagem do trecho urbano do Rio Apodi-Mossoró em Mossoró-RN, destacando os seis pontos de coleta das amostras de água e macrófitas.....	75
Figura 2	– Imagens do trecho urbano do Rio Apodi-Mossoró em Mossoró-RN, destacando a Barragem de Genésio-Ponto 1 (A), Ponte do Alto da Conceição-Ponto 2 (B), Barragem do Centro-Ponto 3 (C), Canal da Ilha de Santa Luzia-Ponto 4 (D), Ponte da Leste-Oeste-Ponto 5 (E) e Barragem das Barrocas-Ponto 6 (F)	77
Figura 3	– Precipitação pluvial acumulada mensal e a radiação solar acumulada no dia de cada coleta das amostras de água e macrófitas.....	78
Figura 4	– Macrófitas colhidas nos seis pontos do trecho urbano do Rio Apodi-Mossoró em Mossoró-RN, destacando imagens das plantas coletadas nos pontos de amostragem P1 (A), P2 (B), P3 (C), P4 (D), P5 (E) e P6 (F).....	90

Figura 5	–	Características botânicas das macrófitas <i>Nymphaea alba</i> no Ponto 1 (A) e <i>Eichhornia crassipes</i> nos pontos P2 (B), P3 (C), P5 (D) a P6 (E)	98
Figura 6	–	Projeção das variáveis no plano de fatores, correlacionando os fatores 1 e 2 (A) e fatores 3 e 4 (C) para a bioacumulação; projeção dos pontos de coleta e dos meses do ano nos quais ocorreram coletas e análises da água do rio e do tecido vegetal das macrófitas (estação seca e estação chuvosa) no plano de fatores, correlacionando os fatores 1 e 2 (B) e os fatores 3 e 4 (D).....	108
Figura 7	–	Projeção das variáveis no plano de fatores, correlacionando os fatores 1 e 2 (A) e os fatores 1 e 3 (C) de amostras de tecido vegetal, considerados para translocação; projeção da capacidade de deslocar elementos químicos da raiz para parte superior ao longo dos períodos seco e chuvoso no plano de fatores, correlacionando os fatores 1 e 2 (B) e os fatores 1 e 3 (D).....	110

LISTA DE TABELAS

ARTIGO I

Tabela 1	– Pontos de coletas do trecho urbano do Rio Apodi-Mossoró em Mossoró-RN	28
Tabela 2	– Variáveis analisadas no LASAN	31
Tabela 3	– Pesos dos atributos do IQA da CETESB	34
Tabela 4	– Classificação do IQA da CETESB para os estados de São Paulo-SP (CETESB 2022b) e Rio Grande do Norte-RN (ANA, 2024)	34
Tabela 5	– Atributos físicos e químicos da água, nos seis pontos de amostras ao longo do trecho urbano do Rio Apodi-Mossoró, que não foram utilizados no cálculo do IQA da CETESB	36
Tabela 6	– Classificação da água, nos seis pontos do trecho urbano do Rio Apodi-Mossoró, quanto à salinidade, conforme padrões da Resolução CONAMA nº 357/2005	40
Tabela 7	– Valores médio, mediana, desvio-padrão e coeficiente de variação da condutividade elétrica e dos íons presentes na água do trecho urbano do Rio Apodi-Mossoró.....	42
Tabela 8	– Valores médios dos indicadores da qualidade da água para estimativa do IQA da CETESB.....	44
Tabela 9	– Classificação do IQA da CETESB para os estados de São Paulo (CETESB, 2022 a,b) e Rio Grande do Norte (ANA, 2024) nos seis pontos do trecho urbano do rio Apodi-Mossoró	53
Tabela 10	– Matriz de correlação linear de Pearson entre atributos OD, T água, pH, DBO, PT, NTK, ST, CTE e CA	56
Tabela 11	– Cargas fatorias extraídas das variáveis de qualidade da água em seis pontos do trecho urbano do Rio Apodi-Mossoró.....	59

ARTIGO II

Tabela 1	– Pontos de coletas, descrição dos locais das amostragens e coordenadas geográficas no trecho urbano do Rio Apodi-Mossoró em Mossoró-RN	76
----------	---	----

Tabela 2	–	Valores médios e desvio-padrão de atributos químicos das amostras de água coletadas, em seis pontos, ao longo do trecho urbano do Rio Apodi-Mossoró em Mossoró-RN, utilizados na estimativa do fator de bioacumulação	85
Tabela 3	–	Massas fresca, seca e de água de amostras das macrófitas <i>Nymphaea alba</i> (ponto P1) e <i>Eichhornia crassipes</i> (pontos P2 a P6) ao longo das oito campanhas de coleta e análises	91
Tabela 4	–	Teores dos elementos químicos no tecido vegetal da parte aérea das macrófitas <i>Nymphaea alba</i> (Ponto P1) e <i>Eichhornia crassipes</i> (pontos P2 a P6) no trecho urbano do Rio Apodi-Mossoró em Mossoró-RN	92
Tabela 5	–	Teores dos elementos químicos no tecido vegetal do sistema radicular das macrófitas <i>Nymphaea alba</i> (ponto P1) e <i>Eichhornia crassipes</i> (pontos P2 a P6) no trecho urbano do Rio Apodi-Mossoró em Mossoró-RN	93
Tabela 6	–	Valores do fator de bioacumulação (FB) dos elementos químicos pelas macrófitas <i>Nymphaea alba</i> (ponto P1) e <i>Eichhornia crassipes</i> (pontos P2 a P6) no trecho urbano do Rio Apodi-Mossoró, em Mossoró-RN	102
Tabela 7	–	Valores do fator de translocação (FT) dos elementos químicos pelas macrófitas <i>Nymphaea alba</i> (ponto P1) e <i>Eichhornia crassipes</i> (pontos P2 a P6) no trecho urbano do Rio Apodi-Mossoró em Mossoró-RN	106
Tabela 8	–	Matriz de correlação linear de Pearson entre o fator de bioacumulação (FB) dos elementos químicos Zn, Mn, Fe, Cr, Ni, Pb, Cd e Na	107
Tabela 9	–	Matriz de correlação linear de Pearson entre o fator de translocação (FT) dos elementos químicos Zn, Mn, Fe, Cr, Ni, Pb, Cd e Na.....	107
Tabela 10	–	Cargas fatoriais extraídas das variáveis da bioacumulação da <i>Nymphaea alba</i> e <i>Eicchornia crassipes</i> em diferentes regiões do trecho urbano do Rio Apodi-Mossoró e respectivos autovalores, variância total e variância total acumulada	111
Tabela 11	–	Cargas fatoriais extraídas das variáveis da translocação da <i>Nymphaea alba</i> e <i>Eicchornia crassipes</i> em diferentes regiões do trecho urbano do Rio Apodi-Mossoró	113

SUMÁRIO

	INTRODUÇÃO GERAL	17
	REFERÊNCIAS	20
	ARTIGO I: ANÁLISE ESPAÇO-TEMPORAL DA QUALIDADE DA	
	ÁGUA NO TRECHO URBANO DO RIO APODI-MOSSORÓ EM	
	MOSSORÓ-RN	23
	RESUMO	23
	ABSTRACT	24
1	INTRODUÇÃO	25
2	MATERIAL E MÉTODOS	27
2.1	Localização e caracterização da área de estudo	27
2.2	Aspectos climáticos	29
2.3	Coleta e análise de amostras de água no trecho urbano do Rio Apodi-	
	Mossoró em Mossoró-RN	30
2.4	Análise estatística	37
2.4.1	Estatística descritiva	37
2.4.2	Estatística multivariada	37
2.4.2.1	<i>Matriz de correlação de Pearson</i>	<i>37</i>
2.4.2.2	<i>Análise de componentes principais (ACP)</i>	<i>38</i>
2.4.2.3	<i>Análise Fatorial (AF)</i>	<i>38</i>
3	RESULTADOS E DISCUSSÃO	39
3.1	Estatística descritiva dos atributos analisados	39
3.2	Análise multivariada dos atributos que compõem o IQA	55
3.2.1	Matriz de correlação de Pearson	55
3.2.2	Análise de componentes principais (ACP)	56
3.2.3	Análise Fatorial (AF)	58
4	CONCLUSÕES	62
	REFERÊNCIAS	63
	ARTIGO II: FATORES DE BIOACUMULAÇÃO E	
	TRANSLOCAÇÃO DAS MACRÓFITAS NO TRECHO URBANO	
	DO RIO APODI-MOSSORÓ EM MOSSORÓ-RN	
		71

	RESUMO	71
	ABSTRACT	72
1	INTRODUÇÃO	73
2	MATERIAL E MÉTODOS	75
2.1	Localização e caracterização da área de estudo.....	75
2.2	Aspectos climáticos.....	77
2.3	Coleta e análise de amostras de água e de macrófitas (<i>Eichhornia crassipes</i> e <i>Nymphaea alba</i>) no trecho urbano do rio Apodi-Mossoró em Mossoró-RN.....	79
2.4	Fator de bioacumulação e translocação das macrófitas	81
2.5	Análise estatística	82
2.5.1	Estatística descritiva	82
2.5.2	Estatística multivariada	82
2.5.2.1	<i>Análise de componentes principais (ACP)</i>	<i>83</i>
2.5.2.2	<i>Análise Fatorial (AF)</i>	<i>83</i>
3	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	84
3.1	Estatística descritiva dos atributos químicos das amostras de água e tecido vegetal das macrófitas <i>Eichhornia crassipes</i> e <i>Nymphaea alba</i> coletadas em seis pontos ao longo do trecho urbano do rio Apodi-Mossoró em Mossoró-RN	84
3.1.1	<i>Análise química das amostras de tecido vegetal das macrófitas <i>Nymphaea alba</i> e <i>Eichhornia crassipes</i></i>	<i>91</i>
3.1.2	Fator de bioacumulação e fator de translocação	100
3.2	Estatística descritiva dos atributos analisados.....	106
3.2.1	Matriz de correlação de Pearson.....	106
3.2.2	Análise de componentes principais (ACP).....	108
3.2.3	Análise fatorial (AF).....	111
4	CONCLUSÕES.....	117
	REFERÊNCIAS.....	118

1 INTRODUÇÃO GERAL

O Rio Apodi-Mossoró emerge como o recurso hídrico preponderante na região oeste do Estado do Rio Grande do Norte, traçando seu curso através de diversos municípios. Destaca-se Mossoró-RN, com a mais densa concentração populacional às margens deste rio. Com uma extensão territorial de 2.099,334 km² e uma população residente de 264.577 habitantes, a região enfrenta um desafiador índice de esgotamento sanitário, atingindo 64,6% (SNIS, 2022; IBGE, 2022).

Diante desse panorama, a qualidade da água do rio Apodi-Mossoró é afetada por atividades humanas que possibilitam o lançamento de efluentes domésticos e agroindustriais nas proximidades do leito desse manancial hídrico, aumentando sua poluição. Nesse sentido, o gerenciamento dos resíduos de maneira eficaz é um grande desafio, pois a relação entre produção e consumo exagerado se agrava cada vez mais, favorecendo os problemas ambientais (Bezerra *et al.*, 2013).

Além disso, as contaminações são provenientes das atividades humanas, tais como agricultura, industrialização, urbanização, mudança do padrão de vida e mudanças climáticas (Ullah *et al.*, 2018). Os rios são altamente suscetíveis à poluição, devido à concentração da maioria das atividades humanas em suas margens; além disso, os poluentes são facilmente diluídos e dispersos devido à correnteza (Hashemi Monfared *et al.*, 2017).

Por conseguinte, o fluxo no rio exerce grande efeito no controle da poluição e na gestão dos recursos hídricos, sendo influenciado pela intensidade das precipitações pluviais, que variam de acordo com as mudanças climáticas (Danandeh Mehr *et al.*, 2015).

Nesse contexto, existe grande variabilidade de poluentes tóxicos, sendo os metais uma categoria muito interessante devido às suas implicações significativas na estabilidade do ecossistema aquático, na bioacumulação em tecidos vitais de peixes, nos pesticidas e no impacto acumulativo na água e nos sedimentos (Abdel-Khalek; Badran; Marie, 2020).

Ademais, os rios da América do Sul, África e Ásia correm maior risco de contaminação por metais pesados, uma vez que a concentração e o número de metais pesados aumentaram consideravelmente desde a década de 1990 e ultrapassaram os valores limite dos padrões da Organização Mundial de Saúde e da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos, principalmente nesses continentes (Zhou *et al.*, 2020).

Efluentes contendo metais são lançados nos rios em grandes quantidades, elevando as taxas de contaminação. A liberação contínua de grandes volumes de resíduos industriais e domésticos nos rios provocou aumento dos níveis de metais na água, os quais eventualmente

se acumulam nos seus sedimentos. A presença de metais em altas concentrações pode ser tóxica, pois são resistentes à degradação e podem permanecer por muito tempo no meio ambiente (Looi *et al.*, 2013; Islam; Ahmed; Habibullah-Al-Mamun, 2015). A solubilidade, distribuição e mobilidade do metal dependem de algumas características do meio, como pH, concentração, tipo de ligantes e agentes quelantes (Paramasivam; Ramasamy; Suresh, 2015).

Considerando que o sedimento é um componente crucial do sistema aquático, mantendo a capacidade de transporte e função ecológica vital, em um ecossistema aquático, apenas uma pequena porção de íons metálicos livres permanece na condição dissolvida na água devido às suas características (Liao *et al.*, 2017; Hossain *et al.*, 2019). A capacidade das macrófitas de acumular traços de metais depende de fatores ambientais como temperatura, estação, salinidade e pH, bem como de fatores biológicos como tipo de planta e idade (Bonanno; Giudice, 2010).

Em comparação com as plantas terrestres, as macrófitas aquáticas são geralmente mais tolerantes, eficazes e adequadas para a remoção de metais pesados por meio de fitorremediação (Sood *et al.*, 2012).

Além disso, o uso de plantas para absorção e remoção de metais pesados do solo é conhecido como fitorremediação, processo no qual ocorre a bioacumulação de metais nas plantas, que pode ser usada como estratégia corretiva para solos e sistemas de água contaminados por metais (Bhat *et al.*, 2016; Bhatti *et al.*, 2018).

A poluição de corpos hídricos provoca perturbações no sistema aquático, alterando suas propriedades e características. Locais com presença de macrófitas aquáticas podem ser considerados como bioindicadores de qualidade de água em ambientes que sofreram degradação. Assim, o aumento de nutrientes na água favorece o crescimento excessivo de macrófitas aquáticas, o que explica o desenvolvimento descontrolado dessas plantas (Hegel; Melo, 2016).

Diante deste problema comumente observado em ambientes aquáticos, a técnica de fitorremediação pode ser uma alternativa interessante para a descontaminação, já que é acessível e de baixo custo, de fácil aplicação e muito utilizada em ambientes poluídos, haja vista o uso de plantas com o intuito de remover ou minimizar poluentes presentes no ambiente (Pio; Souza; Santana, 2013), devido à sua capacidade de remover nutrientes, poluentes e metais pesados (Kumar *et al.*, 2019).

O crescimento de macrófitas aquáticas e algas resulta do processo de eutrofização, que apresenta crescimento acelerado devido ao enriquecimento de nutrientes em um sistema aquático, principalmente nitrogênio e fósforo. Isso resulta em depleção de oxigênio no corpo

d'água por meio de intensa mineralização bacteriana (Nixon, 2009).

As macrófitas podem influenciar diretamente a hidrologia do rio e a dinâmica dos sedimentos. *Eichhornia crassipes*, popularmente conhecida como aguapé, destaca-se entre as espécies de macrófitas, devido ao seu potencial de aplicação em sistemas de fitorremediação, onde é considerada um biofiltro natural no tratamento de diferentes tipos de efluentes (Ndimele *et al.*, 2015; Eid *et al.*, 2019; Rangel-Peraza *et al.*, 2019).

Muitos são os benefícios econômicos que o aguapé (*Eichhornia crassipes*) pode oferecer, tais como produzir biofertilizantes, biogás, biocombustíveis, biorremediação de metais pesados de águas residuárias e outros contaminantes, forragem, briquetes, móveis, artesanato e efeitos terapêuticos (Sharma *et al.*, 2020).

Outra macrófita com características fitoextratoras é a *Nymphaea alba*, que possui capacidade de biorremediação de metais, dependendo dos níveis de concentração aos quais está exposta, porém altos teores de contaminantes podem acarretar toxicidade para essa macrófita (Khan; Hussain; Malik, 2016).

Outra planta aquática que desempenha a fitorremediação em ambientes aquáticos é a *Nymphaea alba*, pertencente à família Nymphaeaceae e à ordem Nymphaeales, de ocorrência distribuída por todo o Brasil, totalizando cerca de 18 espécies (Souza; Lorenzi, 2019).

É comum ampla variedade de vegetação aquática flutuante crescer em áreas naturais de água doce, que desempenham papel importante nos aspectos funcionais e estruturais dos ecossistemas aquáticos (Gaballah *et al.*, 2019; Ali *et al.*, 2020).

As macrófitas são escolhas ideais para investigar corpos hídricos, pois o ambiente aquático naturalmente apresenta gradientes significativos de condições, como temperatura, luz e disponibilidade de nutrientes, em escalas espaciais relativamente pequenas (Chou *et al.*, 2022). Essas plantas aquáticas flutuantes são consideradas uma solução baseada na natureza para a remediação da poluição em grandes recursos de água doce (Kabenge *et al.*, 2018).

Diante do exposto, objetivou-se com presente estudo realizar a análise espaço-temporal da qualidade da água do trecho urbano do Rio Apodi-Mossoró no município de Mossoró-RN, bem como analisar as macrófitas *Nymphaea alba* e *Eichhornia crassipes* presentes no rio, observando seu papel de fitorremediação natural, considerando sua capacidade de translocação e bioacumulação dos elementos químicos estudados.

REFERÊNCIAS

- ABDEL-KHALEK, A. A.; BADRAN, S. R.; MARIE, M.-A. S. The efficient role of rice husk in reducing the toxicity of iron and aluminum oxides nanoparticles in *Oreochromis niloticus*: hematological, bioaccumulation, and histological endpoints. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 231, p. 1-15, 2020.
- ALI, S. *et al.* Application of floating aquatic plants in phytoremediation of heavy metals polluted water: A review. **Sustainability**, v. 12, n. 5, p. 1927, 2020.
- BEZERRA, J. M. *et al.* Análise dos indicadores de qualidade da água do trecho urbano do Rio Apodi-Mossoró em Mossoró-RN. **Semina: Ciências Agrárias**, v. 34, n. 6, suplemento 1, p. 3443-3454, 2013.
- BHAT, S. A. *et al.* Vermiremediation and phytoremediation: eco approaches for soil stabilization. **Austin Environmental Sciences**, v. 1, n. 2, 1006, 2016.
- BHATTI, S. S. *et al.* Comparative analysis of tissue compartmentalized heavy metal uptake by common forage crop: a field experiment. **Catena**, v. 160, p. 185-193, 2018.
- BONANNO, G.; GIUDICE, R. Lo. Heavy metal bioaccumulation by the organs of *Phragmites australis* (common reed) and their potential use as contamination indicators. **Ecological Indicators**, v. 10, n. 3, p. 639-645, 2010.
- CHOU, Q. *et al.* Phenotypic responses of a submerged macrophyte (*Vallisneria spiralis*) to low light combined with water depth. **Aquatic Botany**, v. 176, 103462, 2022.
- DANANDEH MEHR, A. *et al.* Successive-station monthly streamflow prediction using different artificial neural network algorithms. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v. 12, p. 2191-2200, 2015.
- EID, E. M. *et al.* Bioaccumulation and translocation of nine heavy metals by *Eichhornia crassipes* in Nile Delta, Egypt: perspectives for phytoremediation. **International Journal of Phytoremediation**, v. 21, n. 8, p. 821-830, 2019.
- GABALLAH, M. S. *et al.* Wastewater treatment potential of water lettuce (*Pistia stratiotes*) with modified engineering design. **Journal of Water Chemistry and Technology**, v. 41, p. 197-205, 2019.
- HASHEMI MONFARED, S. A. *et al.* Water quality planning in rivers: assimilative capacity and dilution flow. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 99, p. 531-541, 2017.
- HEGEL, C. G. Z.; MELO, E. F. R. Q. Macrófitas aquáticas como bioindicadoras da qualidade da água dos arroios da RPPN Maragato. **Revista em Agronegócio e Meio Ambiente**, v. 9, n. 3, p. 673-693, 2016.
- HOSSAIN, M. B. *et al.* Baseline study of heavy metal contamination in the Sangu River estuary, Chattogram, Bangladesh. **Marine Pollution Bulletin**, v. 140, p. 255-261, 2019.

IBGE–INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Resultado dos dados do censo –2022**. Disponível em: www.ibge.gov.br/cidade. Acesso em: 09 abr. 2024.

ISLAM, M. S.; AHMED, M. K.; HABIBULLAH-AL-MAMUN, M. Determination of heavy metals in fish and vegetables in Bangladesh and health implications. **Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal**, v. 21, n. 4, p. 986-1006, 2015.

KABENGE, I. *et al.* Performance of a constructed wetland as an upstream intervention for stormwater runoff quality management. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 25, p. 36765-36774, 2018.

KHAN, A. S.; HUSSAIN, M. W.; MALIK, K. A. A Possibility of Using Waterlily (*Nymphaea alba* L.) for Reducing the Toxic Effects of Chromium (Cr) in Industrial Wastewater. **Pak. J. Bot.**, v. 48, n. 4, p. 1447-1452, 2016.

KUMAR, V. *et al.* Global evaluation of heavy metal content in surface water bodies: A meta-analysis using heavy metal pollution indices and multivariate statistical analyses. **Chemosphere**, v. 236, p. 124364, 2019.

LIAO, J. *et al.* Heavy metals in river surface sediments affected with multiple pollution sources, South China: Distribution, enrichment and source apportionment. **Journal of Geochemical Exploration**, v. 176, p. 9-19, 2017.

LOOI, L. J. *et al.* Baseline metals pollution profile of tropical estuaries and coastal waters of the Straits of Malacca. **Marine Pollution Bulletin**, v. 74, n. 1, p. 471-476, 2013.

NDIMELE, P. E. *et al.* Does fertilizer (N15P15K15) amendment enhance phytoremediation of petroleum-polluted aquatic ecosystem in the presence of water hyacinth (*Eichhornia crassipes* [Mart.] Solms)? **Environmental Technology**, v. 36, n. 19, p. 2502-2514, 2015.

NIXON, S. W. Eutrophication and the macroscope. **Hydrobiologia**, v. 629, p. 5-19, 2009.

PARAMASIVAM, K.; RAMASAMY, V.; SURESH, G. Impact of sediment characteristics on the heavy metal concentration and their ecological risk level of surface sediments of Vaigai river, Tamilnadu, India. **Spectrochimica Acta Part A: Molecular and Biomolecular Spectroscopy**, v. 137, p. 397-407, 2015.

PIO, M. C. S.; SOUZA, K. S.; SANTANA, G. P. Capacidade da *Lemna aequinoctialis* para acumular metais pesados de água contaminada. **Acta Amazonica**, v. 43, p. 203-210, 2013.

RANGEL-PERAZA, J. G. *et al.* Optimization of organic matter degradation kinetics and nutrient removal on artificial wetlands using *Eichhornia crassipes* and *Typha domingensis*. **Environmental Technology**, v. 40, n. 5, p. 633-641, 2019.

RIO GRANDE DO NORTE. **Secretaria de Meio Ambiente e Recursos Hídricos**. 2012. Mossoró, Brasil. Disponível em: <http://www.semarh.rn.gov.br>. Acesso em: 05 jan. 2022.

SHARMA, A. K. *et al.* Multifaceted potential of *Eichhornia crassipes* (Water Hyacinth) ladened with numerous value aided and therapeutic properties. **Plant Arch**, v. 20, n. 2, p. 2059-2065, 2020.

SNIS-SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO.

Disponível em: <http://www.snis.gov.br/diagnostico-anual-residuos-solidos/diagnostico-do-manejo-de-residuos-solidos-urbanos-2022>. Acesso em: 09 abr. 2024.

SOOD, A. *et al.* Phytoremediation potential of aquatic macrophyte, Azolla. **Ambio**, v. 41, p. 122-137, 2012.

SOUZA, V. C.; LORENZI, H. **Botânica sistemática**: guia ilustrado para identificação das famílias de fanerógamas nativas e exóticas no Brasil, baseado em APG IV. 4.ed. São Paulo: Instituto Plantarum, 2019. 768p.

ULLAH, H. *et al.* Chemometric evaluation of heavy metals distribution in wastewater irrigated soil of peri-urban area. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v. 15, p. 2519-2530, 2018.

ZHOU, Q. *et al.* Total concentrations and sources of heavy metal pollution in global river and lake water bodies from 1972 to 2017. **Global Ecology and Conservation**, v. 22, e00925, 2020.

ARTIGO I: ANÁLISE ESPAÇO-TEMPORAL DA QUALIDADE DA ÁGUA NO TRECHO URBANO DO RIO APODI-MOSSORÓ EM MOSSORÓ-RN

RESUMO

Ao longo dos anos, rios urbanos têm sofrido com a degradação ambiental devido às atividades antrópicas, o que se tornou uma preocupação pública. O monitoramento regular da qualidade da água dos corpos hídricos superficiais é essencial para a tomada de decisões e busca por alternativas que melhorem a segurança da população e preservação do meio ambiente local, que abriga uma diversidade biológica vulnerável à poluição. Assim, objetivou-se com o presente estudo avaliar a evolução espaço-temporal da qualidade da água do rio Apodi-Mossoró, no trecho urbano de Mossoró-RN, durante os períodos seco e chuvoso. Para isso, efetuou-se a caracterização de atributos físico-químicos e microbiológicos nas amostras de água coletadas em seis pontos do trecho urbano do Rio Apodi-Mossoró (Barragem de Genésio, Ponte do Alto da Conceição, Barragem do Centro, Canal da Ilha de Santa Luzia, Barragem das Barrocas e Ponte da Leste-Oeste) numa extensão de 10 km, durante oito campanhas (julho, agosto, setembro, outubro, novembro, dezembro, janeiro, fevereiro e abril) ao longo dos anos 2022 e 2023. Com os dados de qualidade da água, calculou-se o Índice de Qualidade da Água da CETESB e realizou-se a análise estatística multivariada. O Índice de Qualidade da Água da CETESB variou consideravelmente, abrangendo todas as classificações, desde ótima até inadequada. No ponto da Barragem de Genésio, foi observada uma avaliação mais positiva, com classificações variando de ótima a boa, independentemente da estação do ano. No entanto, os demais pontos apresentaram variações significativas, com destaque para o ponto da Barragem das Barrocas, que recebeu todas as classificações; no auge da estiagem, em dezembro, este ponto alcançou seu pior momento, sendo classificado como péssimo. Em relação ao Índice de Qualidade da Água da CETESB, os atributos que mais influenciaram foram a demanda bioquímica de oxigênio, o nitrogênio total Kjeldahl e o fósforo total, variáveis muito sensíveis ao manejo antrópico realizado no entorno da bacia. A água do rio mostrou elevado teor de sais, especialmente sódio e cálcio, resultando em uma classificação como salobra (classe 1) em todos os pontos avaliados na maior parte do ano, exceto no período chuvoso, quando passou a ser considerada doce (classe 2).

Palavras-chave: corpo hídrico superficial; poluição das águas; monitoramento; índice de sustentabilidade.

ARTICLE 1: SPATIO-TEMPORAL ANALYSIS OF WATER QUALITY IN THE URBAN SECTION OF THE APODI-MOSSORÓ RIVER IN MOSSORÓ-RN

ABSTRACT

Over the years, urban rivers have suffered from environmental degradation due to human activities, which has become a public concern. Regular monitoring of water quality in surface water bodies is essential for decision-making and the search for alternatives that improve the safety of the population and preservation of the local environment, which is home to biological diversity vulnerable to pollution. Thus, the objective of this study was to evaluate the spatio-temporal evolution of water quality in the Apodi-Mossoró river, in the urban section of Mossoró-RN, during the dry and rainy periods. To this end, the characterization of physical-chemical and microbiological attributes was carried out in water samples collected at six points in the urban stretch of the Apodi-Mossoró River (Barragem Gênésio, Ponte do Alto da Conceição, Barragem do Centro, Canal da Ilha de Santa Luzia, Barragem das Barrocas and Ponte da Leste-Oeste) over a length of 10 km, during eight campaigns (July, August, September, October, November, December, January, February and April) throughout the years 2022 and 2023. With the water quality data, the CETESB Water Quality Index was calculated and multivariate statistical analysis was carried out. The Water Quality Index CETESB varied considerably, covering all classifications, from excellent to inadequate. At the Barragem Gênésio point, a more positive evaluation was observed, with ratings varying from excellent to good, regardless of the season. However, the other points showed significant variations, with emphasis on the Barragem das Barrocas point, which covered all forms of classification; at the height of the drought, in December, this point reached its worst moment, being classified as terrible. In relation to the CETESB Water Quality Index, the attributes that most influenced were Biochemical Oxygen Demand, total Kjeldal nitrogen and total phosphorus, variables closely related to human activity. The river water showed high salt content, especially sodium and calcium, resulting in a classification as brackish (class 1) in all points evaluated for most of the year, except in the rainy season, when was considered sweet (class 2).

Keywords: surface water body; water pollution; monitoring; multivariate analysis.

1 INTRODUÇÃO

O Rio Grande do Norte possui 16 bacias hidrográficas distribuídas em seu território. A bacia do Eio Apodi-Mossoró é a segunda maior do estado, situando-se na região oeste, com uma área de 14.276 km². O Rio Apodi-Mossoró tem uma extensão de 210 km, com nascente na divisa entre os estados do Rio Grande do Norte e Paraíba, desaguando no oceano Atlântico nos limites dos municípios de Areia Branca e Grossos, pertencentes à região da Costa Branca potiguar (RIO GRANDE DO NORTE, 2022).

O Rio Apodi-Mossoró é considerado o recurso hídrico mais importante da região oeste do estado do Rio Grande do Norte, atravessando vários municípios do estado, sendo Mossoró o município com a maior densidade demográfica. Mossoró possui uma extensão territorial de 2.099,334 km², sendo 73,55 km² de área urbanizada e uma população de 264.577 habitantes, onde o índice de esgotamento sanitário é de 64,6% (SNIS, 2022; IBGE, 2022).

A qualidade da água do rio Apodi-Mossoró é impactada por atividades antrópicas tais como o lançamento de efluentes domésticos e agroindustriais nas proximidades do leito desse manancial hídrico, resultando em sua poluição, tema de preocupação global, já que cerca de 30% da população mundial sofrem com a escassez hídrica (van Vliet *et al.*, 2021). A água superficial disponível no planeta corresponde a mais de 97%, e apenas 1,1% é água doce, sendo que desse total apenas 1% é superficial (Saeed *et al.*, 2022).

Apesar da água doce apresentar proporção relativamente limitada para fins de uso humano, as águas doces superficiais e sua qualidade desempenham funções importantes no desenvolvimento econômico, na saúde humana e no meio ambiente. Com a falta de planejamento e o rápido crescimento populacional, aliados às atividades industriais, as águas superficiais, incluindo rios, lagos e lagoas, enfrentam riscos relacionados à deterioração de sua qualidade (Prasad *et al.*, 2022). Sabe-se que as atividades agrícolas e industriais são as principais contribuintes para a deterioração das águas, motivo pelo qual se torna necessário avaliar quais interferências essas atividades estão exercendo sobre os recursos de água doce (Lahlou *et al.*, 2020, Lahlou; Mackey; Al-Ansari, 2022).

Neste sentido, a má qualidade da água por exemplo é um problema global que afeta a disponibilidade hídrica e interfere diretamente na saúde humana, isso porque águas contaminadas continuam a representar uma ameaça para a humanidade devido ao seu potencial de disseminação de doenças e mortes (Chaudhry; Malik, 2017; Zhang *et al.*, 2022), que na maioria dos casos são provocadas por doenças de veiculação hídrica (Ferreira *et al.*, 2016; Santos *et al.*, 2018).

Outro aspecto importante, que chama atenção e interfere na qualidade da água de corpos hídricos como rios e lagos, é o despejo direto de águas residuárias sem tratamento nesses ambientes aquáticos (Zou *et al.*, 2020; Hossain *et al.*, 2022; Diganta *et al.*, 2023), haja vista que os poluentes da água, quando em contato com o ecossistema, podem provocar uma série de alterações, como a ruptura do equilíbrio dos organismos e seus habitats, levando a declínios na biodiversidade (Wear *et al.*, 2021).

É imprescindível que a qualidade da água seja avaliada, mesmo porque é uma ferramenta necessária para verificar o grau de poluição e quais medidas devem ser tomadas para atenuar os impactos provocados pelos poluentes, relacionando os atributos físicos, químicos e microbiológicos com os limites estabelecidos pelas normas vigentes (Jiang *et al.*, 2020).

Neste sentido, para que o monitoramento seja efetivo, é importante coletar um vasto conjunto de dados, relacionando os diversos atributos, a fim de determinar os principais fatores que caracterizam e influenciam sua qualidade (Gad *et al.*, 2021; Gad *et al.*, 2022). Neste processo de avaliação, a determinação do índice de qualidade da água (IQA) pode ser uma excelente alternativa para monitorar a qualidade da água em espaços amostrais distintos e em determinado período de tempo (Dutta; Dwivedi; Suresh Kumar, 2018; Melo *et al.*, 2020), a partir da combinação de diversos atributos (Gorde; Jadhav, 2013a) .

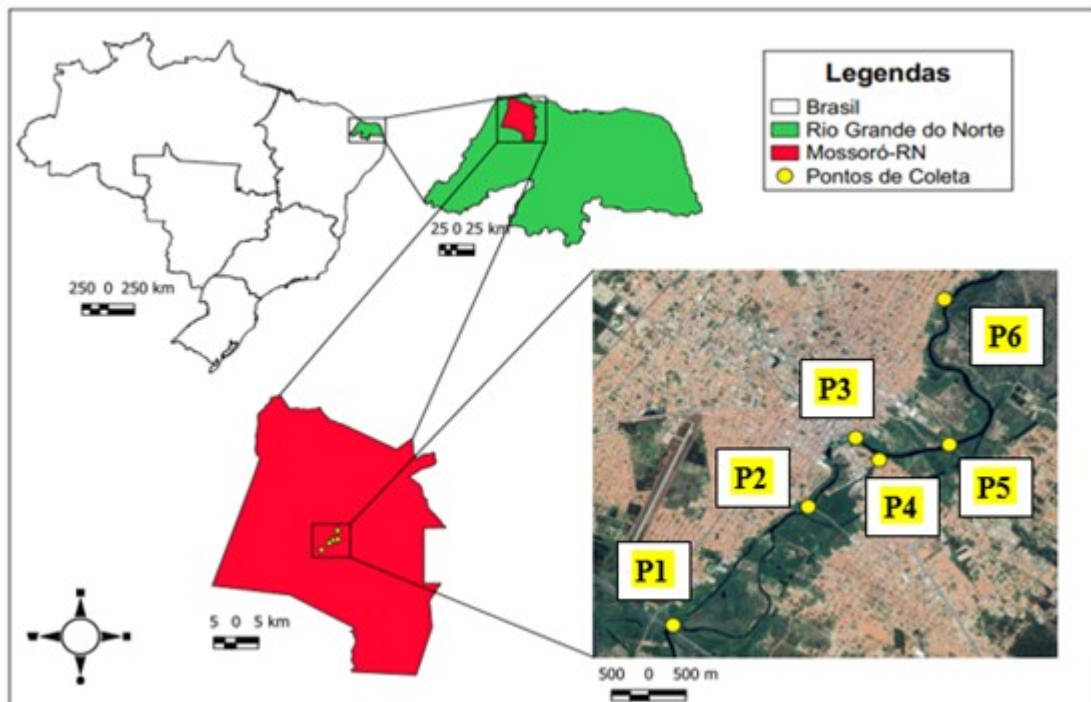
Portanto, devido à grande importância de analisar os recursos hídricos e criar estratégias de conservação, o objetivo do presente estudo foi realizar uma avaliação espaço-temporal da qualidade da água do rio Apodi-Mossoró no trecho urbano de Mossoró-RN, caracterizando atributos físico-químicos e microbiológicos presentes na água do rio, nos períodos seco e chuvoso.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Localização e caracterização da área de estudo

Este trabalho foi conduzido no trecho urbano do Rio Apodi-Mossoró, no município de Mossoró-RN, Brasil. As coletas foram feitas desde a Barragem de Genésio até a Barragem Barrocas, conforme apresentado pela Figura

Figura 1. Imagem do trecho urbano do Rio Apodi-Mossoró em Mossoró-RN, destacando os seis pontos de coleta das amostras de água.



Fonte: Acervo do autor (2024).

Ressalta-se também que os solos da área de estudo foram classificados pela EMBRAPA como Latossolo Vermelho-Amarelo, Argissolo Vermelho-Amarelo, Neossolos Quartzarênicos, Cambissolos Háplicos e Neossolos Litólicos (Bezerra *et al.*, 2013). A amostragem ocorreu durante o período de julho de 2022 a abril de 2023, sendo realizadas oito coletas de amostras de água entre os barramentos de Genésio e Barrocas. Foram estabelecidos seis pontos de coleta, conforme sequência apresentada na Tabela 1.

Tabela 1. Pontos de coletas do trecho urbano do Rio Apodi-Mossoró em Mossoró-RN

Coletas	Localidade
P1	Barragem de Genésio
P2	Ponte do Alto da Conceição
P3	Barragem do Centro
P4	Canal da Ilha de Santa Luzia
P5	Barragem das Barrocas
P6	Ponte da Avenida Leste-Oeste

Fonte: Acervo do autor (2024).

O trecho escolhido para a realização das coletas abrangeu aproximadamente 10 km, com a escolha estratégica dos pontos baseada em observações realizadas no local (Figura 2). Essa seleção considerou critérios que englobaram áreas com diferentes níveis de atividade humana. O primeiro ponto de coleta (P1) foi estabelecido na Barragem de Genésio, localizada às margens da BR-304 (5°13'9.58"S e 37°21'45.53"O). O segundo ponto (P2) está posicionado abaixo da ponte da Avenida Coelho Neto, no bairro Alto da Conceição (5°12'13.8"S 37°20'46.1"O). O terceiro ponto (P3) está situado no Barramento central da cidade de Mossoró-RN (5°11'42.60"S e 37°20'25.21"O). O quarto ponto (P4) está localizado no bairro da Ilha de Santa Luzia, uma divisão do rio (5°11'51.8"S 37°20'15.4"O). O quinto ponto (P5) está abaixo da ponte da Avenida Leste-Oeste (5°11'44.5"S 37°19'44.7"O) e o sexto e último ponto (P6), centrado na Barragem das Barrocas (5°10'33.83"S e 37°19'42.68"O).

Figura 2. Vistas do Rio Apodi-Mossoró no trecho urbano de Mossoró-RN, destacando a Barragem de Genésio-Ponto 1 (A), Ponte do Alto da Conceição-Ponto 2 (B), Barragem do Centro-Ponto 3 (C), Canal da Ilha de Santa Luzia-Ponto 4 (D), Ponte da Leste-Oeste- 5 (E) e Ponto Barragem das Barrocas-Ponto 6 (F)

A



B



C



D



E



F



Fonte: Acervo do autor (2024).

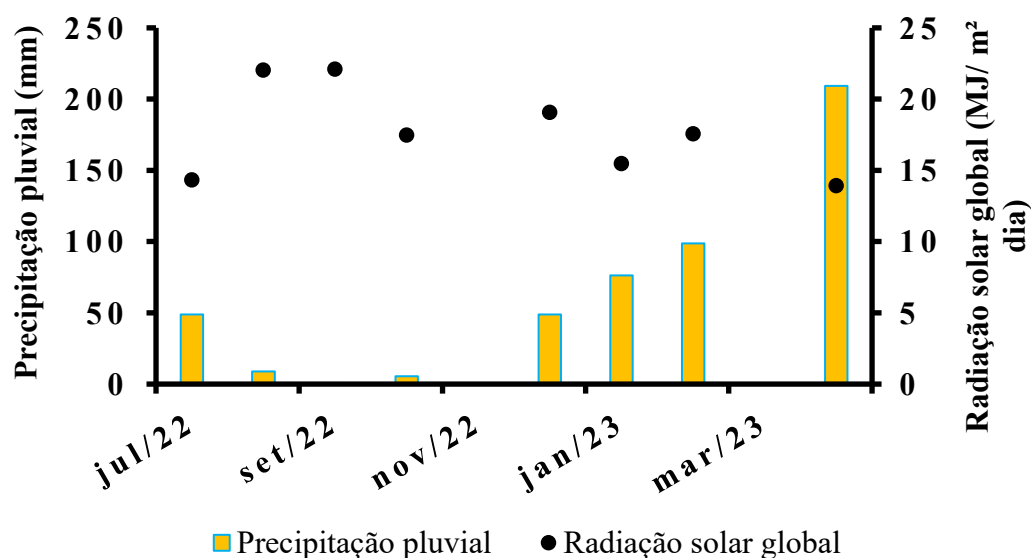
2.2 Aspectos climáticos

O Município de Mossoró encontra-se localizado na faixa Oeste do Estado do Rio Grande do Norte na região semiárida (SEMARH, 2024), onde o clima é do tipo BSh, quente e

seco, com estação chuvosa concentrada entre maio e julho e intensa seca de setembro a dezembro. A cidade apresenta temperatura média do ar de 26,5 °C e precipitação média anual de 794 mm (Alvares *et al.*, 2013). O período de julho de 2022 a abril de 2023 foi escolhido para avaliar os atributos físicos, químicos e microbiológicos da água do trecho urbano do Rio Apodi-Mossoró tanto no período seco quanto no chuvoso.

Durante o período de amostragem, foram monitorados alguns parâmetros climáticos, como a precipitação pluvial e a radiação solar global, conforme apresentado na Figura 3. Estes dados foram coletados do sítio <https://siemu.ufersa.edu.br/dashboard>, abastecido pela Estação Meteorológica Automática (EMA) do Departamento de Engenharia e Ciências Ambientais (DECAM) da Universidade Federal Rural do Semi-Árido (UFERSA) no campus leste da UFERSA Mossoró.

Figura 3. Precipitação pluvial acumulada mensal e a radiação solar global acumulada no dia de cada coleta das amostras de água.



Fonte: Acervo do autor (2024).

2.3 Coleta e análise de amostras de água no trecho urbano do Rio Apodi-Mossoró em Mossoró-RN

As amostras simples foram coletadas utilizando o método orientado pela CETESB (2011), com a imersão dos frascos de polietileno de 1,0 L numa profundidade de 30 cm. Em seguida, foram armazenadas em caixa isotérmica com gelo a 4 °C até a realização de análises físico-químicas. As amostras para análise microbiológicas foram coletadas em frascos de vidro estéreis. As análises ocorreram em quatro laboratórios da Universidade Federal Rural do

Semi-Árido (UFERSA) campus Mossoró-RN: 1) Laboratório de Solo, Água e Planta (LASAP); 2) Laboratório de Saneamento Ambiental (LASAN); 3) Laboratório de Análise de Solo, Água e Plantas do Semiárido (LASAPSA); e 4) Laboratório de Inspeção de Produtos de Origem Animal (LIPOA).

As análises físico-químicas foram realizadas no LASAN e seguiram os critérios estabelecidos do *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater* (Lipps; Braun-Howland; Baxter, 2023). Foram realizadas triplicatas e obtidas as médias das repetições. Na Tabela 2, apresentam-se as variáveis de qualidade da água analisadas, bem como a metodologia de ensaio utilizada.

Tabela 2. Variáveis analisadas no LASAN.

Determinação	Unidade	Método analítico		
		Nome	Número	Fonte
*Ph	--	Eletrométrico	4500 H ⁺	(1)
Temperatura	°C	Termômetro digital	2550	(1)
Condutividade	µmho/cm ou µS/cm	Método laboratorial	2510 B	(1)
Oxigênio dissolvido	mgO ₂ /L	Método da Sonda óptica	4500-O H	(1)
Sólidos totais	mg/L	Sólidos totais a 103 - 105 °C	2540 B	(1)
Sólidos dissolvidos totais	mg/L	Considerado a diferença entre Sólidos Totais e Sólidos em Suspensão Totais	---	---
Sólidos em suspensão totais	mg/L	Sólidos em suspensão totais a 103 - 105 °C	2540 D	(1)
Cor aparente	mgPt/L	Espectrofotométrico do comprimento de onda único (destaque-se que este método é indicado para método indicado para cor verdadeira)	2120 C	(1)
Turbidez	UNT	Nefelométrico	2130 B	(1)
Fósforo total	mgP/L	Método do ácido ascórbico com digestão preliminar com método do persulfato	4500-P E	(1)
Nitrogênio total Kjeldahl (NTK)	mg N/L	Semi-Micro-Kjeldahl	4500- N _{org} C	(1)
		Titulométrico com Destilação Preliminar	4500- NH ₃ C e 4500- NH ₃ B	
Demanda química de oxigênio (DQO)	mg/L	Refluxo fechado, método colorimétrico	5220 D	(1)
Demanda bioquímica de oxigênio (DBO _{5,20})	mgO ₂ /L	DBO de 5 dias	5210 B	(1)

Nota: ⁽¹⁾ Lipps, Braun-Howland e Baxter (2023).

No LASAP e LASAPSA, foram determinados os teores de o sódio (Na^+) e o potássio (K^+) utilizando fotometria de chama. O cálcio (Ca^{2+}), magnésio (Mg^{2+}), cloreto (Cl^-), cobre (Cu), zinco (Zn), ferro (Fe), manganês (Mn), cádmio (Cd), cromo (Cr), níquel (Ni) e chumbo (Pb) foram determinados por espectrofotometria de absorção atômica. As análises seguiram as recomendações técnicas da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Silva, 2009).

Os coliformes totais (CT) e coliformes termotolerantes (CTE) foram determinados pelo método de tubos múltiplos realizados no LIPOA. *In loco*, foram medidos os atributos temperatura da água (TA) e oxigênio dissolvido (OD), utilizando uma sonda de campo. Com os atributos pH, TUR, DBO, ST, Pt, NTK, TA, OD e CTE, foi calculado e classificado o Índice de Qualidade da Água (IQA), adaptado pela CETESB (2022b), da *National Sanitation Foundation* (NSF), conforme as equações 1 e 2, respectivamente.

$$\text{IQA} = \prod_{i=1}^9 q_i^{w_i} \quad 1$$

$$\sum_{i=1}^9 w_i = 1 \quad 2$$

Em que:

IQA - Índice de Qualidade das Águas, número entre 0 e 100;

q_i - Qualidade do i -ésimo indicador, um número entre 0 e 100, obtido da respectiva equação da “curva média de variação de qualidade”, em função de sua concentração ou medida;

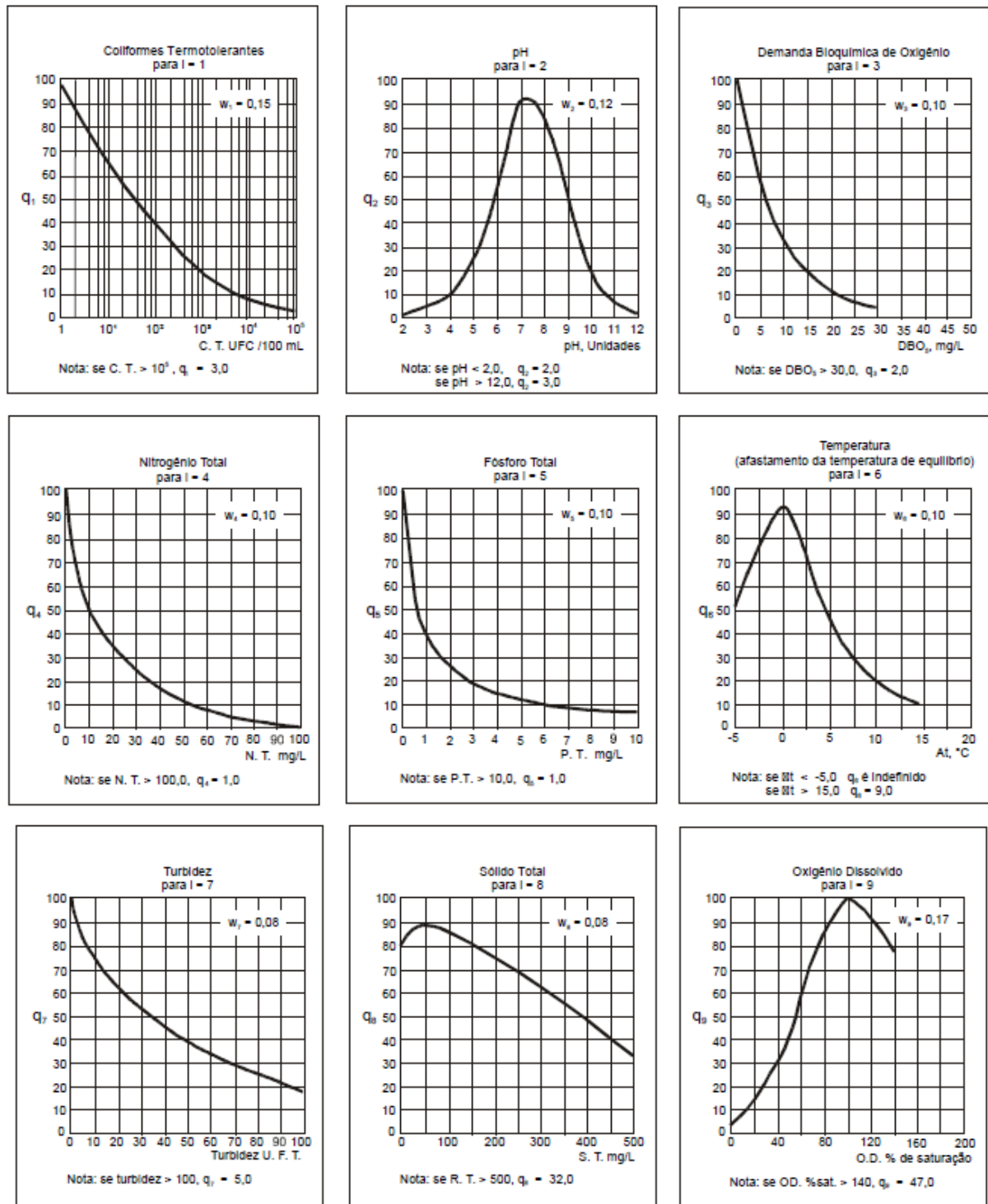
w_i - Peso correspondente ao i -ésimo indicador, em número entre 0 e 1, atribuído em função da sua importância para a conformação global da qualidade, decimal; e

i - Número do indicador, variando de 1 a 9 ($n = 9$, ou seja, o número de atributos que compõem o IQA é 9).

Ressalta-se que o IQA da CETESB utiliza o nitrogênio total (Nt) como um dos nove parâmetros da equação. No presente estudo, o Nt foi substituído pelo NTK devido ao considerável aporte de nitrogênio orgânico e amoniacal oriundo de fontes antrópicas de poluição pontual e difusa ao longo do trecho urbano do Rio Apodi-Mossoró nos períodos seco e chuvoso.

De acordo com a CETESB (2022b), os valores q_i para cada atributo que compõe o IQA da CETESB são obtidos das curvas apresentadas na Figura 4.

Figura 4. Curvas de valores de q_i para cada atributo avaliado no IQA da CETESB.



Fonte: CETESB (2022b).

A CETESB (2022b) também apresenta recomendações para os pesos que variam de acordo com cada atributo, como mostra a Tabela 3.

Tabela 3. Pesos dos atributos do IQA da CETESB.

Indicadores	Peso Wi
Oxigênio dissolvido	0,17
Coliformes termotolerantes	0,15
pH	0,12
DBO _{5,20}	0,10
Nitrogênio total substituído pelo Nitrogênio total Kjeldahl	0,10
Fósforo total	0,10
Turbidez	0,08
Temperatura de desvio	0,10
Sólidos totais	0,08

Fonte: CETESB (2022b).

O IQA para valores de referência, segundo a CETESB (2022b), apresenta classificação de ótima a péssima, como descrito na Tabela 4.

Tabela 4. Classificação do IQA da CETESB para os estados de São Paulo-SP (CETESB 2022b) e Rio Grande do Norte-RN (ANA, 2024).

Categoria	Ponderação para SP	Ponderação para RN
Ótima	$79 < \text{IQA} \leq 100$	$91 < \text{IQA} \leq 100$
Boa	$51 < \text{IQA} \leq 79$	$71 < \text{IQA} \leq 90$
Regular	$36 < \text{IQA} \leq 51$	$51 < \text{IQA} \leq 70$
Ruim	$19 < \text{IQA} \leq 36$	$26 < \text{IQA} \leq 50$
Péssima	$\text{IQA} \leq 19$	$\text{IQA} \leq 25$

Fonte: CETESB (2022b) e ANA (2024).

No cálculo do IQA da CETESB, utilizou-se o programa QualiGraf, desenvolvido como ferramenta de uso interno no Departamento de Recursos Hídricos da Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos – FUNCEME (FUNCEME, 2024).

Na interpretação dos atributos não utilizados no cálculo do IQA da CETESB, foi utilizada a Resolução CONAMA nº 357/2005 (BRASIL, 2005) como padrão comparativo, com o intuito de averiguar a qualidade da água do trecho urbano do Rio Apodi-Mossoró em Mossoró-RN. Ressalta-se que para fins de classificação da água quanto a esta ser doce, salobra ou salina, utilizou-se o Art. 42 da Resolução CONAMA nº 357/2005 (BRASIL, 2005), a qual estabelece que para corpos hídricos desprovidos de enquadramento as águas doces (salinidade $\leq 0,5$ ‰) devem ser consideradas classe 2, ao passo que as salinas (salinidade ≥ 30 ‰) e salobras ($0,5$ ‰ $<$ salinidade < 30 ‰) devem ser consideradas classe 1.

Na avaliação da salinidade das amostras de água, efetuou-se a determinação da condutividade elétrica (CE) para estimativa da salinidade a partir da determinação do teor de

sais dissolvidos totais (SDT) conforme descrito por Richards *et al.* (1954) e Rhoades, Kandiah e Mashal (1992) nas equações 3 e 4, respectivamente. Este método correlaciona os sólidos dissolvidos totais (SDT) com a condutividade elétrica, o que é viável porque a maior parte das substâncias dissolvidas é de íons (Ritcher, 2009). Para CE entre 0,1 e 5,0 dS m⁻¹, tem-se:

$$\text{SDT} = 640. \text{CE} \quad 3$$

Para CE maior que 5,0 dS m⁻¹, tem-se:

$$\text{SDT} = 800. \text{CE} \quad 4$$

Em que:

SDT – Salinidade ou sais dissolvidos totais, em mg L⁻¹; e

CE – Condutividade elétrica nas amostras de água, em dS m⁻¹.

Outros indicadores de qualidade da água que não estão contemplados no IQA da CETESB, mas que são atributos que indicam toxicidade ou algum efeito degradador em corpos de água, foram avaliados e estão descritos na Tabela 5.

Tabela 5. Atributos físicos e químicos da água, nos seis pontos de amostras ao longo do trecho urbano do Rio Apodi-Mossoró, que não foram utilizados no cálculo do IQA da CETESB.

Atributos	Ponto1	Ponto 2	Ponto 3	Ponto 4	Ponto 5	Ponto 6
	Média e desvio-padrão					
DQO (mg L ⁻¹)	24,25 ± 9,95	21,13 ± 10,37	25,38 ± 8,90	29,88 ± 13,77	31,13 ± 16,70	29,88 ± 11,97
SST (mg L ⁻¹)	17,83 ±11,56	43,04 ± 75,78	12,71 ± 8,52	80,83 ± 137,78	39,08 ± 47,35	17,29 ± 10,26
SDT (mg L ⁻¹)	1030,75 ± 470,47	1060,46 ± 422,78	865,73 ± 337,55	1058,08 ± 436,93	997,33 ± 364,22	979,21 ± 312,40
CA (mg L ⁻¹)	47,00 ± 26,97	74,25 ± 99,33	59,88 ± 42,47	104,5 ± 110,86	112,75 ± 146,77	92,75 ± 139,31

Legenda: DQO = Demanda química de oxigênio; SST = Sólidos suspensos totais; SDT = Sólidos dissolvidos totais; CA = cor aparente. Ponto 1 = Barragem de Genésio; Ponto 2 = Ponte do Alto da Conceição; Ponto 3 = Barragem do Centro; Ponto 4 = Canal da Ilha de Santa Luzia; Ponto 5 = Ponte da Leste-Oeste; e Ponto 6 = Barragem das Barrocas.
Fonte: Acervo do autor (2024).

2.4 Análise estatística

2.4.1 Estatística descritiva

Para fins de observação de possíveis valores discrepantes, esta etapa consiste em analisar os dados previamente. Nesse caso, foram utilizadas algumas técnicas estatísticas, como medidas de tendência central e de dispersão, para todos os atributos avaliados durante a pesquisa.

2.4.2 Estatística multivariada

Os dados de todos os atributos coletados durante toda a fase experimental foram submetidos à análise multivariada seguindo as recomendações de Vicini *et al.* (2018). A análise estatística multivariada foi realizada empregando-se o programa *Software Statistica 14* (Statsoft Inc, 2020).

2.4.2.1 Matriz de correlação de Pearson

Inicialmente, na análise multivariada, foi obtida a matriz de correlação de Pearson. As correlações assumem valores "r" próximos de -1 e +1, sugerindo maior correlação, ao passo que valores próximos de zero indicam ausência de correlação entre as variáveis. O desvio da correlação de Pearson ($p \leq 0,05$) foi considerado para os nove atributos estudados, a fim de garantir a confiabilidade das correlações mínimas estabelecidas na análise fatorial (AF).

As correlações são classificadas da seguinte forma (Callegari-Jacques, 2009):

Se $0,00 < r < 0,30$, existe fraca correlação linear;

Se $0,30 \leq r < 0,60$, existe moderada correlação linear;

Se $0,60 \leq r < 0,90$, existe forte correlação linear e;

Se $0,90 \leq r < 1,00$, existe correlação linear muito forte.

Nesta pesquisa, foram empregadas outras duas técnicas de análises multivariadas: a análise de componentes principais (ACP) e a análise fatorial (AF).

2.4.2.2 *Análise de componentes principais (ACP)*

A análise de componentes principais (ACP) foi empregada para determinar os atributos mais importantes que influenciam na qualidade da água, tanto no período seco quanto no período chuvoso. Foram confeccionados três diagramas de projeção de vetores para os componentes principais (fator 1 x fator 2 e fator 1 x fator 3) dos atributos no presente estudo. Nessa análise, foi levado em consideração o critério de Kaiser, que consiste em explicar a grande variabilidade dos dados. Segundo esse critério, os requisitos estabelecidos são autovalores superiores ou iguais a 1 e a variância acumulada fica acima de 70% (Oliveira Júnior *et al.*, 2021; Chianca *et al.*, 2023).

2.4.2.3 *Análise Fatorial (AF)*

Para facilitar a interpretação dos dados obtidos da ACP e sua posterior explicação, optou-se pelo uso da análise fatorial (AF), que consiste na correlação das variáveis. Esse tipo de análise visa a explicar as variáveis que mais se correlacionam sem sofrer influência daquelas menos significativas.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Estatística descritiva dos indicadores de qualidade da água

Notou-se ao longo dos períodos seco e chuvoso que a salinidade da água no rio Apodi-Mossoró variou em função do fator temporalidade. Como este corpo hídrico não possui definição do seu enquadramento na Resolução CONAMA nº 357/2005 (BRASIL, 2005), foram adotados os critérios estabelecidos no Art. 42 da referida resolução, onde: água doce classe 2 para salinidade $\leq 0,5\text{‰}$) e água salobra classe 1 para salinidade entre 0,5‰ e 30‰.

Conforme estabelecido na Resolução CONAMA nº 357/05, durante o período seco, o Rio Apodi-Mossoró foi considerado como água salobra classe 1. Por outro lado, durante o período chuvoso, nos meses de maiores precipitações pluviais, a classificação foi alterada para água doce classe 2.

Na Tabela 6, apresenta-se a classificação da qualidade da água nos seis pontos do trecho urbano do Rio Apodi-Mossoró, quanto à salinidade.

Tabela 6. Classificação da água, nos seis pontos do trecho urbano do Rio Apodi-Mossoró, quanto à salinidade, conforme padrões da Resolução CONAMA nº 357/2005.

Pontos	Período avaliado	Salinidade (‰)	Classificação
P1	Julho 2022	0,53	Salobra
	Agosto 2022	0,69	Salobra
	Setembro 2022	0,77	Salobra
	Outubro 2022	0,97	Salobra
	Dezembro 2022	0,64	Salobra
	Janeiro 2023	0,66	Salobra
	Fevereiro 2023	0,52	Salobra
	Abril 2023	0,13	Doce
P2	Julho 2022	0,70	Salobra
	Agosto 2022	0,79	Salobra
	Setembro 2022	0,92	Salobra
	Outubro 2022	1,13	Salobra
	Dezembro 2022	0,68	Salobra
	Janeiro 2023	0,61	Salobra
	Fevereiro 2023	0,48	Doce
	Abril 2023	0,98	Salobra
P3	Julho 2022	0,74	Salobra
	Agosto 2022	0,82	Salobra
	Setembro 2022	0,97	Salobra
	Outubro 2022	1,06	Salobra
	Dezembro 2022	0,65	Salobra
	Janeiro 2023	0,35	Doce
	Fevereiro 2023	0,23	Doce
	Abril 2023	0,10	Doce
P4	Julho 2022	0,72	Salobra
	Agosto 2022	0,83	Salobra
	Setembro 2022	0,97	Salobra
	Outubro 2022	1,14	Salobra
	Dezembro 2022	0,71	Salobra
	Janeiro 2023	0,61	Salobra
	Fevereiro 2023	0,46	Doce
	Abril 2023	0,10	Doce
P5	Julho 2022	0,74	Salobra
	Agosto 2022	0,82	Salobra
	Setembro 2022	0,93	Salobra
	Outubro 2022	1,11	Salobra
	Dezembro 2022	0,94	Salobra
	Janeiro 2023	0,57	Salobra
	Fevereiro 2023	0,45	Doce
	Abril 2023	0,10	Doce
P6	Julho 2022	0,75	Salobra
	Agosto 2022	0,81	Salobra
	Setembro 2022	0,93	Salobra
	Outubro 2022	1,08	Salobra
	Dezembro 2022	0,61	Salobra
	Janeiro 2023	0,50	Doce
	Fevereiro 2023	0,45	Doce
	Abril 2023	0,10	Doce

Ponto 1 = Barragem de Genésio; Ponto 2 = Ponte do Alto da Conceição; Ponto 3 = Barragem do Centro; Ponto 4 = Canal da Ilha de Santa Luzia; Ponto 5 = Ponte da Leste-Oeste; e Ponto 6 = Barragem das Barrocas.

Fonte: Acervo do autor (2024).

Na Tabela 6, é evidenciado que em todos os pontos estudados a água se manteve classificada como salobra durante praticamente todo o período de avaliação, exceto nos meses em que ocorreu maior precipitação pluvial, quando ocorreu uma mudança para a classificação de água doce, provavelmente devido ao processo de diluição ocasionado pelas chuvas.

Pesquisas realizadas por Bezerra *et al.* (2013) classificaram a água do Rio Apodi-Mossoró como salobra nos três barramentos localizados no trecho urbano. No período de estiagem, a concentração dos componentes presentes na água (poluentes, nutrientes ou íons) aumenta, o que interfere na salinidade da água. Durante a seca, a salinidade da água também aumenta, em consequência da baixa vazão (Nas; Nas, 2009; Jones; van Vliet, 2018).

Conforme evidenciado na Tabela 7, os resultados da análise revelaram teores acentuados de íons cálcio (Ca^{2+}) e magnésio (Mg^{2+}) na água examinada, ao passo que os níveis de sódio (Na^+) e cloretos (Cl^-) foram consistentemente elevados em todos os pontos, em virtude da geologia em que a bacia do rio se encontra, que formada por duas regiões principais, uma sendo cristalina composta de rochas ígneas e metamórficas e outra que corresponde a rochas sedimentares e calcárias (Silva; Camargo, 2022).

Os níveis de salinidade foram avaliados neste estudo por meio dos valores da condutividade elétrica (CE). Esse atributo permite estimar tanto a salinidade quanto a concentração de sólidos dissolvidos totais das águas (Matos, 2012). O aumento da concentração de sais pode ser potencializado pela evaporação, lixiviação de minerais ou como resultado da atividade humana, a partir do lançamento de efluentes, contribuindo para o aumento dos teores de cloretos (Cl^-) e sulfatos (SO_4^{2-}), dentre outros (Naderi; Raeisi; Zarei, 2016; Kaushal *et al.*, 2018; Tirabadi; Banihabib; Randhir, 2021). Identificar as fontes que contribuem para a salinidade é essencial para a avaliação dos recursos hídricos (Melesse *et al.*, 2020).

O aumento dos íons nos pontos P1 a P6 pode ser atribuído, também, aos barramentos ao longo do rio, a alterações de vazão e à secagem de rios intermitentes durante o período de estiagem (Karmaoui, 2014). A presença de três barramentos ao longo do trecho urbano do rio, aliada à localização na região semiárida do nordeste brasileiro, pode contribuir para o aumento da CE e dos teores dos íons apresentados na Tabela 7.

Tabela 7. Valores médio, mediana, desvio-padrão e coeficiente de variação da condutividade elétrica e dos íons presentes na água do trecho urbano do Rio Apodi-Mossoró.

Pontos	Indicadores	Média	Mediana	Desvio Padrão	Coeficiente de variação
P1	CE (dS/m)	0,96	1,02	0,38	39,33
	K ⁺ (mmol/L)	0,19	0,16	0,08	42,63
	Na ⁺ (mmol/L)	6,46	6,07	2,82	43,73
	Ca ²⁺ (mmol/L)	3,89	3,94	1,67	42,96
	Mg ²⁺ (mmol/L)	4,58	4,49	2,84	61,98
	Cl ⁻ (mmol/L)	16,38	13,60	10,43	63,72
P2	CE (dS/m)	1,23	1,16	0,33	27,07
	K ⁺ (mmol/L)	0,19	0,18	0,07	36,77
	Na ⁺ (mmol/L)	6,13	5,97	2,76	45,07
	Ca ²⁺ (mmol/L)	4,03	4,27	1,66	41,25
	Mg ²⁺ (mmol/L)	2,21	3,01	3,19	144,57
	Cl ⁻ (mmol/L)	21,53	13,50	20,62	95,79
P3	CE (dS/m)	0,96	1,08	0,55	57,43
	K ⁺ (mmol/L)	0,21	0,19	0,06	29,91
	Na ⁺ (mmol/L)	6,90	6,63	3,44	49,85
	Ca ²⁺ (mmol/L)	3,90	3,94	1,36	34,97
	Mg ²⁺ (mmol/L)	3,01	3,20	1,29	42,85
	Cl ⁻ (mmol/L)	11,20	11,50	4,53	40,43
P4	CE (dS/m)	1,08	1,11	0,50	45,94
	K ⁺ (mmol/L)	0,19	0,17	0,06	31,36
	Na ⁺ (mmol/L)	7,41	6,65	3,85	51,91
	Ca ²⁺ (mmol/L)	4,36	4,14	1,62	37,15
	Mg ²⁺ (mmol/L)	3,76	3,86	1,76	46,89
	Cl ⁻ (mmol/L)	9,18	9,90	5,95	64,87
P5	CE (dS/m)	1,10	1,21	0,51	45,98
	K ⁺ (mmol/L)	0,15	0,16	0,06	42,82
	Na ⁺ (mmol/L)	7,61	7,76	3,36	44,17
	Ca ²⁺ (mmol/L)	4,60	4,86	1,63	35,46
	Mg ²⁺ (mmol/L)	3,79	3,95	1,17	30,87
	Cl ⁻ (mmol/L)	12,28	12,50	6,36	51,80
P6	CE (dS/m)	1,02	1,06	0,48	47,21
	K ⁺ (mmol/L)	0,23	0,20	0,08	37,40
	Na ⁺ (mmol/L)	6,23	7,26	3,45	55,37
	Ca ²⁺ (mmol/L)	4,02	4,21	1,30	32,24
	Mg ²⁺ (mmol/L)	4,20	4,75	1,82	43,45
	Cl ⁻ (mmol/L)	11,93	11,90	5,84	48,95

Ponto 1 = Barragem de Gênésio; Ponto 2 = Ponte do Alto da Conceição; Ponto 3 = Barragem do Centro; Ponto 4 = Canal da Ilha de Santa Luzia; Ponto 5 = Ponte da Leste-Oeste; e Ponto 6 = Barragem das Barrocas.

Fonte: Acervo do autor (2024).

Os dados da Tabela 8 apresentam as estatísticas descritivas dos indicadores de qualidade da água para os seis pontos do trecho urbano do Rio Apodi-Mossoró em

Mossoró-RN. Essa tabela contempla os valores de todas as coletas entre julho 2022 a abril de 2023 para os indicadores de qualidade da água analisados nesse trecho. Os atributos avaliados foram: Temperatura da água (TA), potencial hidrogeniônico (pH), turbidez (TUR), sólidos totais (ST), oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO_{5,20}), coliformes termotolerantes (CTE), nitrogênio total Kjeldahl (NTK) e fósforo total (Pt).

Tabela 8. Valores médios dos indicadores da qualidade da água para estimativa do IQA da CETESB.

(continua)

Indicadores										
Ponto	Período	TA (°C)	pH	TUR (UNT)	ST (mg L ⁻¹)	OD (mg L ⁻¹)	DBO _{5,20} (mg L ⁻¹)	CTE(NMP/100)	NTK (mg L ⁻¹)	Pt (mg L ⁻¹)
P1 (Barragem de Genésio)	JUL22	25,4	7,78	8,63	557,0	6,96	4,0	2,3	1,505	0,17
	AGO22	28,5	7,36	3,80	790,5	7,98	2,0	0,3	1,893	0,01
	SET22	29,2	7,72	4,12	891,0	7,59	2,0	0,3	3,494	0,01
	OUT22	28,8	7,78	5,45	1121,67	7,55	5,0	0,3	2,297	0,02
	DEZ22	29,3	8,63	7,06	1529,5	10,53	3,0	2,3	1,602	0,02
	JAN23	30,4	8,60	8,78	1636,0	10,3	3,0	0,3	0,5824	0,03
	FEV23	31,3	8,60	9,46	1461,33	8,68	4,0	0,3	1,407	0,04
	ABR23	29,0	7,74	16,2	402	3,39	4,0	0,92	1,197	0,04
P2 (Ponte do Alto da Conceição)	JUL22	28,0	7,51	66,2	846,5	4,44	5,0	46	5,873	0,01
	AGO22	27,5	7,36	28,4	965,5	3,87	4,0	0,3	1,456	0,05
	SET22	28,3	7,39	5,35	1073,5	1,61	5,0	2,9	0,4368	0,05
	OUT22	28,9	7,46	3,55	1263	1,94	7,0	0,3	2,588	0,02
	DEZ22	28,8	7,86	3,51	1554,5	1,52	3,0	15	5,242	0,02
	JAN23	28,5	7,94	3,78	1488	1,67	5,0	1,5	2,475	0,03
	FEV23	30,1	7,81	2,61	1283,33	0,88	3,0	1,5	0,971	0,04
	ABR23	29,9	8,02	48,7	341	5	3,0	2,3	2,896	0,04
P3 (Barragem do Centro)	JUL22	28,2	7,52	3,01	830	2,25	2,0	9,3	4,562	0,01
	AGO22	28,3	7,26	3,21	1042,5	1,63	1,0	0,3	2,427	0,02
	SET22	27,8	7,36	9,64	1055,5	3,3	13,0	21	4,659	0,01
	OUT22	28,1	7,43	8,09	1033	1,01	8,0	0,3	3,883	0,014
	DEZ22	29,1	7,89	3,91	1396,5	2,87	11,0	110	3,883	0,08
	JAN23	28,1	7,96	4,77	766	3	4,0	110	7,959	0,01
	FEV23	29,9	7,62	8,99	592,67	0,32	4,0	110	1,747	0,15
	ABR23	30,4	8,03	45	299	5,53	3,0	24	4,530	0,11

Legenda: Médias referentes às oito campanhas de coletas; TA = Temperatura da água; TUR = Turbidez; ST = Sólidos totais; OD = Oxigênio dissolvido; DBO_{5,20} = Demanda Bioquímica de Oxigênio; CTE = Condutividade elétrica; NTK = Nitrogênio Total Kjeldahl; Pt = Fósforo total. **Fonte:** Acervo do autor (2024).

Tabela 8. Valores médios dos indicadores da qualidade da água para estimativa do IQA da CETESB.

(conclusão)

Indicadores										
Ponto	Período	TA (°C)	pH	TUR (UNT)	ST (mg L ⁻¹)	OD (mg L ⁻¹)	DBO _{5,20} (mg L ⁻¹)	CTE(NMP/100)	NTK (mg L ⁻¹)	Pt (mg L ⁻¹)
P4 (Canal da Ilha de Santa Luzia)	JUL22	28,5	7,59	14,3	776,5	5,42	6,0	4,3	12,036	0,02
	AGO22	27,7	7,47	42,8	1008,5	1,72	16,0	0	7,183	0,07
	SET22	28,3	7,37	164	1456,5	1,62	19,0	2,3	16,404	0,07
	OUT22	28,7	7,58	2,66	1255,33	2,07	8,0	0,3	11,874	0,05
	DEZ22	28,3	7,94	8,26	1495,5	1,04	13,0	1,4	8,057	0,35
	JAN23	28,4	8,02	2,84	1595	3,94	7,0	24	4,077	0,19
	FEV23	29,9	7,95	2,09	1237,67	0,94	3,0	24	1,359	0,15
	ABR23	30,0	8,07	54,1	274	5,1	4,0	2,3	4,497	0,11
P5 (Ponte da Leste-Oeste)	JUL22	28,2	7,53	2,22	809	2,8	3,0	0,92	4,271	0,01
	AGO22	28,1	7,38	3,47	918	2,82	5,0	0,3	4,562	0,02
	SET22	29,3	7,61	8,89	1040,5	4	7,0	0,36	21,841	0,03
	OUT22	29,3	7,87	5,17	1191	5,64	10,0	0,3	10,225	0,01
	DEZ22	29,4	8,05	55,6	1437,5	0,5	36,0	24	27,567	0,96
	JAN23	29,0	8,07	30,6	1489	3,5	35,0	24	12,230	0,21
	FEV23	30,7	8,6	8,47	1140,67	10,11	15,0	24	0,582	0,35
	ABR23	29,9	8,07	44	263	5,35	2,0	110	13,460	0,27
P6 (Barragem das Barrocas)	JUL22	28,5	7,79	4,58	846,0	7,74	3,0	0,72	10,677	0,01
	AGO22	28,0	7,66	6,98	1049,0	5,88	4,0	0,30	2,330	0,03
	SET22	29,8	7,78	5,94	978,5	5,25	2,0	0,92	6,261	0,02
	OUT22	28,8	8,28	6,62	1127,67	8,79	6,0	0,30	6,423	0,05
	DEZ22	28,6	8,69	12,3	1270,5	8,02	6,0	0,92	9,610	0,19
	JAN23	29,7	8,50	28,6	1243,0	6,08	16,0	0,92	7,717	0,18
	FEV23	32,8	9,28	9,35	1129,0	19,15	10,0	2,30	11,891	0,2
	ABR23	30,7	8,04	49,3	320,0	4,36	2,0	15,00	9,739	0,11

Legenda: Médias referentes às oito campanhas de coletas; TA = Temperatura da água; TUR = Turbidez; ST = Sólidos totais; OD = Oxigênio dissolvido; DBO_{5,20} = Demanda Bioquímica de Oxigênio; CTE = Condutividade elétrica; NTK = Nitrogênio Total Kjeldahl; Pt = Fósforo total. **Fonte:** Acervo do autor (2024).

Dentre os principais atributos que determinam o IQA da CETESB, o pH é o terceiro com maior peso. Essencial para a biota, é considerado uma variável determinante para a classificação de corpos hídricos, sendo importante na mudança de faixa de classificação (CETESB, 2022 a,b). O pH é uma medida que estima a acidez ou alcalinidade da água de acordo com a quantidade de íons disponíveis de H^+ e OH^- , variando numa escala de 0 a 14. Portanto, um meio estando ácido ou alcalino pode ser um indício de poluição antrópica ou natural (Arora, 2017; Omer, 2019).

Nos pontos investigados, observou-se que a água sempre se manteve na faixa acima de 7,0, tendendo para o estado alcalino (Tabela 8). Segundo a Resolução CONAMA nº 357/05, os valores de pH devem oscilar na faixa de 6,0 a 9,0 para água doce classe 2 e de 6,5 a 8,5 para rios classificados como água salobra (Brasil, 2005). O único ponto que ficou fora dessa faixa e excedeu o limite estabelecido pela resolução foi o P6, que atingiu o valor de 9,28. Em ambientes aquáticos, o valor do pH costuma aumentar devido à maior atividade de algas fotossintetizantes, que consomem dióxido de carbono e afetam a acidez (Khouni; Louhichi; Ghrabi, 2021). Além disso, o pH é influenciado por diversos fatores, como os constituintes químicos presentes na água, a formação geológica e o nível de contaminantes que chegam ao corpo hídrico (Pereira *et al.*, 2022).

A temperatura da água foi o atributo que apresentou a menor variação durante o período avaliado, com valores oscilando entre 25 °C e 32 °C (Tabela 8). Os valores das oito campanhas estão de acordo com o padrão estabelecido pela Resolução CONAMA 357/2005 - Classe 2, cujo valor máximo é de 40 °C. Essa propriedade desempenha papel importante, pois tem a capacidade de regular a autodepuração de um corpo hídrico (Pratiwi *et al.*, 2023).

A Resolução nº 357/05 do CONAMA estabelece que os níveis de oxigênio dissolvido (OD) para preservação aquática são de 5 mg/L (BRASIL, 2005). Em todos os pontos coletados, em algum período do ano, a concentração de oxigênio ficou abaixo do valor estabelecido pela resolução. Em alguns pontos, esse valor ficou abaixo de 1,0 mg/L. Isso ocorreu nos pontos P2, P3, P4 e P5, com valores de 0,88 mg/L, 0,32 mg/L, 0,94 mg/L e 0,50 mg/L, respectivamente (Tabela 8).

Esse declínio do oxigênio dissolvido (OD) pode ter sido ocasionado por alguns fatores, como resíduos lançados sem tratamento, escoamento superficial e uso de fertilizantes na proximidade do leito do rio (Bouslah; Djemili; Houichi, 2017).

As baixas concentrações de OD são um indício de que as águas podem estar sendo poluídas por efluentes, devido ao elevado teor de matéria orgânica biodegradável. Além disso,

o OD é um reflexo direto do equilíbrio entre fotossíntese, respiração e decomposição, ou seja, está relacionado ao metabolismo (Coffin *et al.*, 2018). Portanto, o OD tem um peso muito significativo, sendo o maior dentre os atributos estabelecidos para o IQA da CETESB. Caso apresente um valor ruim, tende a puxar o IQA da CETESB para baixo, sendo, dessa forma, um atributo de grande representatividade (CETESB, 2022a).

A Demanda Bioquímica de Oxigênio ($DBO_{5,20}$) é um atributo imprescindível para determinar os níveis de poluição em corpos hídricos causados por matéria orgânica biodegradável. O limite máximo estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/05 para água doce classe 2 deve ser de no máximo 5 mg/L O_2 (BRASIL, 2005).

No presente estudo, observa-se que a Demanda Bioquímica de Oxigênio ($DBO_{5,20}$) oscilou ao longo de todo o período avaliado. Todos os pontos apresentaram, em alguma ocasião, valores de $DBO_{5,20}$ acima de 5 mg/L O_2 , referência utilizada para rios de água doce classe 2. O único ponto que se manteve dentro dessa margem durante toda a amostragem foi o P1. O P2 apresentou valor máximo de $DBO_{5,20}$ de 7,0 mg/L O_2 , acima da margem estabelecida para rios água doce classe 2 (Tabela 8).

Por outro lado, os pontos P3, P4, P5 e P6 apresentaram valores elevados de $DBO_{5,20}$ em ao menos algum momento da observação, todos acima de 5 mg/L O_2 . Foram identificados níveis de $DBO_{5,20}$ da ordem de 13 mg/L O_2 , 19 mg/L O_2 , 36 mg/L O_2 e 16 mg/L O_2 , respectivamente (Tabela 8).

Estudos realizados com reservatórios no Nordeste também encontraram valores elevados de $DBO_{5,20}$, como ocorreu no ano de 2020 no reservatório de Nilo Coelho em Terra Nova, Pernambuco (Silveira *et al.*, 2022). O Rio Apodi-Mossoró foi analisado no ano de 2010, constatando-se também valores de DBO acima de 15 mg/L O_2 , mostrando que o rio vem sofrendo com atividade antrópica ao longo do tempo, impactando diretamente na carga orgânica. Isso é reflexo do lançamento de efluentes, além de atividades agrícolas ou de criação de animais em suas margens (Bezerra *et al.*, 2013).

Dois parâmetros apresentam grande correlação: $DBO_{5,20}$ e OD. Geralmente, locais com baixos valores de OD apresentam $DBO_{5,20}$ elevada, devido às atividades microbiológicas que aumentam o consumo de oxigênio (Alvares *et al.*, 2010; Moraes *et al.*, 2012). Constatase, na Tabela 8, que em todos os pontos se verificou essa correlação. O ponto P5 apresentou a maior $DBO_{5,20}$, sendo de 36 mg/L O_2 , ao passo que apresentou níveis muito baixos de OD, 0,50 mg/L O_2 .

A turbidez caracteriza-se por medir a turgescência da água provocada por partículas existentes, seja em forma de suspensões orgânicas ou precipitados metálicos (WHO, 2017).

Essas partículas impedem a penetração de um feixe de luz, sendo que a intensidade de penetração é medida por meio da turbidez (CETESB, 2022a).

Durante o período de estiagem, de julho a dezembro, quando houve pouca ou total ausência de precipitação pluvial, a turbidez apresentou valores muito baixos em todos os pontos (Tabela 8). O ponto P4 registrou turbidez mínima de 2,09 UNT, enquanto o ponto P6 teve o maior valor neste período, com 4,58 UNT. Com o início das chuvas, as águas sofreram movimentação, movimentando partículas sedimentadas e arrastando água dos canais pluviais. De janeiro a abril, a turbidez experimentou aumento significativo em todos os pontos. Por exemplo, o P1 passou de 3,80 UNT para 16,20 UNT, permanecendo abaixo do limite máximo de 100 UNT estabelecido para rios classe 2 pela Resolução nº 357/05 do CONAMA (BRASIL, 2005).

No entanto, apesar do grande aumento nos pontos P2, P3, P5 e P6 para a classe de rio 2, os valores não podem exceder 100 UNT, conforme estabelecido pela mesma resolução. O ponto P2 registrou 66,20 UNT; o P3, 45,00 UNT; o P5, 55,60 UNT; e o P6, 49,30 UNT. O único ponto que excedeu esse limite foi o P4, com 164 UNT, representando um aumento de aproximadamente 64% (Tabela 8).

A variação da turbidez ao longo de todo o ciclo de avaliação pode ser atribuída ao regime de chuvas, que causa escoamento superficial carregando grande quantidade de detritos e poluentes (Cembranel *et al.*, 2019). Em um estudo realizado no Estado do Paraná em 2016, que avaliou os indicadores de qualidade da água e os padrões de uso do solo, também foi observado que a turbidez aumentou durante o período chuvoso em comparação com o período seco (Gonçalves; Rocha, 2016).

Os sólidos totais (ST) são uma característica da presença de partículas, sendo resíduos presentes na água que permanecem após o processo de evaporação. Valores elevados desses sólidos podem causar danos à vida aquática, incluindo peixes, além de provocar a retenção de bactérias e matéria orgânica no leito dos rios (CETESB, 2022a). Considerados entre os principais indicadores de poluição causada por efluentes, os ST devem ter sua concentração estimada para fazer as devidas adequações, especialmente quando a água é destinada ao consumo humano, uso industrial ou irrigação (Kyei *et al.*, 2023; Rahman; Jahanara; Jolly, 2021).

A Resolução nº 357/05 do CONAMA não estabelece um valor específico para sólidos totais. Essa resolução estabelece o valor para os sólidos dissolvidos totais (SDT), que é de 500 mg/L, sendo esta apenas uma fração dos sólidos totais (BRASIL, 2005).

Todos os pontos em algum momento ultrapassaram 1000 mg/L, chegando a valores

máximos entre 1270 mg/L e 1636 mg/L. Das oito coletas realizadas, somente a coleta ocorrida no mês de abril apresentou os menores valores, que foram de 402 mg/L, 341 mg/L, 299 mg/L, 274 mg/L, 263 mg/L e 320 mg/L para os pontos P1, P2, P3, P4, P5 e P6, respectivamente (Tabela 8).

Vários fatores podem contribuir para um grande aporte de sólidos totais presentes em águas superficiais, seja devido a características geoquímicas do corpo hídrico ou por ser receptor de efluentes (Santos *et al.*, 2020; Silva; Monteiro; Alves, 2021).

Concentrações de sólidos totais semelhantes foram encontradas em um estudo realizado com indicadores de qualidade da água no trecho urbano de Mossoró-RN. Na referida pesquisa, foram constatados valores entre 1320 mg/L e 1514 mg/L (Bezerra *et al.*, 2013).

O nitrogênio está disponível em diversas formas, seja reduzida ou oxidada, como orgânico (N-), amônia (NH_3), nitrato (NO_3^-) e nitrito (NO_2^-), tendo origem em várias fontes, podendo ser obtido naturalmente, como ocorre na atmosfera, ou por meio de atividades humanas (CETESB, 2022a). No que se refere à avaliação do IQA, a CETESB fez uma adaptação e passou a utilizar o valor de nitrogênio total, mas no presente estudo foi realizada a caracterização do nitrogênio total Kjeldahl (NTK).

A Resolução nº 357/05 do CONAMA não estabelece um limite padrão para o NTK, mas o descreve de forma fragmentada. O nitrato tem um limite de 10 mg/L de N, ao passo que para o nitrito é de 1 mg/L de N. Quanto ao nitrogênio amoniacal, há uma ampla faixa de valores permitidos, com variações de 1,0 a 13,3 mg/L de N para água doce classe 2, todos oscilando de acordo com o valor de pH (Brasil, 2005).

A quantidade de NTK avaliada neste estudo foi determinada pelo método Kjeldahl, e os valores médios obtidos foram: 1,75 mg/L de N, 2,74 mg/L de N, 4,21 mg/L de N, 8,19 mg/L de N, 11,84 mg/L de N e 8,08 mg/L de N, para os pontos P1, P2, P3, P4, P5 e P6, respectivamente.

A presença de compostos de nitrogênio e fósforo em reservatórios de água indica que o ambiente recebe descarga de efluentes (Buwono; Risjani; Soegianto, 2021).

Os nutrientes são vitais para o crescimento vegetativo, sendo o nitrogênio e o fósforo considerados dois dos mais importantes para o desenvolvimento das plantas. No entanto, quando presentes em elevadas concentrações em corpos hídricos, podem ser prejudiciais, promovendo o processo de eutrofização, fenômeno que eleva o quantitativo de algas, conferindo ao manancial a coloração esverdeada e impedindo a penetração de radiação solar. Além disso, durante esse ciclo, muitas algas mortas são degradadas por bactérias, que

consomem oxigênio, diminuindo sua disponibilidade e causando hipóxia (Pham *et al.*, 2022).

Na Resolução nº 357/05 do CONAMA, os níveis de fósforo total adotados são os seguintes: para rios água salobra classe 1, o limite é de 0,124 mg/L P; para rios água doce classe 2, é de 0,030 mg/L P; para ambientes lênticos, 0,050 mg/L P; para ambientes intermediários, ambientes lóticos, o máximo é de 0,1 mg/L P (BRASIL, 2005).

Em virtude dos barramentos, na maior parte do ano o Rio Apodi-Mossoró tende ao comportamento de ambiente lêntico, que seria o período de estiagem. No período chuvoso, tende a lótico com ou sem aumento do fluxo de água. Para avaliação, será utilizado referente ao ambiente lêntico.

No ponto 1, a média de fósforo total foi de 0,04 mg/L P, com o valor máximo atingindo 0,17 mg/L P, acima do limite estabelecido para rios água doce classe 2; para lêntico, o valor máximo encontrado nesse ponto ficou quase seis vezes acima. Na amostragem do ponto 2, tanto a média quanto o valor máximo de fósforo ficaram muito próximos do limite permitido, registrando 0,03 e 0,05 mg/L P, respectivamente.

O ponto 3 apresentou dados dentro da margem de referência, com média de 0,05 mg/L P e valor máximo de 0,15 mg/L P. Nesse ponto, apresentou média de 0,13 mg/L P, acima do limite estabelecido pela resolução; o ponto 4 registrou valor máximo de 0,35 mg/L P, mais que doze vezes acima do permitido para rios água doce classe 2 lêntico.

O ponto 5 excedeu consideravelmente, com uma concentração média de fósforo de 0,20 mg/L P e um valor máximo atingindo 0,96 mg/L P, esse valor excede trinta duas vezes o limite da Resolução. Nas proximidades do P5, há uma casa de vegetação que utiliza fertilizantes na produção vegetal. Observou-se que à medida que se iniciou o período chuvoso, os valores de fósforo aumentaram gradualmente, o que pode ter sido causado pelo carreamento de resíduos agrícolas por meio do escoamento das águas pluviais.

O ponto 6 apresentou média de 0,1 mg/L P, acima do limite máximo para rio água doce classe 2 lêntico, porém registrou valor máximo de 0,2 mg/L P, muito superior ao estabelecido.

Quando a água do rio passa a ser classificada como salobra (classe 1), durante o período de estiagem, o limite estabelecido compreende a 0,124 mg/L. Somente os pontos P4 e P5 ficaram acima do valor recomendado pela Resolução.

O fósforo tem várias fontes de contribuição, podendo ocorrer naturalmente em rochas e minerais, bem como resultar de atividades humanas que geram resíduos domésticos ou agrícolas (Issa; Obaid; Muslim, 2018).

Em termos de caracterização microbiológica da água, os indicadores de poluição são

medidos a partir da presença de alguns organismos, tais como vírus, salmonela, protozoários, coliformes, dentre outros (Holcomb; Stewart, 2020).

Os coliformes pertencem a um grupo de bactérias que são excelentes indicadores microbiológicos de poluição em águas superficiais (Mara; Horan, 2003). Uma classe presente nesse grupo são os coliformes termotolerantes, bactérias que se instalam no intestino humano e, ao serem excretadas, chegam a corpos hídricos através de esgoto sem tratamento. Embora alguns coliformes não sejam nocivos, sua presença na água indica que a fonte é vulnerável à contaminação por microrganismos patogênicos (Peavy; Rowe; Tchobanoglous, 1987; Weibe, 2021).

A caracterização microbiológica de mananciais varia de acordo com a finalidade do seu uso; a qualidade da água depende do seu tipo e sua localização geográfica (Murariu *et al.*, 2019). Portanto, a água destinada ao consumo humano direto não deve conter produtos químicos e microrganismos (Drasovean; Murariu, 2021). Por sua vez, a água para fins agrícolas obedece a critérios e padrões de referência diferentes; portanto, cada tipo de água e sua finalidade terão um conjunto específico de atributos de acordo com sua utilização (Drasovean; Murariu, 2021; Gorde; Jadhav, 2013b).

O lançamento de efluentes contendo esse tipo de bactéria degrada o corpo hídrico, afetando sua qualidade. Águas com a presença dessas cepas não podem ser utilizadas diretamente para fins potáveis e industriais sem tratamento (Panagopoulos, 2022; Panagopoulos; Giannika, 2022).

Com relação aos coliformes termotolerantes para uso de recreação de contato primário, utilizam-se os padrões da Resolução CONAMA n° 274/2000, na qual águas classificadas como excelente apresentam em 80% ou mais de um conjunto de amostras obtidas em cada uma das cinco semanas anteriores, colhidas no mesmo local, um máximo de 250 coliformes termotolerantes (BRASIL, 2000). Evidenciou-se nos pontos P1 a P6 que essa condição foi atendida e a qualidade da água quanto aos níveis populacionais de coliformes termotolerantes permite recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho, conforme Resolução CONAMA n° 274, de 2000 (BRASIL, 2000).

Para os demais usos da água, os padrões estabelecidos pela Resolução n° 357/05 do CONAMA estabelecem para rios água doce classe 2 o máximo de 1000 coliformes termotolerantes em 80% ou mais de no mínimo seis amostras coletadas durante o período de um ano, com frequência bimestral (BRASIL, 2005).

Na Tabela 6, são apresentadas as seis coletas realizadas, juntamente com os valores identificados de coliformes termotolerantes. Os pontos de coleta P1, P2, P4, P5 e P6

mantiveram-se consistentemente dentro da faixa estabelecida, com muitas das amostras nesses pontos registrando o valor mínimo identificado pelo método de tubos múltiplos. No entanto, na última coleta realizada no ponto P5, observou-se aumento para 110 NMP/100 mL em comparação com os meses anteriores, o que ocorreu em abril, após um período de grande precipitação pluvial. Esse aumento pontual pode ser atribuído ao carreamento de águas pluviais, contendo esgoto sem tratamento, para o rio. Apesar desse aumento, o ponto P5 ainda se manteve dentro da frequência de avaliação estabelecida.

O ponto P3, localizado no barramento central da cidade de Mossoró-RN, onde existem muitos canais pluviais, demonstrou grande variabilidade. Em duas ocasiões, nos meses de agosto e outubro de 2022, foram detectados valores mínimos de coliformes termotolerantes pelo método. No entanto, nas coletas realizadas em dezembro de 2022, janeiro e fevereiro de 2023, foram observados níveis populacionais de coliformes termotolerantes mais elevados em comparação com os outros pontos. Em um desses meses, segundo o método aplicado, o valor ultrapassou 110 NMP/100 mL, sugerindo possível violação do limite estabelecido.

Também foi notado que os níveis populacionais de coliformes termotolerantes nos pontos P1 e P6 possibilitam o uso da água nas seguintes atividades: 1) abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional; 2) proteção das comunidades aquáticas; 3) irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa vir a ter contato direto; e 4) aquicultura e atividade de pesca (Brasil, 2005).

A presença desses microrganismos em reservatórios urbanizados é um indicativo de possível contaminação, seja devido ao rompimento de tubulações de esgoto ou ao lançamento de efluentes sem tratamento (Benaissa *et al.*, 2020). Observou-se aumento significativo durante ou após o período chuvoso. Estudos realizados na Alemanha encontraram situações semelhantes em nascentes de rios; após fortes chuvas, houve grande aumento do nível populacional de bactérias nessas águas, atribuído ao transbordamento de esgotos na região (Heinz *et al.*, 2009; Sojobi; Zayed, 2022).

Na Tabela 9, é possível visualizar a classificação do IQA da CETESB para o estado de São Paulo (Cetesb, 2022a,b) e para o estado do Rio Grande do Norte (Ana, 2024).

Tabela 9. Classificação do IQA da CETESB para os estados de São Paulo (Cetesb, 2022 a,b) e Rio Grande do Norte (Ana, 2024) nos seis pontos do trecho urbano do Rio Apodi-Mossoró. (continua)

Pontos	Período avaliado	IQA	São Paulo	Rio Grande do Norte
P1	Julho 2022	76	Boa	Boa
	Agosto 2022	87	Ótima	Boa
	Setembro 2022	86	Ótima	Boa
	Outubro 2022	83	Ótima	Boa
	Dezembro 2022	70	Boa	Razoável
	Janeiro 2023	74	Boa	Boa
	Fevereiro 2023	79	Boa	Boa
	Abril 2023	71	Boa	Boa
P2	Julho 2022	60	Boa	Razoável
	Agosto 2022	71	Boa	Boa
	Setembro 2022	58	Boa	Razoável
	Outubro 2022	65	Boa	Razoável
	Dezembro 2022	54	Boa	Razoável
	Janeiro 2023	58	Boa	Razoável
	Fevereiro 2023	55	Boa	Razoável
	Abril 2023	75	Boa	Boa
P3	Julho 2022	61	Boa	Razoável
	Agosto 2022	63	Boa	Razoável
	Setembro 2022	63	Boa	Razoável
	Outubro 2022	57	Boa	Razoável
	Dezembro 2022	57	Boa	Razoável
	Janeiro 2023	61	Boa	Razoável
	Fevereiro 2023	41	Regular	Ruim
	Abril 2023	70	Boa	Razoável
P4	Julho 2022	77	Boa	Boa
	Agosto 2022	49	Regular	Ruim
	Setembro 2022	38	Regular	Ruim
	Outubro 2022	65	Boa	Razoável
	Dezembro 2022	48	Regular	Ruim
	Janeiro 2023	64	Boa	Razoável
	Fevereiro 2023	49	Regular	Ruim
	Abril 2023	72	Boa	Boa
P5	Julho 2022	67	Boa	Razoável
	Agosto 2022	66	Boa	Razoável
	Setembro 2022	75	Boa	Boa
	Outubro 2022	83	Ótima	Boa
	Dezembro 2022	25	Ruim	Péssima
	Janeiro 2023	41	Regular	Ruim
	Fevereiro 2023	61	Boa	Razoável
	Abril 2023	65	Boa	Razoável

Tabela 9. Classificação do IQA da CETESB para os estados de São Paulo (CETESB, 2022a,b) e Rio Grande do Norte (ANA, 2024) nos seis pontos do trecho urbano do rio Apodi-Mossoró

(conclusão)				
Pontos	Período avaliado	IQA	São Paulo	Rio Grande do Norte
P6	Julho 2022	83	Ótima	Boa
	Agosto 2022	82	Ótima	Boa
	Setembro 2022	79	Boa	Boa
	Outubro 2022	80	Ótima	Boa
	Dezembro 2022	72	Boa	Boa
	Janeiro 2023	62	Boa	Razoável
	Fevereiro 2023	63	Boa	Razoável
	Abril 2023	65	Boa	Razoável

Fonte: Acervo do autor (2024).

O Instituto de Gestão das Águas do Estado do Rio Grande do Norte qualifica as classificações do IQA da CETESB da seguinte forma: 1) Águas apropriadas para tratamento convencional visando ao abastecimento público quando a classificação é ótima, boa e razoável; e 2) Águas impróprias para tratamento convencional visando ao abastecimento público, sendo necessários tratamentos mais avançados para classificações Ruim e Péssima (IGARN, 2024).

O P1, localizado no primeiro barramento do trecho urbano, registrou os melhores índices de qualidade da água (Tabela 9). De acordo com a classificação da CETESB (2022b), predominaram as classificações boa e ótima. Da mesma forma, segundo as normativas da ANA (2024), a classificação variou de boa a ótima na maioria das vezes, com apenas uma ocasião de classificação razoável, registrada no mês de dezembro de 2022. Essas classificações divergem das apresentadas pelo IGARN (2024), para o qual o IQA foi ruim em outubro de 2021, razoável em junho de 2022 e novamente ruim em agosto de 2023.

No P2, ao longo de todo o período de avaliação, a classificação foi boa pela CETESB (2022b), ao passo que o seguindo as regulamentações da ANA (2024) a classificação foi boa em agosto de 2022 e razoável nos demais meses de coleta (Tabela 9).

O ponto 3, localizado no segundo barramento no centro da cidade de Mossoró-RN, teve variação significativa em sua classificação ao longo do período de estudo (Tabela 9). Segundo a CETESB (2022b), a classificação foi regular no mês de fevereiro de 2023, ao passo que nos demais meses foi classificada como boa. No entanto, segundo a ANA (2024), houve mudança de faixa de classificação. Todos os meses foram classificados como razoável, exceto fevereiro, que recebeu a classificação ruim, com um IQA de 41.

Quanto ao P4, também houve grande oscilação em sua classificação. De acordo com a CETESB (2022b), obteve classificação boa em quatro ocasiões, nos meses de julho e outubro de 2022, janeiro e abril de 2023. Por outro lado, em quatro coletas recebeu a classificação de regular nos meses de agosto, setembro, dezembro de 2022 e fevereiro de 2023. Seguindo as diretrizes da ANA (2024), foi classificado como de boa qualidade nos meses de julho de 2022 e abril de 2023, ao passo que se encontrou em níveis razoáveis nos meses de outubro de 2022 e janeiro de 2023. Além disso, foi avaliado como ruim em quatro momentos, nos meses de agosto, setembro e dezembro de 2022 e fevereiro de 2023, com IQA de 49, 38, 48 e 49, respectivamente (Tabela 9).

Por sua vez, o ponto 5 foi o único que percorreu todas as faixas de classificação, indo de ótima a péssima (Tabela 9). Em dezembro de 2022, apresentou classificação ruim e, em janeiro de 2023, de regular. No mês de outubro, foi classificado como ótimo, com um IQA de 83, ao passo que nas demais vezes foi classificado como bom. Predominou a classificação de razoável nos demais pontos. Esse ponto foi o único, segundo a resolução da ANA (2024), a obter a classificação de péssima, com IQA de 25 em dezembro de 2022.

No ponto 6, de acordo com a CETESB (2022b), a classificação foi ótima nos meses de julho, agosto e outubro de 2022, com IQA acima de 80, ao passo que nos demais meses obteve classificação boa (Tabela 9). Porém, segundo a ANA (2024), nos três últimos meses a classificação se tornou razoável, ocorrendo em janeiro, fevereiro e abril de 2023.

3.2 Análise multivariada dos atributos que compõem o IQA

3.2.1 Matriz de correlação de Pearson

Para a análise da matriz de correlação, foram utilizados os indicadores de qualidade da água das oito campanhas em seis pontos, ao longo do trecho urbano do Rio Apodi-Mossoró, desde o primeiro barramento urbano até o barramento localizado na área das Barrocas, na cidade de Mossoró-RN. Neste estudo, foram observadas correlações significativas ($p \leq 0,05$) para a análise de componentes principais.

A matriz de correlação permite verificar a relação entre as variáveis e suas tendências gerais, bem como aquelas de maior significância utilizadas neste estudo. Na Tabela 10, estão listados nove atributos com 45 coeficientes de correlação, avaliados pela classificação de Callegari-Jacques (2009). Correlações consideradas fortes estão no intervalo de $0,6 \leq r < 0,9$, ao passo que as moderadas estão no intervalo de $0,3 \leq r < 0,6$.

Tabela 10. Matriz de correlação linear de Pearson entre atributos OD, T água, pH, DBO, PT, NTK, ST, CTE e CA.

	OD	T água	pH	DBO	PT	NTK	ST	CTE	CA
OD	1,00								
T água	0,45	1,00							
pH	0,71	0,67	1,00						
DBO	-0,14	0,01	0,12	1,00					
PT	-0,05	0,18	0,32	0,67	1,00				
NTK	-0,06	0,09	0,07	0,58	0,53	1,00			
ST	-0,01	0,00	0,22	0,41	0,15	0,08	1,00		
CTE	-0,09	0,03	0,08	0,03	0,21	0,20	-0,25	1,00	
CA	-0,01	0,28	0,15	0,01	0,21	0,19	-0,54	0,36	1,00

Fonte: Acervo do autor (2024).

Ao examinar a Tabela 10, identificam-se algumas correlações significativas entre as variáveis avaliadas. Depois de analisar os coeficientes, foi observada correlação positiva moderada entre a temperatura da água (T água) e o oxigênio dissolvido (OD), entre o fósforo total (Pt) e o pH, bem como entre a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e os sólidos totais (ST) e o nitrogênio total Kjeldahl (NTK). O NTK correlacionou-se significativamente com o Pt. A cor da água correlacionou-se com os sólidos totais (ST) e os coliformes termotolerantes (CTE), havendo correlação forte entre o pH e o OD, bem como entre o pH e a temperatura da água (T água).

É importante notar que os valores destacados em vermelho indicam maior relevância estatística. Quando positiva, as variáveis apresentam comportamento parecidos; em caso negativo, ocorrem comportamentos opostos.

Esse tipo de análise mostra as correlações existentes entre as variáveis, identificando variáveis mais significativas. Esta análise utilizou os oito atributos que compõem o índice de qualidade da água (IQA) e a cor aparente (CA), tendo sido avaliadas as correlações existentes entre cada atributo.

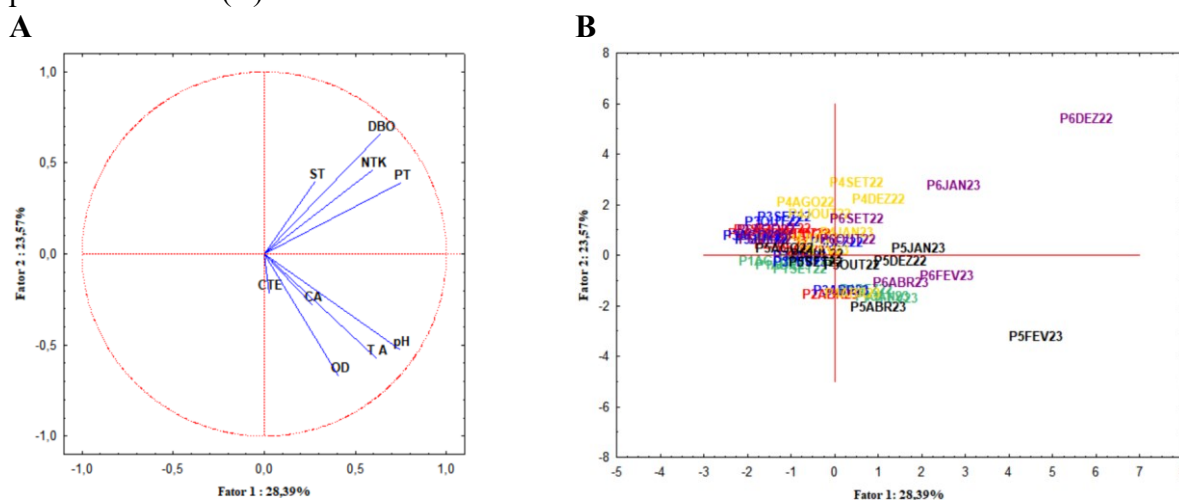
3.2.2 Análise de componentes principais (ACP)

As variáveis foram submetidas à análise de componentes principais (ACP), que tem o objetivo de simplificar e identificar os principais componentes das variáveis. Nas Figuras 5 e

6, as variáveis relacionadas à água do trecho urbano do rio Apodi-Mossoró estão representadas ao longo do tempo.

Na Figura 5, é exibido o círculo de correlações entre os fatores 1 e 2, correspondente a 52,15%. Nesse contexto, as variáveis mais importantes são aquelas que estão mais próximas da borda do círculo.

Figura 5. Projeção das variáveis no plano de fatores (A) e projeções dos pontos de coleta no plano de fatores (B) correlacionando os fatores 1 e 2.



Fonte: Acervo do autor (2024).

Na Análise de Componentes Principais (ACP), foi possível identificar três componentes com autovalor igual ou superior a 1, apresentando qualidade de representação de 72,68%. Dentre estes, foram analisados os mais importantes: o fator 1 foi correlacionado com o fator 2; posteriormente, avaliou-se a correlação do fator 1 com o fator 3.

Destacam-se como as mais importantes, nessa correlação, as variáveis DBO, Pt e NTK, que correspondem ao fator 1. No fator 2, as variáveis mais importantes foram pH, OD e T água.

A Figura 5 (B) apresenta o comportamento das variáveis ao longo do tempo de coleta, mostrando a direção e o sentido das mais importantes. Desse modo, pode-se destacar a amostragem P6 no mês de dezembro de 2022, que foi muito importante em relação a DBO, Pt e NTK. No entanto, para os atributos pH, OD e T água, o período mais representativo foi o P5 no mês de fevereiro de 2023.

Tabela 11. Cargas fatoriais extraídas das variáveis de qualidade da água em seis pontos do trecho urbano do Rio Apodi-Mossoró.

Indicadores	Fator 1	Fator 2	Fator 3
OD	-0,18	0,84	0,08
T água	0,09	0,81	-0,16
pH	0,19	0,92	0,03
DBO _{5,20}	0,89	-0,04	0,18
PT	0,84	0,16	-0,13
NTK	0,78	-0,01	-0,18
ST	0,36	0,10	0,80
CTE	0,22	-0,02	-0,64
CA	0,13	0,16	-0,84
Autovalores	2,59	2,10	1,84
% variância	28,80	23,35	20,54
Variância acumulada	28,80	52,15	72,68

Fonte: Acervo do autor (2024).

Ocorreram mudanças significativas na qualidade da água, desde o primeiro barramento até o último. A qualidade da água da bacia hidrográfica é reflexo da demanda fluvial e das atividades humanas decorrentes (Sourn *et al.*, 2022).

Avaliando o componente 1, evidenciam-se maiores cargas fatoriais nos atributos DBO_{5,20}, Pt e NTK, que são indicadores de poluição: quando presentes em elevadas concentrações, afetam diretamente a qualidade da água. Observa-se que, assim como a DBO_{5,20}, o NTK e o Pt são indicativos do processo de eutrofização que está ocorrendo no rio.

Com o aumento da carga orgânica, um nível populacional de bactérias muito elevado é necessário para degradar essa matéria orgânica, o que demanda grande consumo de oxigênio, resultando na diminuição dos níveis de oxigenação da água. Os níveis de oxigenação da água são informações extremamente importantes para avaliar águas naturais e os possíveis impactos advindos da poluição e eutrofização (Jordão *et al.*, 2007).

O estudo liderado por Wang *et al.* (2024), realizado na parte sul do Delta do Rio Yangtze, China, em comparação com estudos anteriores, mostrou que, devido à urbanização, os níveis de Pt e NTK aumentaram cerca de 80,6% e 144,6%, respectivamente.

Como o teor de OD diminuiu à medida que os níveis de DBO_{5,20}, NTK e Pt aumentaram no fator 1, constata-se que a matéria orgânica foi o principal fator de contaminação em relação ao IQA.

O OD é um atributo extremamente importante, pois sinaliza os níveis de degradação de matéria orgânica presente na água, uma vez que as bactérias fazem uso do oxigênio nos

seus processos respiratórios (CETESB, 2022a).

Os fatores OD, T água e pH cresceram juntos de forma positiva no fator 2, enquanto se opuseram a DBO_{5,20}, NTK e CTE. Em locais que apresentaram boa oxigenação, os níveis de DBO_{5,20} foram baixos, assim como os de nitrogênio e microrganismos, indicando baixa atividade antrópica e eutrofização.

O pH é influenciado pela oxidação da matéria orgânica, nível de concentração de dióxido de carbono (CO₂) e temperatura (Ribeiro *et al.*, 2018).

A temperatura influencia na solubilidade e nas reações químicas existentes na água, afetando, também, diretamente outros atributos como a DBO_{5,20} e o OD (Omer, 2019).

O comportamento da T água foi contrário ao da DBO_{5,20} e não influenciou negativamente no nível de OD quando comumente deveria ter ocorrido o oposto. Isso provavelmente foi consequência da interferência de outros fatores, como salinidade e altitude.

O nível de OD tende a diminuir com o aumento da T água, uma vez que a solubilidade do oxigênio diminui. A temperatura da água é um fator determinante para estimar a concentração de OD no corpo hídrico (Khanna *et al.*, 2012a; Khanna *et al.*, 2012b).

Considerando que OD é influenciado não apenas pela temperatura, como também pelo nitrogênio e fósforo, que exercem grande impacto, tendo em vista que aumentam a concentração de nutrientes, promovendo o crescimento da população de algas e cianobactérias fotossintetizantes. Durante o dia, esses organismos realizam a fotossíntese, saturando o ambiente e liberando oxigênio. Em ponto com provável eutrofização, verificou-se que o nível de OD ultrapassava 19 mg/L O₂.

Entende-se que o pH teve influência significativa no nível de oxigênio dissolvido (OD) na água. Isso ocorre porque um pH mais elevado favorece o crescimento de plantas aquáticas. Essas plantas, por meio do processo de fotossíntese, liberam oxigênio para a água, o que pode provocar saturação de oxigênio no sistema aquático. Crescimento de plantas aquáticas aumenta a atividade fotossintética, liberando oxigênio para o meio (Kim *et al.*, 2003).

Nos locais que apresentaram baixo teor de OD, isso ocorreu em virtude da degradação da matéria orgânica, na qual alguns microrganismos utilizam oxigênio para sua decomposição.

A Cor apresentou comportamento inverso aos ST. O período em que a Cor foi mais acentuada ocorreu durante a estação chuvosa, quando houve maior revolvimento de partículas. Isso se deve ao fato de que a cor analisada foi do tipo cor aparente, que está diretamente relacionada à turbidez e é influenciada pelo aumento da suspensão de partículas

na água durante esse período.

O aumento da Cor pode ocorrer em virtude da degradação das margens dos rios, que arrastam partículas por meio das precipitações pluviométricas (Ferreira *et al.*, 2011). A Cor é indicativa da presença de sólidos dissolvidos e em estado coloidal, podendo ser orgânicos ou inorgânicos (Cetesb, 2022a).

No período seco, a água se apresenta mais estabilizada e a cor diminui. Em contrapartida, devido à evaporação, a concentração de sólidos totais aumenta, pois a água se evapora e os sólidos (sais, algas e sedimentos) permanecem, resultando em maior concentração na água.

Os ST na água abrangem tanto os sólidos dissolvidos (SDT) quanto os sólidos em suspensão (SST), compostos por sólidos fixos (SDF) e voláteis (SSV). A cor é influenciada não apenas pelos SDT, como também pelo material coloidal presente, tanto orgânico quanto inorgânico. A Cor, por sua vez, representa a cor da água sem a remoção dos SST. Como resultado, observou-se diminuição dos SST, uma vez que os sólidos dissolvidos e coloidais tendem a permanecer dispersos na água. Os dados indicam que o aumento dos ST foi proporcional ao aumento nos SDT (Tabela 11).

4 CONCLUSÕES

1. A água do rio mostrou elevado teor de sais dissolvidos, especialmente Na^+ e Ca^{2+} , resultando em uma classificação como salobra em todos os pontos na maior parte do ano. Porém, após a estação chuvosa, passou a ser considerada doce.
2. Em virtude da variabilidade do teor de sais, influenciada por fatores climáticos, o Rio Apodi-Mossoró oscilou entre as classificações de rios salobros de classe 1 e rios doces de classe 2. No entanto, o rio ainda não possui um enquadramento definitivo.
3. Dos indicadores avaliados, observou-se grande variabilidade espaço-temporal. Alguns indicadores melhoraram, ao passo que outros pioraram, tanto no período seco quanto no período chuvoso, de acordo com a norma vigente de águas superficiais.
4. O Índice de Qualidade da Água da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (IQA da CETESB) variou consideravelmente, abrangendo todas as classificações, desde ótima até inadequada.
5. No primeiro ponto, localizado antes da área mais urbanizada, foi observada avaliação mais positiva, com classificações IQA da CETESB variando de ótima a boa, independentemente da estação do ano. No entanto, os demais pontos apresentaram variações significativas, com destaque para a Barragem das Barrocas, que abrangeu todas as formas de classificação. No auge da estiagem, em dezembro, este ponto alcançou seu pior momento, sendo classificado como péssimo.
6. Na análise multivariada dos atributos do IQA da CETESB, $\text{DBO}_{5,20}$, NTK e Pt foram as variáveis que mais influenciaram e que estão bastante relacionadas à atividade antrópica.

REFERÊNCIAS

ALVARES, C. A. *et al.* Koppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, p. 711–728, 2013.

ÁLVARES, M. L. P. *et al.* Qualidade das águas dos rios de Salvador. **Revista Vera Cidade**, v. 6, p. 1-12, 2010.

ANA - AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **Indicadores de qualidade-Índice de qualidade das águas (IQA)**. Disponível em: <https://portalpnqa.ana.gov.br/indicadores-indice-aguas.aspx>. Acesso em: 05 abr. 2024.

ARORA, P. Physical, chemical and biological characteristics of water (e content module). **Centro Universitário de Punjab**, 2017, p. 1-16.

BENAISSA, C. *et al.* Hydro-chemical and bacteriological study of some sources of groundwater in the GHIS-NEKOR and the BOKOYA aquifers (Al Hoceima, Morocco). In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON GEO-IT AND WATER RESOURCES, 4., Al-Hoceima, 2020. **Proceedings...** Al-Hoceima: Association for Computing Machinery, 2020. p. 15.

BEZERRA, J. M. *et al.* Análise dos indicadores de qualidade da água do trecho urbano do Rio Apodi-Mossoró em Mossoró-RN. **Semina: Ciências Agrárias**, v. 34, n. 6, suplemento 1, p. 3443-3454, 2013.

BOUSLAH, S.; DJEMILI, L.; HOUICHI, L. Water quality index assessment of Koudiat Medouar Reservoir, northeast Algeria using weighted arithmetic index method. **Journal of Water and Land Development**, v. 35, n. 1, p. 221, 2017.

BRASIL. Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Conselho Nacional de Meio Ambiente. Brasília, **DOU**, 18/03/2005. Disponível em: www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf. Acesso em: 05 jan. 2024.

BRASIL. Resolução CONAMA nº 274, de 29 de novembro de 2000. Define os critérios de balneabilidade em águas brasileiras. Brasília, **DOU**, 25/01/2001, Seção 1, páginas 70-71. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2018/01/RESOLU%C3%87%C3%83O-CONAMA-n%C2%BA-274-de-29-de-novembro-de-2000.pdf>. Acesso em: 05 fev. 2024.

BUWONO, N. R.; RISJANI, Y.; SOEGianto, A. Distribution of microplastic in relation to water quality parameters in the Brantas River, East Java, Indonesia. **Environmental Technology & Innovation**, v. 24, p. 101915, 2021.

CALLEGARI-JACQUES, S. M. **Bioestatística: princípios e aplicações**. Porto Alegre: Artmed Editora, 2009. 253p.

CEMBRANEL, A. S. *et al.* Qualidade ambiental de nascente em área urbana. **Tecnologia e Ambiente**, v. 25, p. 145-159, 2019.

CETESB - COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Guia nacional de coleta e preservação de amostras:** águas, sedimentos, comunidades aquáticas e efluentes líquidos. São Paulo: CETESB, 2011.

CETESB - COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Qualidade das águas superficiais no Estado de São Paulo:** Apêndice C - Significado ambiental e sanitário das variáveis de qualidade das águas e dos sedimentos e metodologias analíticas e de amostragem. São Paulo: CETESB, 2022a. 68p. Disponível em: <http://cetesb.sp.gov.br>. Acesso em: 05 abr. 2024.

CETESB - COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Qualidade das águas superficiais no Estado de São Paulo:** qualidade das águas interiores: águas superficiais: doces, salinas e salobras: Apêndice D – Metodologia de cálculo dos Índices de Qualidade das Águas. São Paulo: CETESB, 2022b. 36p. Disponível em: <http://cetesb.sp.gov.br>. Acesso em: 17 fev. 2024.

CHAUDHRY, F.; MALIK, M. Factors affecting water pollution: a review. **Journal of Ecosystem & Ecography**, v. 7, n. 1, p. 225-231, 2017.

CHIANCA, C. G. C. *et al.* Water quality in underground dam areas in the semiarid region of Rio Grande do Norte, Brazil. **Revista Caatinga**, v. 36, p. 663-674, 2023.

COFFIN, M. R. S. *et al.* An empirical model using dissolved oxygen as an indicator for eutrophication at a regional scale. **Marine Pollution Bulletin**, v. 133, p. 261-270, 2018.

DIGANTA, M. T. M. *et al.* Macroalgae for biomonitoring of trace elements in relation to environmental parameters and seasonality in a sub-tropical mangrove estuary. **Journal of Contaminant Hydrology**, v. 256, 104190, 2023.

DRASOVEAN, R.; MURARIU, G. Water quality parameters and monitoring soft surface water quality using statistical approaches. In: SUMMERS, J. K.; AHMED, I. (org.). **Promising techniques for wastewater treatment and water quality assessment**. London: Intechopen, 2021. p. 1-16.

DUTTA, S.; DWIVEDI, A.; SURESH KUMAR, M. Use of water quality index and multivariate statistical techniques for the assessment of spatial variations in water quality of a small river. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 190, n. 12, p. 718, 2018.

EMPARN – EMPRESA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA.
FERREIRA, P. S. *et al.* Avaliação preliminar dos efeitos da ineficiência dos serviços de saneamento na saúde pública brasileira. **Revista Internacional de Ciências**, v. 6, n. 2, p. 214-229, 2016.

FERREIRA, R. A. *et al.* Nascentes da sub-bacia hidrográfica do rio Poxim, estado de Sergipe: da degradação à restauração. **Revista Árvore**, v. 35, n. 2, p. 265-277, 2011.

FUNCEME - FUNDAÇÃO CEARENSE DE METEOROLOGIA E RECURSOS HÍDRICOS. **QualiGraf**. Disponível em: <https://qualigraf.funceme.br/>. Acesso em: 05 abr. 2024.

GAD, M. *et al.* Integration of water quality indices and multivariate modeling for assessing surface water quality in Qaroun lake, Egypt. **Water**, v. 13, n. 16, 2258, 2021.

GAD, M. *et al.* Appraisal of surface water quality of Nile river using water quality indices, spectral signature and multivariate modeling. **Water**, v. 14, n. 7, p. 1131, 2022.

GONÇALVES, D. R. P.; ROCHA, C. H. Indicadores de qualidade da água e padrões de uso da terra em bacias hidrográficas no Estado do Paraná. **Revista de Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 51, n. 9, p. 1172-1183, 2016.

GORDE, S.; JADHAV, M. Assessment of water quality parameters: a review. **Journal of Engineering Research and Applications**, v. 3, p. 2029-2035, 2013a.

GORDE, S.; JADHAV, M. Assessment of water quality parameters: a review. **International Journal of Engineering Research and Applications**, v. 3, p. 1-10, 2013b.

HOLCOMB, D. A.; STEWART, J. R. Microbial indicators of fecal pollution: recent progress and challenges in assessing water quality. **Current Environmental Health Reports**, v. 7, p. 311-324, 2020.

HEINZ, B. *et al.* Water quality deterioration at a karst spring (Gallusquelle, Germany) due to combined sewer overflow: evidence of bacterial and micro-pollutant contamination. **Environmental Geology**, v. 57, p. 797-808, 2009.

HOSSAIN, S. *et al.* Abundance and distribution of microplastics in surface water and sediment of two selected rivers in Bangladesh. **Environmental Engineering & Management Journal**, v. 21, n. 6, 2022.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Resultado dos dados do censo –2022**.

IGARN - INSTITUTO DE GESTÃO DAS ÁGUAS DO ESTADO DO RIO GRANDE DO NORTE. **Tabela de indicadores IET – IQA**. Disponível em: <http://www.igarn.rn.gov.br/Conteudo.asp?TRAN=ITEM&TARG=29753&ACT=&PAGE=0&PARM=&LBL=Gest%3o+das+%C1guas>. Acesso em: 02 abr. 2024.

ISSA, M. J.; OBAID, B. S.; MUSLIM, R. I. Study of boron, phosphate, nitrate and H₂S gas pollution in the water of Tigris River from Al Suwayra to Al Hayy City, Wasit, Iraq. **Indian Journal of Natural Sciences**, v. 9, n. 50, p. 14878- 14890, 2018.

LIPPS W. C.; BRAUN-HOWLAND E. B.; BAXTER T. E. (org.) **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 24th ed. Washington DC: APHA, 2023. 1516p.

JIANG, J. *et al.* A comprehensive review on the design and optimization of surface water quality monitoring networks. **Environmental Modelling & Software**, v. 132, 104792, 2020.

JONES, E.; Van VLIET, M. T. H. Drought impacts on river salinity in the southern US: implications for water scarcity. **Science of The Total Environment**, v. 644, p. 844-853,

2018.

JORDÃO, C. P. *et al.* Aquatic contamination of the turvo limpo river basin at the Minas Gerais state, **Brazil. Journal of Brazilian Chemistry Society**, v. 18, n. 1, p. 116-125, 2007.

KARMAOUI, A. Environmental vulnerability to climate change and anthropogenic impacts in Dryland (Pilot Study: Middle Draa Valley, South Morocco). **Journal of Earth Science & Climatic Change**, v. 5, 2014.

KAUSHAL, S. S. *et al.* Freshwater salinization syndrome on a continental scale. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 115, p. E574-E583, 2018.

KHANNA, D. R. *et al.* Seasonal variation in physico-chemical characteristic status of River Yamuna in Doon Valley of Uttarakhand. **Environment Conservation Journal**, v. 13, n. 1-2, p. 119-124, 2012a.

KHANNA, D. R. *et al.* Physico-chemical and microbiological status of River Asan in Dehradun Uttarakhand. **Environment Conservation Journal**, v. 13, n. 1-2, p. 145-150, 2012b.

KHOUNI, I.; LOUHICHI, G.; GHRABI, A. Use of GIS based Inverse Distance Weighted interpolation to assess surface water quality: Case of Wadi El Bey, Tunisia. **Environmental Technology & Innovation**, v. 24, p. 101892, 2021.

KIM, Su-Jin *et al.* Interactive responses of dissolved sulfate and nitrate to disturbance associated with pine wilt disease in a temperate forest. **Soil Science and Plant Nutrition**, v. 49, n. 4, p. 539-550, 2003.

KYEI, M.; APPIAH-EFFAH, E.; AKODWAA-BOADI, K. Mechanistic interaction between climate variables rainfall and temperature on surface water quality and water treatment costs at the Barekese Headworks, Ghana: A time series analysis and water quality index modelling approach. **Scientific African**, v. 22, e01953, 2023.

LAHLOU, F. *et al.* Water planning framework for alfalfa fields using treated wastewater fertigation in Qatar: An energy-water-food nexus approach. **Computers & Chemical Engineering**, v. 141, p. 106999, 2020.

LAHLOU, F.; MACKEY, H. R.; AL-ANSARI, T. Role of wastewater in achieving carbon and water neutral agricultural production. **Journal of Cleaner Production**, v. 339, 130706, 2022.

MARA, D.; HORAN, N. J. **Handbook of water and wastewater microbiology**. Elsevier, 2003. 1634p.

MATOS, A. T. **Qualidade do meio físico ambiental: práticas de laboratórios**. Viçosa: Ed. UFV, 2012.

MELO, D. C. D. *et al.* The big picture of field hydrology studies in Brazil. **Hydrological Sciences Journal**, v. 65, n. 8, p. 1262-1280, 2020.

MELESSE, A. M. *et al.* River Water Salinity Prediction Using Hybrid Machine Learning Models. **Water**, v. 12, 2951, 2020.

MORAES, L. R. S. *et al.* Saneamento e qualidade das águas dos rios em Salvador, 2007-2009. **Revista Interdisciplinar de Gestão Social**, v. 1, p. 47-60, 2012.

MURARIU, G. *et al.* Assessment of water quality state dynamics using adaptive filtering methods and neural networks approaching case study - Danube River in Galati area. **Revista de Chimie**, v. 70, p. 1914-1919, 2019.

NADERI, M.; RAEISI, E.; ZAREI, M. The impact of halite dissolution of salt diapirs on surface and ground water under climate change. **Environmental Earth Sciences**, v. 75, p. 1-13, 2016.

NAS, S. S.; NAS, E. Water quality modeling and dissolved oxygen balance in streams: a point source streeter-phelps application in the case of the harsit stream. **CLEAN - Soil Air Water**, v. 37, n. 1, p. 67-74, 2009.

OMER, N. H. Water quality parameters. **Water Quality-Science, Assessments and Policy**, v. 18, p. 1-34, 2019.

OLIVEIRA JÚNIOR, R. F. *et al.* Multivariate statistics applied to irrigation water quality data of a watershed in the semiarid region of Brazil. **Revista Caatinga**, v. 34, n. 3, p. 650-658, 2021.

PHAM, T. L. *et al.* Assessment of surface water quality in a drinking water supply reservoir in Vietnam: a combination of different indicators. **Rendiconti Lincei. Scienze Fisiche e Naturali**, v. 33, p. 653-662, 2022.

PANAGOPOULOS, A. Brine management (saline water & wastewater effluents): sustainable utilization and resource recovery strategy through Minimal and Zero Liquid Discharge (MLD & ZLD) desalination systems. **Chemical Engineering and Processing - Process Intensification**, v. 176, 108944, 2022.

PANAGOPOULOS, A.; GIANNIKA, V. Comparative techno-economic and environmental analysis of minimal liquid discharge (MLD) and zero liquid discharge (ZLD) desalination systems for seawater brine treatment and valorization. **Sustainable Energy and Technology Assessments**, v. 53, 102477, 2022.

PEAVY, H. S.; ROWE, D. R.; TCHOBANOGLIOUS, G. **Environmental engineering**. McGraw-Hill, New York, 1987. 640p.

PEREIRA, G. *et al.* Potabilidade da água consumida na comunidade rural no município de Marabá – PA. **Concilium**, v. 22, n. 3, p. 845–856, 2022.

PRASAD, D. V. V. *et al.* Analysis and prediction of water quality using deep learning and auto deep learning techniques. **Science of the Total Environment**, v. 821, 153311, 2022.

PRATIWI, D. *et al.* Water Quality Influences Self-Purification in the Cihawuk and Majalaya Segments Upstream of the Citarum River, West Java, Indonesia. **Water**, v. 15, p. 1-17, 2023.

RAHMAN, A.; JAHANARA, I.; JOLLY, Y. N. Assessment of physicochemical properties of water and their seasonal variation in an urban river in Bangladesh. **Water Science and Engineering**, v. 14, p. 139-148, 2021.

RHOADES, J. D.; KANDIAH, A.; MASHAL, A. M. **The use of saline water for crop production**. Rome: FAO, 1992.

RIBEIRO, A. R. *et al.* Estudo diagnóstico de parâmetros físico-químicos e microbiológicos de águas subterrâneas em áreas distritais do município de Catu, Recôncavo da Bahia. **Exatas Online**, v. 9, p. 25-38, 2018.

RICHARDS, L. A. (ed.). **Diagnosis and improvement of saline and alkali soils**. Washington, DC: U. S. Salinity Laboratory, 1954. 160 p. (USDA. Agriculture handbook, 60).

RIO GRANDE DO NORTE. **Secretaria de Meio Ambiente e Recursos Hídricos**. Disponível em: <http://www.semarh.rn.gov.br>. Acesso em: 05 jan. 2022.

RITCHER, C. A. **Água: métodos e tecnologias de tratamento**. São Paulo: Blucher, 2009.

RITCHIE, H.; SPOONER, F.; ROSER, M. **Clean water and sanitation**. 2021. Disponível em: <https://ourworldindata.org/clean-water-sanitation>. Acesso em: 9 mar. 2024.

SAEED, A. *et al.* A simple approach for short-term wind speed interval prediction based on independently recurrent neural networks and error probability distribution. **Energy**, v. 238, 122012, 2022.

SANTOS, C. de J. *et al.* Pibid Em uma escola do campo: uma proposta de educação ambiental para trabalhar problemas referentes às doenças de veiculação hídrica. **Revista Brasileira de Educação Ambiental**, v. 13, n. 1, p. 227-239, 2018.

SANTOS, J. K. P. *et al.* Aplicação do Índice Aritmético de Qualidade da Água para avaliação das águas do Rio Sergipe. In: SIMPÓSIO DE RECURSOS HÍDRICOS DO NORDESTE, 15., 2020, Caruaru. **Anais...** Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 2020.

SEMARH - SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS HÍDRICOS DO ESTADO DO RIO GRANDE DO NORTE. **Bacias hidrográficas: Apodi-Mossoró**. 2024. Disponível em: <http://www.semarh.rn.gov.br>.

SILVA, F. C. **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**. 2. ed. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2009.

SILVA, G. H. G. da; CAMARGO, A. F. M. (org.). **A Bacia do Rio Apodi-Mossoró: aspectos ambientais, sociais e econômicos de uma bacia hidrográfica no semiárido do Rio Grande do Norte**. Mossoró: EDUFERSA, 2022. .

SILVA, R. R. M.; MONTEIRO, A. S. C.; ALVES, J. D. P. H. Origem da água do reservatório do Poxim: uma visão hidrogeoquímica. In: OLIVEIRA, R. J. D. (org.). **Recursos Hídricos: Gestão, Planejamento e Técnicas em Pesquisa**. Guarujá: Editora Científica Digital, 2021. p. 194-204.

SILVEIRA, N. T. *et al.* Avaliação da qualidade da água do reservatório Nilo Coelho, Terra Nova, Pernambuco, Brasil. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 15, n. 06, p. 2866-2877, 2022.

SNIS-SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO. Disponível em: <http://www.snis.gov.br/diagnostico-anual-residuos-solidos/diagnostico-do-manejo-de-residuos-solidos-urbanos-2022>. Acesso em: 04 abr. 2024.

SOJOBI, A. O.; ZAYED, TAREK, Z. Impact of sewer overflow on public health: A comprehensive scientometric analysis and systematic review. **Environmental Research**, v. 203, 2022.

SOURN, T. *et al.* Assessment of land use and land cover changes on soil erosion using remote sensing, GIS and RUSLE model: a case study of battambang province, Cambodia. **Sustainability**, v. 14, n. 7, p. 4066, 2022.

STATSOFT INC. 2020. **Statistica**: data analysis software system, version 14. Tulsa. Disponível em <http://www.statsoft.com/>. Acesso em: 05 mar. 2024.

TIRABADI, M. S. M.; BANIHABIB, M. E.; RANDHIR, T. O. SWAT-S: a SWAT-salinity module for watershed-scale modeling of natural salinity. **Environmental Modelling & Software**, v. 135, p. 104906, 2021.

vAN VLIET, M. T. H. *et al.* Global water scarcity including surface water quality and expansions of clean water technologies. **Environmental Research Letters**, v. 16, n. 2, 024020, 2021.

VICINI, L. *et al.* **Técnicas multivariadas exploratórias: teorias e aplicações no software Statistica**. Santa Maria: Ed. UFSM, 2018.

WANG, R. *et al.* Effect of urbanization and urban forests on water quality improvement in the Yangtze River Delta: A case study in Hangzhou, China. **Journal of Environmental Management**, v. 351, 119980, 2024.

WEAR, S. L. *et al.* Sewage pollution, declining ecosystem health, and cross-sector collaboration. **Biological Conservation**, v. 255, 109010, 2021.

WEIBE, S. M. J. **Assessment of drinking water quality for residents of Kuria West in Migori County**. 2021. 75f. Dissertation (Master of Science in Environmental Chemistry), Universidade de Nairobi, Nairobi, 2021.

WHO- WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Guidelines for drinking-water quality**: fourth edition incorporating the first addendum. Licence: CC BY-NC-SA 3.0 IGO, 2017. Disponível em: <https://www.who.int/publications/i/item/9789241549950>. Acesso em: 05 abr. 2024.

ZHANG, Y. *et al.* Potential trade-off between water consumption and water quality: life cycle assessment of nonaqueous solvent dyeing. **Water Research**, v. 215, 118222, 2022.

ZOU, W. *et al.* Relationships between nutrient, chlorophyll a and Secchi depth in lakes of the Chinese Eastern Plains ecoregion: Implications for eutrophication management. **Journal of Environmental Management**, v. 260, 109923, 2020.

ARTIGO II: BIOACUMULAÇÃO E TRANSLOCAÇÃO DE METAIS PESADOS E NUTRIENTES EM MACRÓFITAS NO TRECHO URBANO DO RIO APODI-MOSSORÓ EM MOSSORÓ-RN

RESUMO

O crescimento urbano às margens dos rios, associado à atividade humana, tem causado degradação dos ambientes aquáticos devido às fontes pontuais e difusas de poluição. A busca por alternativas para mitigar esses efeitos está em ascensão, e uma delas é a fitorremediação. Neste estudo, objetivou-se quantificar os níveis de elementos químicos e a capacidade de translocação e bioacumulação da parte aérea das macrófitas presentes na água do Rio Apodi-Mossoró, ao longo do trecho urbano da cidade de Mossoró-RN. Para isso, determinaram-se os seguintes atributos químicos nas amostras de água do rio e nos tecidos vegetais das macrófitas: nitrogênio (N), fósforo (P), sódio (Na), potássio (K), cálcio (Ca), magnésio (Mg), cobre (Cu), zinco (Zn), ferro (Fe), manganês (Mn), cádmio (Cd), cromo (Cr), níquel (Ni) e chumbo (Pb). Estas amostras foram coletadas no trecho urbano do rio Apodi-Mossoró, durante oito campanhas (26/07/22, 23/08/22, 20/09/22, 25/10/22, 03/12/22, 26/01/23, 26/02/23 e 10/04/23) em seis pontos (Barragem de Genésio; Ponte do Alto da Conceição; Barragem do Centro; Canal da Ilha de Santa Luzia; Barragem das Barrocas; e Ponte da Leste-Oeste), durante os períodos seco e chuvoso. Os dados foram submetidos às análises estatísticas descritiva e multivariada. Os resultados da análise do tecido vegetal variaram de acordo com cada tipo de elemento químico e local de coleta. Observou-se relação entre a disponibilidade e absorção para alguns elementos químicos (Na, Cu, Zn, Fe, Mn, Cd, Cr, Ni e Pb), com as macrófitas demonstrando grande capacidade de bioacumulação para todos os elementos, sendo Pb, Cr e Ni os mais bioacumuláveis, ao passo que Ni e Cu foram os mais translocáveis. Portanto, *Eichhornia crassipes* e *Nymphaea alba* bioacumularam e translocaram metais pesados e nutrientes da água do trecho urbano do rio Apodi-Mossoró.

Palavras-chave: remediação de ambientes contaminados; *Eichhornia crassipes*; *Nymphaea alba*; fitorremediação; descontaminação de rios.

ARTICLE 2: FACTORS OF BIOACCUMULATION AND TRANSLOCATION OF MACROPHYTES IN THE URBAN STRETCH OF THE APODI-MOSSORÓ RIVER IN MOSSORÓ-RN

ABSTRACT

Urban growth along river banks, associated with human activity, has caused degradation in aquatic environments due to point and diffuse sources of pollution. The search for alternatives to mitigate these effects is on the rise, and one of them is phytoremediation. In this study, the objective was to quantify the levels of chemical elements and the translocation and bioaccumulation capacity of the aerial part of macrophytes present in the water of the Apodi-Mossoró river, along the urban stretch of the city of Mossoró-RN. To this end, the following chemical attributes were determined in river water samples and macrophyte plant tissues: nitrogen (N), phosphorus (P), sodium (Na), potassium (K), calcium (Ca), magnesium (Mg), copper (Cu), zinc (Zn), iron (Fe), manganese (Mn), cadmium (Cd), chromium (Cr), nickel (Ni) and lead (Pb). These samples were collected in urban stretch of the Apodi-Mossoró river, during eight campaigns (26/07/22, 23/08/22, 20/09/22, 25/10/22, 03/12/22, 01/26/23, 02/26/23 and 04/10/23) at six points (Genésio Dam; Alto da Conceição Bridge; Centro Dam; Santa Luzia Island Channel; Barrocas Dam; and Ponte da East-West), during dry and rainy periods. The data were subjected to descriptive and multivariate statistical analyses. The results of plant tissue analysis varied according to each type of chemical element and collection location. A relationship was observed between availability and absorption for some chemical elements (Na, Cu, Zn, Fe, Mn, Cd, Cr, Ni and Pb), with macrophytes demonstrating a great bioaccumulation capacity for all, being Pb, Cr and Ni were the most bioaccumulative, while Ni and Cu were the most translocatable. Therefore, *Eichhornia crassipes* and *Nymphaea alba* bioaccumulated and translocated chemical elements from the water of the urban stretch of the Apodi-Mossoró river.

Keywords: remediation of contaminated environments; *Eichhornia crassipes*; *Nymphaea alba*, phytoremediation; decontamination of rivers.

1 INTRODUÇÃO

Os rios são caracterizados pela grande biodiversidade, pois desempenham importantes funções nos ciclos biogeoquímicos e indispensáveis aos ecossistemas (Palmer; Ruhi, 2019). O Rio Apodi-Mossoró muda seu fluxo hídrico de acordo com o período do ano, influenciado pelas precipitações pluviais (Carvalho, 2021).

No trecho urbano do município de Mossoró, este rio apresenta barramentos, que também alteram o fluxo da água e sua vazão (Bezerra *et al.*, 2013). Segundo Margalef (1983), a classificação de corpos hídricos compreende dois grupos: lênticos e lóticos. Os lênticos são as lagoas e lagos com fluxo de água estagnado, ao passo que os lóticos são aqueles que apresentam fluxo constante, ressaltando-se que a construção de reservatórios gera oscilação entre essas duas classificações, sendo denominada híbrida.

Em virtude da grande expansão industrial e agrícola, tem se tornado cada vez mais desafiador para a humanidade lidar com a qualidade ambiental. Com o avanço desses dois segmentos, as águas superficiais têm sofrido diversos danos, com a presença de vários tipos de poluentes, tanto de origem orgânica quanto de metais pesados, que alcançam os corpos hídricos por meio da deposição atmosférica ou infiltração (Cai *et al.*, 2019; Yang *et al.*, 2021).

Nos ambientes aquáticos, constata-se que os metais pesados têm alta solubilidade e, particularmente nos lagos e rios, permanecem presentes (Kumar; Smita; Flores, 2017). Enfatiza-se que os metais pesados estão, também naturalmente, presentes no meio ambiente, sendo que sua densidade é normalmente maior do que cinco vezes a densidade da água (Hassaan; El Nemr; Madkour, 2016).

Íons metálicos e semimetálicos, como As, Cd, Cr, Hg e Pb, causam uma variedade de efeitos patológicos nos seres vivos, incluindo os humanos. Como resultado, esses elementos podem ter efeitos adversos nos rins e fígado, sistema nervoso e sistema digestivo, além de representarem risco carcinogênico (Gao *et al.*, 2016; Parida; Patel, 2023).

A toxicidade dos metais ocorre durante a transformação da forma sólida para frações iônicas ou em frações organometálicas, por meio de biometilação (Gitet *et al.*, 2016; Leung *et al.*, 2017).

Neste sentido, a poluição hídrica é considerada uma das vertentes mais preocupantes para a sociedade, pois afeta tanto o desenvolvimento humano quanto o meio ambiente. Dado que muitos organismos dependem da água como recurso fundamental, a busca por alternativas de descontaminação e prevenção está se fortalecendo cada vez mais (Vasilachi *et al.*, 2021).

A técnica de fitorremediação consiste na utilização de plantas como ferramentas

capazes de purificar ambientes contaminados ou poluídos (Than *et al.*, 2020). Sem dúvida, a fitorremediação é uma técnica natural eficaz para reduzir contaminantes em ambientes aquáticos, uma vez que utilizam microrganismos e plantas (Yan *et al.*, 2020).

A *Eichhornia crassipes*, popularmente conhecida como aguapé, é uma das plantas mais utilizadas na fitorremediação, devido ao seu elevado poder de fixação de nutrientes acima de suas necessidades (Adelodun *et al.*, 2021). É considerada uma planta originária da bacia amazônica que se espalhou rapidamente pelo mundo, que flutua em águas superficiais, como rios e lagos (Piyaboon; Pawongrat; Unartngam, 2016; Ayanda *et al.*, 2020).

Suas raízes longas com pelos grossos – apresentando um sistema fibroso e de raiz axial, que oferece a vantagem de uma absorção eficiente de nutrientes, permitindo a remoção do excesso de nutrientes e metais pesados da água poluída, estão entre suas principais características (Gaballah *et al.*, 2021).

A *Nymphaea alba*, popularmente conhecida como lírio-d'água branco, é uma planta aquática heterófila simpátrica, sensível a alterações nos níveis tróficos, insensível à alcalinidade, com rizomas perenes ou porta-enxertos que se ancoram diretamente no solo aquático, sendo encontrada em diversas partes do planeta (Rodrigues *et al.*, 2008; Brykov *et al.*, 2022).

A eficiência para avaliar uma planta como fitorremediadora envolve a determinação de dois fatores: a bioacumulação, capacidade da planta de extrair os elementos do meio ambiente e incorporá-los em seu tecido, e a translocação, movimentação desses elementos da raiz para a parte aérea da planta (Mocek-Plócinia *et al.*, 2023). Algumas plantas aquáticas absorvem os poluentes do meio aquático e os transcolam para a parte aérea da planta (Ali *et al.*, 2020).

Além disso, para serem classificadas como adequadas para a fitorremediação, algumas plantas apresentam tolerância tanto a contaminantes inorgânicos quanto orgânicos. Nesta perspectiva, de acordo com seu comportamento, podem ser classificadas como: acumuladoras, quando a concentração da planta é superior à do meio em que se encontra; indicadoras, quando as concentrações praticamente se equivalem; e exclusoras, quando a concentração do metal permanece constante até os níveis considerados críticos (Mourinha *et al.*, 2022).

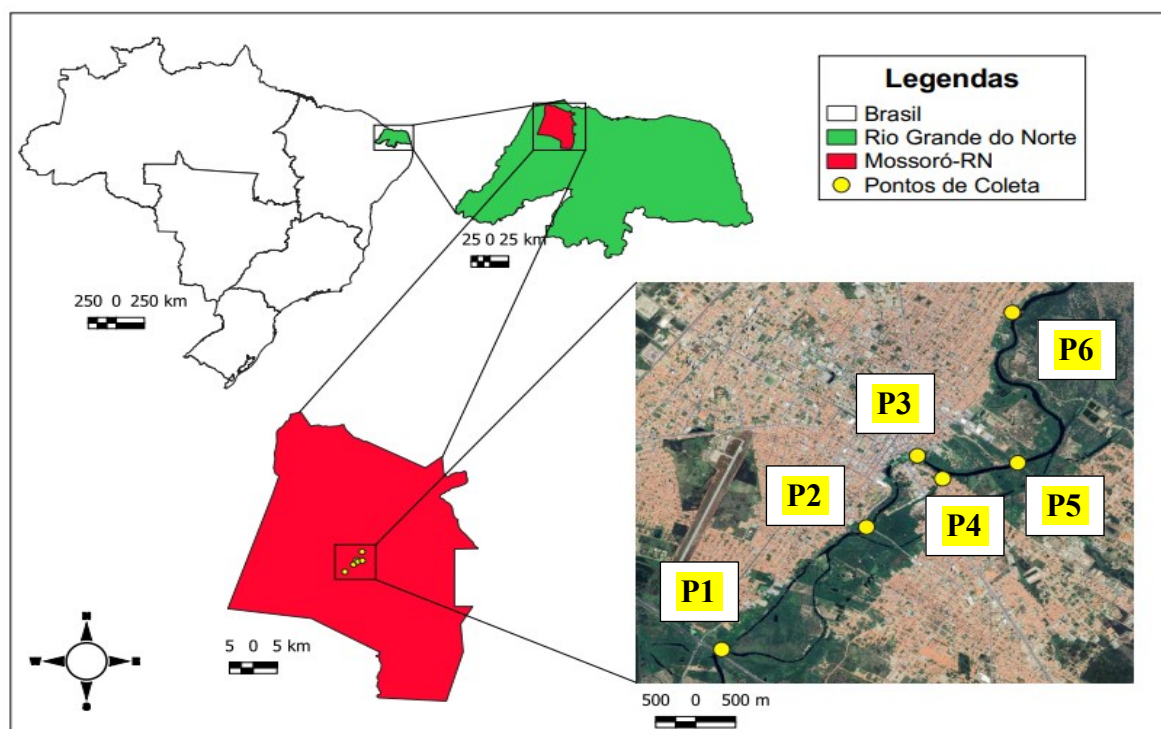
Diante do exposto, objetivou-se com o presente estudo determinar os fatores de bioacumulação da parte aérea e translocação de metais pesados e nutrientes nas macrófitas *Eichhornia crassipes* e *Nymphaea alba*.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Localização e caracterização da área de estudo

Localizada na região do Médio e Alto Oeste do estado do Rio Grande do Norte, a bacia hidrográfica do Rio Apodi-Mossoró apresenta extensão de 210 km, com área de 14.276 km², equivalente a 26,8% do território potiguar. A nascente do Rio Apodi-Mossoró está localizada na divisa com o estado da Paraíba, na cidade de Luís Gomes-RN, e sua foz localiza-se no litoral atlântico, entre as cidades de Grossos e Areia Branca (SEMARH, 2024). O Rio Apodi-Mossoró atravessa a cidade de Mossoró-RN, Brasil, passando por diversos bairros. Na Figura 1, está apresentado o trecho urbano do rio Apodi-Mossoró, destacando os seis pontos de coleta das amostras de água e macrófitas.

Figura 1. Imagem do trecho urbano do Rio Apodi-Mossoró em Mossoró-RN, destacando os seis pontos de coleta das amostras de água e macrófitas.



P1 - Barragem de Genésio; P2- Ponte do Alto da Conceição; P3 - Barragem do Centro; P4 - Canal da Ilha de Santa Luzia; P5 - Ponte da Leste-Oeste; e P6 - Barragem das Barrocas.

Fonte: Acervo do autor (2024).

A região avaliada apresenta solos classificados pela Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA) como Latossolo Vermelho Amarelo, Argissolo Vermelho-Amarelo, Neossolos Quartzarênicos, Cambissolos Háplicos e Neossolos Litólicos (Bezerra; Batista; Silva, 2018; Santos *et al.*, 2018).

Foram realizadas oito campanhas de coleta de amostras de água e de macrófitas (*Eichhornia crassipes* e *Nymphaea alba*) no período de julho de 2022 a abril de 2023, nas seguintes datas: 26/07/22, 23/08/22, 20/09/22, 25/10/22, 03/12/22, 26/01/23, 26/02/23 e 10/04/23, em seis pontos do trecho urbano do rio Apodi-Mossoró em Mossoró (Tabela 1).

Tabela 1. Pontos de coletas, descrição dos locais das amostragens e coordenadas geográficas no trecho urbano do Rio Apodi-Mossoró em Mossoró-RN.

Pontos de Coleta	Descrição dos locais das amostragens	Coordenadas geográficas dos pontos de coleta
P1	Barragem de Genésio	(5°13'9,58"S e 37°21'45,53"O)
P2	Ponte do Alto da Conceição	(5°12'13.8"S 37°20'46.1"O)
P3	Barragem do Centro	(5°11'42,60"S e 37°20'25,21"O)
P4	Canal da Ilha de Santa Luzia	(5°11'51.8"S 37°20'15.4"O)
P5	Ponte da Leste-Oeste	(5°11'44.5"S 37°19'44.7"O)
P6	Barragem das Barrocas	(5°10'33,83"S e 37°19'42,68"O)

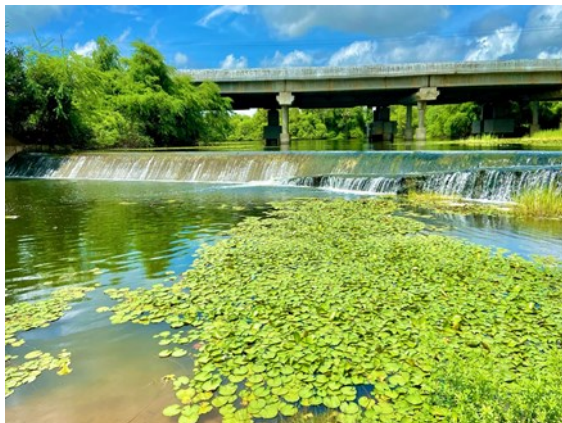
Fonte: Acervo do autor (2024).

Os pontos de coleta selecionados estão distribuídos entre a barragem de Genésio, localizada às margens da BR-304, e o bairro Barrocas, abrangendo cerca de 10 km de extensão ao longo do rio. A escolha desses locais de coleta foi baseada em uma visita *in loco* por meio de avaliação visual preliminar, realizada antes da coleta inicial das amostras para comparar áreas antropizadas com áreas mais conservadas.

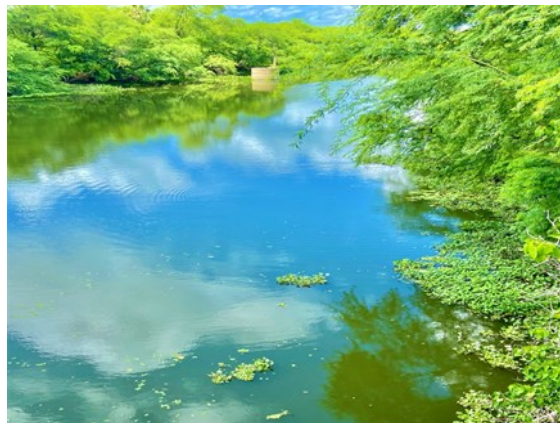
Foram encontradas macrófitas *Eichhornia crassipes* em todos os pontos de coleta, exceto no ponto 1, onde predominou a macrófita *Nymphaea alba*, como mostrado nas imagens da Figura 2.

Figura 2. Imagens do trecho urbano do Rio Apodi-Mossoró em Mossoró-RN, destacando a Barragem de Genésio-Ponto 1 (A), Ponte do Alto da Conceição-Ponto 2 (B), Barragem do Centro-Ponto 3 (C), Canal da Ilha de Santa Luzia-Ponto 4 (D), Ponte da Leste-Oeste-Ponto 5 (E) e Barragem das Barrocas-Ponto 6 (F).

A



B



C



D



E



F



P1 - Barragem de Genésio; P2- Ponte do Alto da Conceição; P3 - Barragem do Centro; P4 - Canal da Ilha de Santa Luzia; P5 - Ponte da Leste-Oeste; e P6 - Barragem das Barrocas.

Fonte: Acervo do autor (2024).

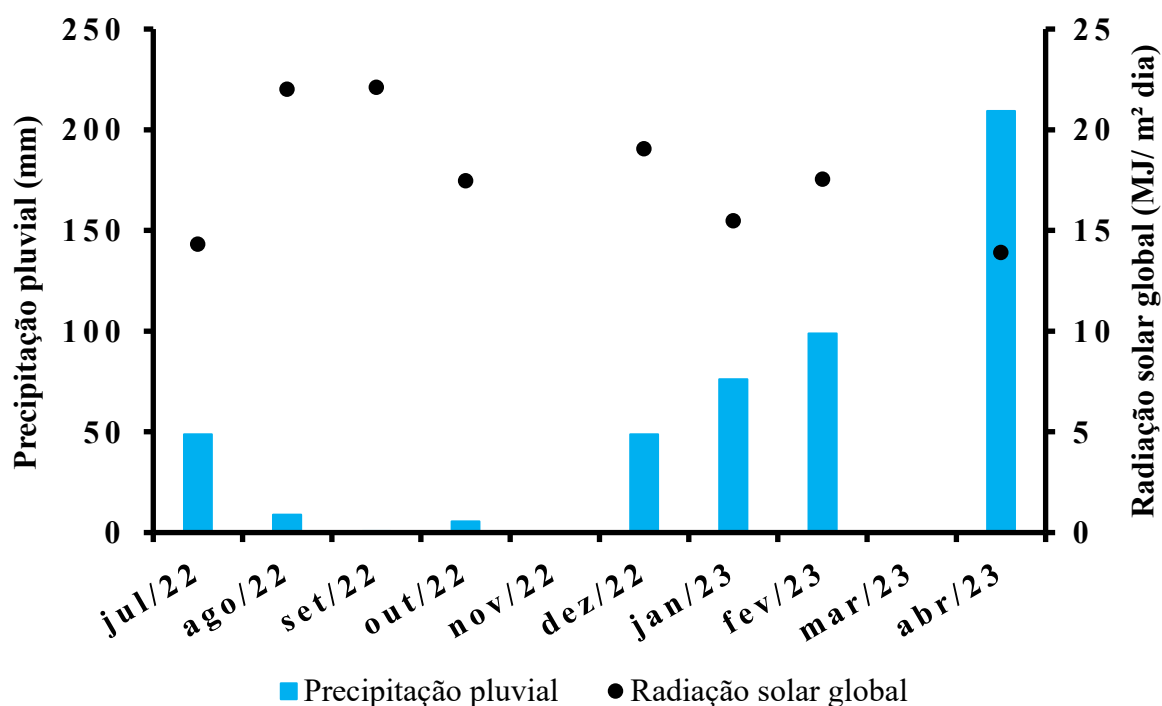
2.2 Aspectos climáticos

Mossoró é um município situado na região Oeste potiguar, de clima tipo BSh, quente e seco, com precipitações concentradas em alguns meses do ano, apresentando nos demais

meses longo período de estiagem, principalmente nos meses de setembro a dezembro (Dubreuil *et al.*, 2018). O município possui altitude média de 55,0 m, precipitação pluvial média anual de 794 mm e temperatura média do ar de 26,5 °C (Alvares *et al.*, 2013).

Durante o período experimental, realizaram-se oito campanhas de coleta de amostras de água e macrófitas em seis pontos do trecho urbano do Rio Apodi-Mossoró em Mossoró, tendo representação destas campanhas nos períodos seco e chuvoso. Neste período, foram monitoradas as variáveis climatológicas precipitação pluvial e radiação solar para auxiliar nas explicações inerentes às oscilações nos valores de atributos da água do rio. Os dados de precipitação pluvial e radiação solar foram obtidas de uma estação meteorológica automática Campbell instalada no campus Leste da UFERSA Mossoró-RN. Na Figura 3, constam a precipitação pluvial acumulada mensal e a radiação solar acumulada no dia de cada coleta realizada.

Figura 3. Precipitação pluvial acumulada mensal e a radiação solar global acumulada no dia de cada coleta das amostras de água e macrófitas.



Fonte: Acervo do autor (2024).

2.3 Coleta e análise de amostras de água e de macrófitas (*Eichhornia crassipes* e *Nymphaea alba*) no trecho urbano do Rio Apodi-Mossoró em Mossoró-RN

Ao longo do período experimental, foram realizadas oito campanhas de coletas e análises de atributos químicos na água e no tecido vegetal das macrófitas nos seis pontos de amostragem do trecho urbano do rio Apodi-Mossoró, em Mossoró-RN.

Para a coleta e análise das amostras de água do trecho urbano do rio Apodi-Mossoró, foram utilizadas as recomendações do *Standard methods for the examination of water and wastewater* (Lipps; Braun-Howland; Baxter, 2023) e da EMBRAPA (Silva, 2009).

As amostras de água foram coletadas *in loco* empregando-se o uso de frascos de polietileno de 1 L, preservados imediatamente após a coleta em caixas isotérmicas com gelo a 4 °C até a chegada aos laboratórios da Universidade Federal Rural do Semi-Árido (UFERSA), campus leste Mossoró-RN, para a realização do processo de análises químicas. As análises de qualidade da água do rio foram realizadas no Laboratório de Solo, Água e Planta (LASAP) e no Laboratório de Saneamento (LASAN).

Os atributos químicos analisados foram os seguintes: nitrogênio total Kjeldahl (NTK), que se refere à combinação da amônia e do nitrogênio orgânico, empregando-se o método digestão Kjeldahl; fósforo total (Pt), obtido pelo método do ácido ascórbico com digestão preliminar com método do persulfato; potássio disponível (K^+) e sódio disponível (Na^+), determinados por fotometria de chama; cálcio disponível (Ca^{2+}) e magnésio disponível (Mg^{2+}), quantificados por complexometria com EDTA, usando como indicador o negro-de-eriocromo-T; e os metais pesados ferro (Fe), manganês (Mn), cobre (Cu), zinco (Zn), crômio (Cr), chumbo (Pb), cádmio (Cd) e níquel (Ni) foram preservados com HNO_3^- e refrigeração a 4°C e determinados por espectrofotometria de absorção atômica. As amostras de água não foram submetidas à digestão, tendo sido, em vez disso, filtradas para remover partículas suspensas, com posteriores leituras.

Por sua vez, as amostras das macrófitas foram coletadas e acondicionadas em sacos de polietileno. Em seguida, os sacos com amostras das macrófitas também foram transportados e preservados em caixa isotérmica com gelo a 4°C até os laboratórios para posterior realização das análises químicas. Esses procedimentos foram conduzidos no LASAP/UFERSA, LASAN/IUFERSA e Laboratório de Análise de Solo, Água e Plantas do Semi-Árido (LASAPSA/UFERSA).

No LASAN/UFERSA, as amostras das macrófitas foram enxaguadas com água potável para remover resíduos e prevenir interferências nos resultados, em seguida as

amostras de tecido vegetal foram secas à temperatura ambiente para retirada do excesso de água da lavagem inicial. Posteriormente, procedeu-se à medição da massa fresca das amostras empregando o método gravimétrico com balança eletrônica digital.

Em seguida, essas amostras foram lavadas, também, com água destilada por diversas vezes, conforme orientações de Prado (2008), em seguida imersas em solução de EDTA na concentração de 20 mol/L durante 20 minutos para retirada de qualquer metal adsorvido na superfície do sistema radicular da macrófita (Wu *et al.*, 2011). Depois, separou-se a parte aérea da radicular e, posteriormente, estas amostras separadas foram colocadas em estufa de circulação forçada de ar a 65 °C durante 72 horas até total estabilização da massa. Após isto, procedeu-se à determinação da massa seca das macrófitas, utilizando-se também o método gravimétrico com balança eletrônica digital (Prado, 2008).

Após secagem, as amostras das macrófitas foram trituradas em moinhos tipo Willey e armazenadas em recipientes de polietileno com tampa, para minimizar a entrada de umidade. Em seguida, as amostras foram digeridas em forno de micro-ondas utilizando ácido nítrico concentrado (Ferreira, 2014).

Os atributos analisados no tecido vegetal em digestão com micro-ondas foram: fósforo (P), sódio (Na), potássio (K), cálcio (Ca), magnésio (Mg), cobre (Cu), zinco (Zn), ferro (Fe), manganês (Mn), cádmio (Cd), Crômio (Cr), níquel (Ni) e chumbo (Pb). Esta técnica envolve a digestão de uma amostra de 0,5 g de tecido vegetal triturado na presença de ácido nítrico, com volume de 5 ml de HNO₃ a 65%, diluído com até 25 ml de água. Essa mistura foi colocada em tubos de teflon e submetida a uma temperatura que varia de 170°C a 180°C por um período de dez minutos (Silva, 2009).

Especificamente para o nitrogênio (N), foi feita a digestão em bloco digestor na presença de ácido sulfúrico. Para a determinação do N, foi realizada a digestão sulfúrica (Kjeldahl), utilizando 0,1 g de amostra previamente triturada e adicionando 1 g da mistura de sais (K₂SO₄ + CuSO₄ na proporção de 10:1), 3 mL de H₂SO₄ a 98% e 1 mL de H₂O₂ a 30%. Em seguida, aqueceu-se lentamente até 350°C e, posteriormente, titulou-se seguindo o princípio de Kjeldahl. Nesse método, o NH₄⁺ produto da digestão é destilado em meio fortemente alcalino, e o condensado é coletado em um frasco de erlenmeyer contendo solução de ácido bórico, sendo então titulado com ácido (Silva, 2009).

As amostras de extratos de tecido vegetal foram submetidas: à leitura no espectrofotômetro UV-VIS, a 660 nm, para obtenção do P; ao fotômetro de chama para determinação do K e Na; à titulometria para quantificação de Ca e Mg; e à espectrofotometria de absorção atômica para medição dos teores dos metais pesados Cu, Zn, Fe, Mn, Cd, Cr, Ni e

Pb. Na determinação dos elementos químicos do tecido vegetal das macrófitas, seguiram-se as recomendações da EMBRAPA (Silva, 2009).

2.4 Fator de bioacumulação e translocação das macrófitas

A acumulação de elementos químicos nas macrófitas depende de alguns fatores, tais como a fisiologia e as características ambientais do meio, sendo que esse acúmulo se concentra, diferentemente, em diversas partes das plantas (raízes, caules e/ou folhas) (Adesiji; Adenola, 2019; Thien *et al.*, 2020; Ciocarlan *et al.*, 2021; Paharvi *et al.*, 2021).

Para determinação do fator bioacumulação de elementos químicos na planta (FB), utilizou-se a equação 1 proposta por Mattina *et al.* (2002).

$$FB = \frac{Ca_{\text{aérea}}}{C_{\text{água}}} \quad 1$$

Em que:

FB - Fator bioacumulação na parte aérea da planta, adimensional;

$Ca_{\text{aérea}}$ - Concentração de metais pesados e nutrientes na parte aérea da planta, mg/kg;

$C_{\text{água}}$ - Concentração média de metais pesados e nutrientes na água do rio obtidos durante as oito campanhas, mg/L.

A translocação é a transferência de elementos químicos da região radicular para a parte aérea da planta; para sua estimativa, utilizou-se a equação 2 recomendada por Ugya *et al.* (2019).

$$FT = \frac{Ca_{\text{aérea}}}{C_{\text{raiz}}} \quad 2$$

Em que:

FT- Fator translocação, adimensional;

C_{raiz} - Concentração de metais pesados e nutrientes na raiz da planta, mg/kg; e

$Ca_{\text{aérea}}$ - Concentração de metais pesados e nutrientes na parte aérea da planta, mg/kg.

2.5 Análise estatística

2.5.1 Estatística descritiva

Com o objetivo de identificar possíveis inconsistências nos dados, realizou-se análise preliminar, verificando a presença de eventuais discrepâncias. Os dados foram então submetidos às medidas de tendência e dispersão para todos os atributos investigados no estudo.

2.5.2 Estatística multivariada

Deve-se ressaltar que dos 14 elementos químicos analisados (N, P, K, Ca, Mg, Na, Fe, Mn, Cu, Zn, Cr, Pb, Cd e Ni) foi possível realizar a análise estatística multivariada em apenas oito deles (Zn, Mn, Fe, Cr, Ni, Pb, Cd e Na).

Logo após a avaliação citada no item anterior, os dados obtidos de todos os atributos foram submetidos à análise multivariada seguindo as recomendações de Vicini *et al.* (2018), para fins de avaliação dos atributos químicos expressados como fatores de bioacumulação na parte aérea (FB) e translocação (FT) nas macrófitas.

As análises multivariadas foram representadas pela determinação da matriz de correlação de Pearson (MCP), análise de componentes principais (ACP) e análise fatorial (AF), utilizando o programa *Software* Statistica 14 (Statsoft Inc, 2020).

Primeiramente, obteve-se a MCP, na qual os valores de r quando estão na proximidade de -1 e +1 indicam maior correlação, ao passo que valores próximos de zero indicam ausência de correlação entre as variáveis. O desvio da correlação de Pearson ($p \leq 0,05$) foi utilizado para avaliar os valores de FB e FT nas macrófitas, garantindo a confiabilidade das correlações mínimas estabelecidas na AF. Desse modo, segundo Callegari-Jacques (2003), as correlações são classificadas como:

- Se $0,00 < r < 0,30$, existe fraca correlação linear;
- Se $0,30 \leq r < 0,60$, existe moderada correlação linear;
- Se $0,60 \leq r < 0,90$, existe forte correlação linear; e
- Se $0,90 \leq r < 1,00$, existe correlação linear muito forte.

Nesta perspectiva, quando as correlações estão acontecendo de maneira positiva significa que estão no mesmo sentido, em caso de negativa estão em sentidos contrários. Na sequência, realizou-se a ACP e AF.

2.5.2.1 *Análise de componentes principais (ACP)*

Utilizou-se a ACP para determinar os atributos mais importantes nos valores de FB e FT das macrófitas, em diferentes épocas do ano e locais no trecho urbano do Rio Apodi-Mossoró.

Assim, foram elaborados dois diagramas de projeção de vetores para os componentes principais apresentando os atributos do presente estudo. Na condução dessa análise, foi adotado o critério de Kaiser, que visa a elucidar a considerável variabilidade dos dados. Segundo este critério, os requisitos estabelecidos para inclusão são autovalores iguais ou superiores a "1" ou aqueles que apresentam variância total acumulada superior a 70% (Oliveira Júnior *et al.*, 2021; Chianca *et al.*, 2023).

2.5.2.2 *Análise Fatorial (AF)*

Com o intuito de facilitar a interpretação dos dados e a posterior explicação, foi escolhida a AF, que se baseia na correlação entre as variáveis. Esse tipo de análise busca explicar as variáveis que apresentam maior correlação, desconsiderando a influência daquelas menos significativas (Matos; Rodrigues, 2019).

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Estatística descritiva dos atributos químicos das amostras de água e tecido vegetal das macrófitas *Eichhornia crassipes* e *Nymphaea alba* coletadas em seis pontos ao longo do trecho urbano do Rio Apodi-Mossoró em Mossoró-RN

Os dados que originaram os fatores de bioacumulação na parte aérea (FB) e translocação (FT) da *Eichhornia crassipes* e *Nymphaea alba* ao longo do trecho urbano do rio Apodi-Mossoró na cidade de Mossoró-RN estão apresentados na Tabela 2. Os atributos avaliados incluíram macronutrientes, micronutrientes e metais pesados, que permitem analisar a capacidade da planta de acumular e transportar esses elementos químicos da água para a planta e da região radicular para a parte aérea.

Tabela 2. Valores médios e desvio-padrão de atributos químicos das amostras de água coletadas, em seis pontos, ao longo do trecho urbano do Rio Apodi-Mossoró em Mossoró-RN, utilizados na estimativa do fator de bioacumulação.

Elementos químicos	P1	P2	P3	P4	P5	P6
	Média e desvio-padrão					
NTK (mg L ⁻¹)	1,75 ± 0,86	2,74 ± 1,94	4,20 ± 1,85	8,19 ± 4,99	11,84 ± 9,18	8,08 ± 3,06
Pt (mg L ⁻¹)	0,04 ± 0,05	0,03 ± 0,01	0,05 ± 0,05	0,13 ± 0,10	0,098 ± 0,08	0,23 ± 0,32
K ⁺ (mmol/L)	0,19 ± 0,08	0,19 ± 0,06	0,21 ± 0,06	0,19 ± 0,06	0,22 ± 0,08	0,15 ± 0,06
Ca ²⁺ (mmol/L)	3,29 ± 2,11	4,03 ± 1,66	3,43 ± 1,94	4,36 ± 1,61	4,01 ± 1,29	4,60 ± 1,63
Mg ²⁺ (mmol/L)	4,58 ± 2,84	2,20 ± 3,19	2,62 ± 1,67	3,76 ± 1,76	2,67 ± 3,91	3,79 ± 1,17
Na ⁺ (mmol/L)	6,46 ± 2,82	6,12 ± 2,76	6,90 ± 3,44	7,40 ± 3,85	6,22 ± 3,44	7,60 ± 3,36
Fe (mg L ⁻¹)	17,7 ± 6,26	12,33 ± 21,32	29,4 ± 10,39	38,55 ± 23,09	0,6 ± 14,73	6,68 ± 15,64
Mn (mg L ⁻¹)	6,69 ± 7,31	3,80 ± 5,50	3,79 ± 3,68	10,35 ± 10,76	2,85 ± 3,44	17,02 ± 24,95
Cu (mg L ⁻¹)	0,45 ± 0,01	0,50 ± 0,01	0,15 ± 0,05	0,001 ± 0,00	0,001 ± 0,00	0,001 ± 0,00
Zn (mg L ⁻¹)	6,00 ± 13,94	1,5 ± 1,31	0,82 ± 1,25	1,26 ± 1,35	1,69 ± 1,5	2,33 ± 2,8
Cr (mg L ⁻¹)	0,001 ± 0,00	0,15 ± 0,01	0,001 ± 0,00	0,001 ± 0,00	0,001 ± 0,00	0,001 ± 0,00
Pb (mg L ⁻¹)	0,001 ± 0,00	0,369 ± 0,01	1,5 ± 0,01	1,0 ± 0,01	3,0 ± 0,01	2,750 ± 0,53
Cd (mg L ⁻¹)	0,001 ± 0,00	0,001 ± 0,00	0,01 ± 0,00	0,05 ± 0,01	0,01 ± 0,00	0,1 ± 0,1
Ni (mg L ⁻¹)	0,001 ± 0,00	0,001 ± 0,00	0,001 ± 0,00	0,001 ± 0,00	0,001 ± 0,00	0,1 ± 0,00

P1 - Barragem de Genésio; P2- Ponte do Alto da Conceição; P3 - Barragem do Centro; P4 - Canal da Ilha de Santa Luzia; P5 - Ponte da Leste-Oeste; e P6 - Barragem das Barrocas.

Fonte: Acervo do autor (2024).

As concentrações de NTK na água apresentaram variações em cada ponto analisado, tendo sido P1 o de menor teor, com valor de 1,75 mg/L, e P5 de maior concentração, apresentando valor de 11,84 mg/L (Tabela 2). O NTK está diretamente associado ao desenvolvimento foliar, uma vez que este macronutriente desempenha papel crucial na produção de aminoácidos e proteínas. Essas substâncias são fundamentais para processos como a divisão celular e o alongamento celular (Cabezas; Sánchez 2008; Miranda *et al.*, 2010). As diferenças nas características das plantas coletadas nesses dois pontos são bastantes aparentes, como mostra a Figura 4, possivelmente em virtude da grande diferença entre concentração de N nessas duas localidades.

O nitrogênio (N) pode ser encontrado em ambientes aquáticos, tanto na forma reduzida quanto oxidada, como orgânico (N^-), amônia (NH_3), nitrato (NO_3^-) e nitrito (NO_2^-). Sua chegada ao corpo hídrico pode ocorrer naturalmente pela atmosfera ou devido às atividades antrópicas (CETESB, 2022).

De acordo com a CETESB (2022), o fósforo (P) pode ser identificado em corpos d'água em várias formas, incluindo fosfatos orgânicos, sais inorgânicos e ainda na forma de polifosfatos ou polímeros. Aporte de N e P pode se dever às atividades antropogênicas, como aquicultura, em áreas próximas aos corpos hídricos. Em consequência, o resíduo desse efluente pode elevar os teores de carbono (C), N e P (Bessa Junior; Flickinger; Henry-Silva, 2021; Ribeiro *et al.*, 2016).

Com o aumento das precipitações pluviais, em consequência do carreamento de partículas, aumentam-se as concentrações de N e P em virtude da poluição difusa (Tabela 2). As fontes podem ser de atividades antrópicas, industriais, agrícolas e resíduos urbanos. O incremento desses elementos também pode ocorrer de forma natural, a partir da geologia, precipitações pluviais ou em virtude do assoreamento do corpo hídrico (Li *et al.*, 2023).

Deve-se ressaltar que a maior contribuição de P em águas superficiais é oriunda de descargas de esgotos sanitários, material fecal e detergentes (CETESB, 2022).

Para o fósforo total (Pt) em suas diversas formas, o limite é de até 0,030 mg/L P. O único ponto que ficou no limite estabelecido foi o P2, com 0,03 mg/L de P. Todos os demais pontos ficaram acima do limite proposto pela Resolução nº 357/05 do CONAMA (BRASIL, 2005). P5 apresentou maior concentração, 0,23, quase oito vezes mais. Para água salobra, que é o estado predominante do rio na maior parte do ano, o valor estabelecido pela resolução é de 0,124 mg/L. Apenas o ponto P5 apresentou

concentração acima desse limite (Tabela 2).

O potássio (K^+), na sua maioria, é encontrado na forma iônica, e seus sais apresentam grande solubilidade em água (Tabela 2). O K^+ pode ser utilizado como indicador de potenciais fontes de contaminação, atribuídas principalmente a atividades antrópicas, incluindo a descarga de águas residuárias tratadas e o uso de terras agrícolas. Além disso, as concentrações elevadas de K^+ nos mananciais de água doce tanto podem limitar o crescimento de algas (0,10 mmol/L) quanto causar problemas de saúde em pessoas como doenças renais, cardíacas, coronarianas e diabetes (Skowron *et al.*, 2018).

As fontes de K^+ também podem ocorrer naturalmente a partir da erosão de várias rochas, principalmente rochas magmáticas alcalinas, assim como nas rochas sedimentares e no metassomatismo potássico. Essas rochas estão distribuídas por todo o território brasileiro, porém a principal fonte de potássio são as atividades antrópicas (Lacerda; Roeser, 2014; Sapucaia; Argollo; Barbosa, 2005).

Em relação às fontes antrópicas de K^+ , podem-se destacar que este elemento é usado como base de fertilizantes e é lançado em corpos hídricos por meio da lixiviação de áreas agrícolas e de despejos industriais (Oliveira *et al.*, 2016).

De acordo com a CETESB (2022), os limites de K^+ presentes em águas naturais comumente são inferiores a 0,26 mmol/L. Em todos os pontos avaliados, os níveis ficaram abaixo desse valor.

O cálcio e o magnésio estão presentes nas águas superficiais na forma de íons bivalentes Ca^{2+} e Mg^{2+} , sendo que algumas rochas ricas nesses minerais promovem a liberação desses íons (Tabela 2). Os teores destes íons na água contribuem para a dureza da água. A acidez da chuva favorece a corrosão dessas rochas, promovendo sua liberação. Outras fontes desses elementos são efluentes industriais e domésticos (Cetesb, 2022).

Em virtude de ser um dos elementos em maior abundância na crosta terrestre, o sódio (Na^+) é comumente encontrado em águas de mananciais hídricos superficiais. Bastante solúvel em água, nos corpos hídricos geralmente se encontra na forma iônica Na^+ . As principais fontes de sódio em águas naturais são de origem de esgoto doméstico e efluentes industriais (Cetesb, 2022).

A concentração de Na^+ na água do Rio Apodi-Mossoró ficou abaixo de 8 mmol/L em todos os pontos. A concentração de Na^+ é influenciada pela geologia do local e outros fatores (Tabela 2). No geral, os valores encontrados ficaram abaixo do estabelecido para água potável pela Portaria GM/MS Nº 888, de quatro de maio de

2021, que geralmente é inferior a 8,70 mmol/L (Brasil, 2021).

O ferro (Fe) pode ser encontrado na forma férrica ou ferrosa, e essa variação depende do nível de oxigenação da água, uma vez que o oxigênio é um oxidante desse elemento. A forma ferrosa geralmente é mais encontrada e apresenta maior solubilidade (Lueder *et al.*, 2020).

O aumento do teor de Fe na água se deve ao lançamento de efluentes industriais. A concentração desse elemento geralmente aumenta durante a estação chuvosa, pois provoca a corrosão das margens e o carreamento de sólidos (Cetesb, 2022).

Na Resolução nº 357/05 do CONAMA (Brasil, 2005), a concentração de ferro dissolvido não poderá ser superior a 0,3 mg/L de Fe na água doce classe 2 e na água salobra classe 2. No trecho urbano do rio, foram registrados elevados valores de concentração, todos acima do limite estabelecido para as duas classes de águas. O ponto com menor concentração foi o P6, com 0,60 mg/L de Fe, ao passo que os demais ficaram acima, com valores de 17,7 mg/L de Fe (P1), 12,33 mg/L de Fe (P2), 29,4 mg/L de Fe (P3), 38,55 mg/L de Fe (P4) e 6,68 mg/L de Fe (P5) (Tabela 2).

Em águas naturais, o manganês (Mn) apresenta dois estados de oxidação: o bivalente e o trivalente, sendo o primeiro mais solúvel. Em consequência de sua grande aplicabilidade na indústria de modo geral, o Mn chega aos corpos receptores por meio de baterias, ligas metálicas, fertilizantes, tintas, dentre outros (Cetesb, 2022).

Conforme a Resolução nº 357/05 do CONAMA (Brasil, 2005), a concentração de manganês total não poderá ser superior a 0,1 mg/L de Mn na água doce classe 2 e na água salobra classe 1. Em todos os pontos avaliados, os valores ficaram acima desse limite. No ponto 1, área mais conservada do rio, porém, ocorre a prática de lavagem de veículos por alguns moradores da região, tendo sido registrado valor de 6,69 mg/L de Mn, superior aos pontos P2, P3 e P6, áreas mais urbanizadas. Nas áreas avaliadas, as duas maiores concentrações encontradas foram no ponto P4, com 10,35 mg/L de Mn, e no ponto P5, com 17,02 mg/L de Mn (Tabela 2).

Presente na estrutura de muitas plantas e animais, além de ser introduzido nas águas superficiais de maneira natural, o cobre (Cu) apresenta uma infinidade de aplicações. A oxidação de diversos materiais que possuem revestimento desse metal ou por meio de seu sal ($\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$), utilizado como algicida, podem ser fontes desse elemento (CETESB, 2022).

Para o Cu dissolvido, a Resolução nº 357/05 do CONAMA (BRASIL, 2005) estabelece o limite em torno de 0,009 mg/L para água doce classe 2 e 0,005 mg/L para

água salobra classe 1. Os pontos P1, P2 e P3 apresentaram valores muito acima desse limite, registrando 0,45, 0,50 e 0,15 mg/L, respectivamente. Enquanto isso, os demais pontos ficaram abaixo do valor estabelecido, com 0,001 mg/L.

A presença do Cu é bastante comum em águas naturais, chegando aos ambientes aquáticos devido à sua presença em diversos produtos de uso humano. Desde a oxidação de ligas metálicas até a composição de protetores solares, desodorantes e xampus, essas substâncias podem estar presentes no esgoto doméstico (CETESB, 2022).

Outro metal que excedeu o valor máximo de concentração estabelecido foi o zinco (Zn). O limite para Zn total na norma 357/05 do CONAMA é de 0,09 mg/L de Zn para água salobra classe 1 e 0,18 mg/L para água doce classe 2. Todos os pontos apresentaram concentrações acima desses limites. O ponto P3 registrou o menor valor, com 0,82 mg/L, ao passo que o ponto P1 alcançou 6,0 mg/L, representando um valor 66 vezes superior ao limite estabelecido para água salobra e 33 vezes maior para água doce classe 2. Neste local, há banhistas que podem usar produtos contendo zinco, o que pode contribuir para o lançamento deste material no rio.

O metal que serve de base para a fabricação de fertilizantes e tintas, além de ser utilizado em estruturas na construção civil, são fontes de cromo-Cr (CETESB, 2022).

Em relação ao Cr total, a Resolução N° 357/05 do CONAMA adverte que a água doce classe 2 doce e salobra classe 1 não podem ter um valor superior a 0,05 mg/L de Cr, considerando Cr total. Quase todos os pontos ficaram abaixo desse limite, exceto o ponto P2, que registrou 0,15 mg/L.

São metais pesados como chumbo (Pb) e cádmio (Cd) que alcançam os corpos receptores por meio de diversas fontes, como desgaste de pneus, asfaltos, queima de combustíveis, óleos e graxas, dentre outras, que contribuem para o aparecimento desses elementos (Belluta *et al.*, 2008; Jesus *et al.*, 2004).

A Resolução n° 357/05 do CONAMA estabelece o limite de 0,01 mg/L para o Pb total, referente à água doce classe 2 e salobra classe 1, e para o Cd total, é de 0,001 mg/L para água doce classe 2 e 0,005 mg/L para água salobra classe 1. Quanto a chumbo, o ponto 1 foi o único que apresentou valor inferior ao limite; os demais ficaram acima, com valores de 0,369 mg/L para o P2, 1,5 mg/L para o P3, 1,0 mg/L para o P4, 2,750 mg/L para o P5 e um elevado teor de 3,0 mg/L de Pb para o P6, os dois últimos com valores superiores à norma.

Os níveis de Cd encontrados foram, geralmente, abaixo do limite, com exceção do P4, que ficou dentro do limite para água salobra classe 1 de 0,05 mg/L; no entanto,

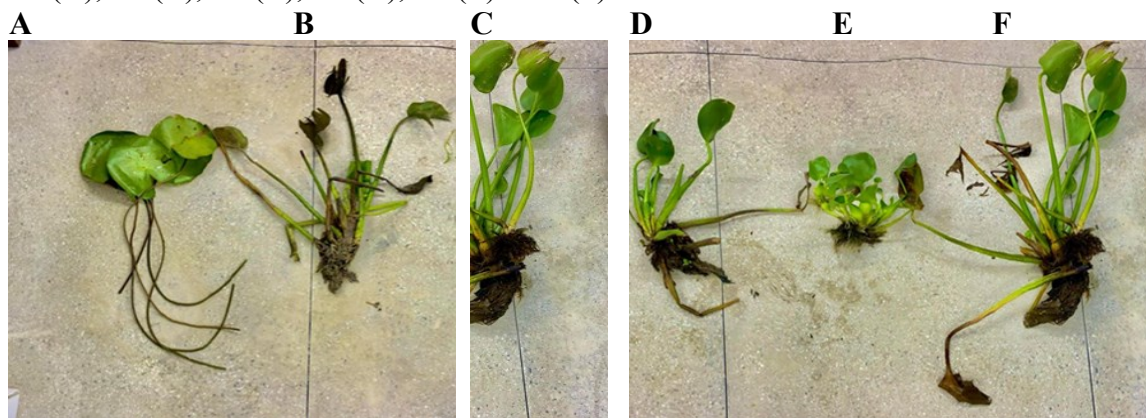
para água doce, ficou 5 vezes acima. Enquanto isso, os demais pontos apresentaram concentrações inferiores ao estabelecido pela Resolução.

Em relação ao Níquel (Ni), a contaminação ambiental se deve às atividades antropogênicas, como queima de combustíveis fósseis. Além disso, está presente em refrigerantes, sorvetes e outros alimentos industrializados, podendo chegar aos ambientes aquáticos (CETESB, 2022).

De acordo com a Resolução nº 357/05 do CONAMA (BRASIL, 2005), o valor máximo permitido para o Ni total é de 0,025 mg/L, para ambas as classes transitórias do Rio Apodi-Mossoró. Em todos os pontos analisados, os valores registrados ficaram abaixo desse limite.

Os nutrientes são elementos químicos que desempenham importante papel que auxilia nas diversas funções da planta, sendo componentes das suas estruturas ou como ativadores de funções enzimáticas (Bloom; Smith 2017). N, P, K⁺, Ca²⁺, Mg²⁺ e enxofre (S) são macronutrientes essenciais para o crescimento vegetativo e processos metabólicos das plantas (Takehisa *et al.*, 2015).

Figura 4. Macrófitas colhidas nos seis pontos do trecho urbano do Rio Apodi-Mossoró em Mossoró-RN, destacando imagens das plantas coletadas nos pontos de amostragem P1 (A), P2 (B), P3 (C), P4 (D), P5 (E) e P6 (F).



P1 - Barragem de Genésio; P2- Ponte do Alto da Conceição; P3 - Barragem do Centro; P4 - Canal da Ilha de Santa Luzia; P5 - Ponte da Leste-Oeste; e P6 - Barragem das Barrocas
Fonte: Acervo do autor (2024).

Elevadas concentrações de N e P em corpos d'água naturais representam risco, promovendo a eutrofização acelerada. Os teores de P se mantiveram muito próximos nos pontos 1, 2 e 3, com valores médios entre 0,003 e 0,005 mg/L. O ponto com maior concentração foi P6, com valores médios de 0,23 mg/L, onde se observa a robustez das plantas, com valores de massa fresca bastante elevados, conforme Tabela 3. Desse

modo, quanto maior for o teor de P maior concentração de massa fresca, maior será a produção de biomassa vegetal (Cabezas; Sánchez, 2008).

Tabela 3. Massas fresca, seca e de água de amostras das macrófitas *Nymphaea alba* (ponto P1) e *Eichhornia crassipes* (pontos P2 a P6) ao longo das oito campanhas de coleta e análises.

Pontos	Massa fresca	Massa seca	Massa de água
P1	114,29 ± 52,07	16,00 ± 6,11	98,29 ± 96,21
P2	244,65 ± 125,47	18,15 ± 11,05	226,51 ± 115,53
P3	148,79 ± 43,19	11,84 ± 4,46	136,95 ± 39,87
P4	317,80 ± 107,99	24,55 ± 12,14	293,25 ± 98,35
P5	358,62 ± 189,45	25,67 ± 14,70	332,94 ± 175,05
P6	298,24 ± 147,70	23,40 ± 11,42	274,84 ± 140,27

P1 - Barragem de Genésio; P2- Ponte do Alto da Conceição; P3 - Barragem do Centro; P4 - Canal da Ilha de Santa Luzia; P5 - Ponte da Leste-Oeste; e P6 - Barragem das Barrocas.

Fonte: Acervo do autor (2024).

Em relação à disponibilidade de K^+ na água, os resultados mostraram valores próximos em todos os pontos com concentrações médias de 0,15 a 0,22 mmol/L.

Quanto à disponibilidade de cálcio (Ca^{2+}) e magnésio (Mg^{2+}) na água, foram observados valores variando de 3,29 a 4,60 mmol/L para Ca^{2+} ; por sua vez, Mg^{2+} teve concentrações de 2,20 a 4,58 mmol/L. Na análise da água, também foram identificados os seguintes elementos químicos: Na^+ , Fe, Mn, Cu, Zn, Cr, Pb, Cd e Ni.

3.1.1 Análise química das amostras de tecido vegetal das macrófitas *Nymphaea alba* e *Eichhornia crassipes*

No Rio Apodi-Mossoró, ao longo de todo o trecho urbano durante as oito campanhas de julho/2022 a abril/2023, foi observada a presença frequente do aguapé (*Eichhornia crassipes*) nos pontos 2 a 6 e do lírio-d'água branco (*Nymphaea alba*) no ponto 1. Após a coleta, as plantas passaram por todas as etapas de análises químicas, e os resultados obtidos estão descritos nas Tabelas 4 e 5, que correspondem aos tecidos vegetais da parte aérea e do sistema radicular da *Nymphaea alba* e *Eichhornia crassipes*.

Tabela 4. Teores dos elementos químicos no tecido vegetal da parte aérea das macrófitas *Nymphaea alba* (Ponto P1) e *Eichhornia crassipes* (pontos P2 a P6) no trecho urbano do Rio Apodi-Mossoró em Mossoró-RN.

Elementos químicos	Ponto1	Ponto 2	Ponto 3	Ponto 4	Ponto 5	Ponto 6
	Média e desvio-padrão					
N (mg/kg)	15,93 ± 6,07	18,20 ± 4,99	25,98 ± 8,59	25,25 ± 7,61	15,91 ± 7,04	14,59 ± 3,14
P (mg/kg)	0,08 ± 0,02	0,16 ± 0,04	0,15 ± 0,05	0,16 ± 0,03	0,15 ± 0,09	0,13 ± 0,03
K (mg/kg)	2,16 ± 0,72	4,10 ± 1,47	3,87 ± 1,52	5,16 ± 0,75	5,31 ± 1,70	3,79 ± 1,18
Ca (mg/kg)	0,05 ± 0,04	0,04 ± 0,03	0,01 ± 0,01	0,02 ± 0,01	0,04 ± 0,04	0,04 ± 0,04
Mg (mg/kg)	0,04 ± 0,01	0,05 ± 0,02	0,04 ± 0,03	0,03 ± 0,01	0,07 ± 0,04	0,09 ± 0,08
Na (mg/kg)	2387,52 ± 540,65	2774,33 ± 520,95	2080,74 ± 838,02	1733,97 ± 737,28	3775,52 ± 1592,02	2267,48 ± 688,30
Fe (mg/kg)	1076,17 ± 1210,83	906,98 ± 1007,55	1692,80 ± 1468,41	1147,66 ± 2299,49	788,17 ± 1131,83	646,14 ± 907,16
Mn (mg/kg)	471,99 ± 404,00	379,32 ± 213,48	582,53 ± 718,63	407,78 ± 847,43	564,69 ± 474,07	494,43 ± 404,78
Cu (mg/kg)	0,82 ± 0,24	0,64 ± 0,87	5,92 ± 8,32	4,89 ± 9,06	0,25 ± 0,79	1,57 ± 1,16
Zn (mg/kg)	11,69 ± 2,82	8,75 ± 5,23	26,56 ± 9,39	13,84 ± 11,71	14,61 ± 6,41	17,79 ± 6,69
Cr (mg/kg)	2,99 ± 3,41	1,61 ± 1,70	9,27 ± 10,27	0,56 ± 1,09	1,65 ± 4,67	5,14 ± 5,44
Pb (mg/kg)	7,36 ± 4,91	8,21 ± 3,05	13,00 ± 10,00	9,14 ± 1,85	5,74 ± 5,06	13,25 ± 6,15
Cd (mg/kg)	0,74 ± 0,72	0,46 ± 0,51	0,34 ± 0,57	0,25 ± 0,19	0,09 ± 0,16	0,94 ± 1,12
Ni (mg/kg)	3,02 ± 2,45	1,99 ± 1,26	4,91 ± 5,76	1,85 ± 1,06	2,16 ± 2,22	6,23 ± 5,24

P1 - Barragem de Genésio; P2- Ponte do Alto da Conceição; P3 - Barragem do Centro; P4 - Canal da Ilha de Santa Luzia; P5 - Ponte da Leste-Oeste; e P6 - Barragem das Barrocas.

Fonte: Acervo do autor (2024).

Tabela 5. Teores dos elementos químicos no tecido vegetal do sistema radicular das macrófitas *Nymphaea alba* (ponto P1) e *Eichhornia crassipes* (pontos P2 a P6) no trecho urbano do Rio Apodi-Mossoró em Mossoró-RN.

Elementos químicos	Ponto1	Ponto 2	Ponto 3	Ponto 4	Ponto 5	Ponto 6
	Média e desvio padrão					
N (mg/kg)	12,53 ± 5,17	13,94 ± 2,79	16,43 ± 1,59	13,85 ± 3,35	14,31 ± 3,57	15,21 ± 3,94
P (mg/kg)	0,08 ± 0,02	0,13 ± 0,04	0,14 ± 0,02	0,14 ± 0,04	0,12 ± 0,08	0,09 ± 0,03
K ((mg/kg)	3,87 ± 2,77	3,44 ± 1,37	4,85 ± 0,80	4,55 ± 1,04	4,36 ± 1,73	3,14 ± 1,26
Ca (mg/kg)	0,05 ± 0,02	0,03 ± 0,01	0,01 ± 0,00	0,03 ± 0,01	0,06 ± 0,04	0,03 ± 0,01
Mg (mg/kg)	0,03 ± 0,01	0,05 ± 0,02	0,01 ± 0,01	0,07 ± 0,03	0,05 ± 0,02	0,06 ± 0,03
Na (mg/kg)	3041,09 ± 1744,31	2600,93 ± 647,69	2480,89 ± 555,42	1582,23 ± 719,33	3086,10 ± 940,61	1580,56 ± 652,34
Fe (mg/kg)	716,05 ± 476,71	710,06 ± 488,01	675,91 ± 1156,65	289,26 ± 120,52	479,92 ± 296,74	1197,12 ± 1727,52
Mn (mg/kg)	311,79 ± 205,07	443,02 ± 489,65	144,89 ± 161,27	291,54 ± 323,54	476,70 ± 249,16	1534,62 ± 2381,47
Cu (mg/kg)	0,47 ± 0,48	1,76 ± 1,29	4,36 ± 5,43	0,53 ± 0,35	0,56 ± 0,43	1,24 ± 1,28
Zn (mg/kg)	8,32 ± 4,20	20,57 ± 11,60	22,82 ± 20,99	12,79 ± 3,94	12,42 ± 6,66	19,98 ± 17,32
Cr (mg/kg)	4,58 ± 5,53	5,87 ± 3,80	2,03 ± 2,37	4,89 ± 4,31	3,26 ± 4,46	3,93 ± 4,62
Pb (mg/kg)	9,31 ± 5,50	11,90 ± 7,18	6,29 ± 1,98	11,29 ± 5,31	8,00 ± 5,21	11,69 ± 7,36
Cd (mg/kg)	0,50 ± 0,32	0,89 ± 0,42	0,43 ± 0,21	0,98 ± 0,43	0,55 ± 0,28	0,47 ± 0,31
Ni (mg/kg)	3,28 ± 2,54	4,51 ± 2,23	0,43 ± 0,51	4,49 ± 2,53	3,52 ± 2,25	2,58 ± 2,70

P1 - Barragem de Genésio; P2- Ponte do Alto da Conceição; P3 - Barragem do Centro; P4 - Canal da Ilha de Santa Luzia; P5 - Ponte da Leste-Oeste; e P6 - Barragem das Barrocas.

Fonte: Acervo do autor (2024).

A *Eichhornia crassipes* é amplamente reconhecida por sua eficácia em extrair diversos elementos tóxicos de ambientes aquáticos, tornando-se uma escolha frequente no processo de fitorremediação. Esta planta caracteriza-se por seu crescimento rápido e alta tolerância aos macros e micronutrientes e metais pesados, acumulando uma variedade de elementos tais como Cd, Pb, Cr, Zn, Sn e Ag (Zheng *et al.*, 2016; Du *et al.*, 2020).

A *Nymphaea alba*, outra macrófita de folhas largas capaz de fixar dióxido de carbono (CO₂), é reconhecida também pelo seu potencial na fitorremediação. Esta característica a torna fundamental na descontaminação da água de corpos d'água por esgoto doméstico (Bornette; Puijalon, 2009; Soares *et al.*, 2018).

As macrófitas *Nymphaea alba* da família Nymphaeaceae, pertencentes ao grupo das angiospermas, são plantas aquáticas fixas que possuem caule subterrâneo, apresentam folhas flutuantes e um tubérculo ovoide, subgloboso ou cilíndrico, que pode ser ereto ou horizontal. Além disso, possuem raízes contráteis, que puxam o tubérculo para o interior do substrato durante a estação seca (Lima; Machado; Giulietti, 2021).

Durante o período de estiagem, essas plantas mostraram maior nível populacional, ao passo que no período chuvoso houve redução da população de *Nymphaea alba* pelo transporte das plantas em virtude do aumento do volume e fluxo de água, evidenciando condição lótica no ecossistema aquático. A inundação gera a formação de novos ambientes, criando uma diversidade de habitats que podem ser benéficos para alguns organismos e prejudiciais para outros. As macrófitas são comumente afetadas por uma variedade de fatores (Azzella *et al.*, 2014; Steffen *et al.*, 2014).

A disponibilidade de minerais é necessária ao crescimento e desenvolvimento das plantas, além de participar de outras atividades. Há cerca de 12 elementos importantes nesse processo, e as plantas absorvem os metais, mobilizando-os na forma de íons (Boutté; Jaillais, 2020; Zouari *et al.*, 2020).

Um desses elementos de grande importância é o N, apresentado nas Tabela 4 e 5; notou-se que a concentração de N demonstrou, em sua maioria, teores mais elevados na parte aérea da planta. Contudo, foi observado somente em P6 que as concentrações foram superiores na região radicular, com teores de 14,59 mg/kg na parte aérea e 15,2 mg/kg na raiz.

A utilização do N pelas plantas requer poucas etapas, envolvendo a absorção, translocação e incorporação do nutriente. N pode ser absorvido nas formas de íon

amônio (NH_4^+) e nitrato (NO_3^-), sendo a preferência por cada íon dependente da espécie de planta (Hemberger; Gratton 2018; Lu *et al.*, 2016). Assim, as macrófitas podem variar na sua capacidade de absorção e no tipo de nutriente que preferencialmente absorvem (Yang *et al.*, 2010).

Quanto aos nutrientes N, P e K, o P foi o que apresentou menor teor. Suas concentrações na parte aérea da planta foram superiores às da raiz. Entre todos os pontos, a macrófita em P1 apresentou a menor concentração, com valor de 0,08 mg/kg tanto para a planta quanto para a raiz. Os maiores valores foram observados em P2 e P4 na parte aérea, ambos com 0,16 (mg/kg), e em P3 e P4 na raiz, com um valor de 0,14 mg/kg.

K demonstrou considerável variabilidade nos resultados. Em alguns pontos, a parte aérea apresentou concentrações mais elevadas, como no P2, P4, P5 e P6, com teores de 4,10 mg/kg, 5,16 mg/kg, 5,31mg/kg e 3,79 mg/kg, respectivamente. Nos pontos P1 e P3, a raiz exibiu os valores mais elevados, com 3,87 mg/kg e 4,85 mg/kg, respectivamente.

Essa variabilidade de K nas regiões pode ser atribuído às características morfológicas e cinéticas de absorção da macrófita, correlacionado pela disponibilidade do elemento no meio aquático.

Ca e Mg apresentaram baixas concentrações tanto na raiz quanto na parte aérea, com valores variando de 0,01 mg/kg a 0,09 mg/kg.

Pode-se destacar como micronutrientes essenciais para as plantas aqueles que são absorvidos em menor quantidade, incluindo B (boro), Cu, Fe, Mn, Mo (molibdênio), Ni e Zn. Apesar de serem absorvidos em quantidades menores em comparação aos macronutrientes, os micronutrientes desempenham papel crucial no crescimento e nutrição das plantas (Kirkby; Römheld, 2007).

Dentre todos os atributos avaliados, os teores de Na foram os mais acentuados. Concentrações de Na e Cl^- em quantidades excessivas podem desencadear estresse salino nas plantas, resultando em consequências negativas. Este estresse salino pode provocar a destruição de células e impactar negativamente o metabolismo celular (Wei *et al.*, 2019; Zhao *et al.*, 2021).

A falta de precipitação pluvial, associada aos altos índices de evaporação, provoca a concentração de sais e íons em corpos hídricos, principalmente em períodos de estiagem (Ayandiran; Fawole; Dahunsi, 2018).

Possivelmente, a quantidade elevada de Na encontrada na raiz e na folha pode

ser atribuída ao fato das macrófitas aquáticas apresentarem certa tolerância aos níveis de salinidade do rio. Considerando que o ambiente aquático em que ela se desenvolve é classificado como água salobra na maior parte do ano, conforme observado por Bezerra *et al.* (2013), esse contexto pode contribuir para a presença significativa de Na. Essas macrófitas apresentaram maior quantitativo no período de estiagem, quando o nível de salinidade do rio aumenta, indicando que estas plantas apresentam características halófitas.

As plantas halófitas são encontradas em ambientes próximos ao mar, sujeitos à influência costeira, ou em locais fortemente afetados pela seca (Costa; Herrera, 2016). Com a capacidade de acumular íons de sais nos vacúolos das células foliares, essas plantas conseguem manter baixa concentração de sais no interior das células, o que não interfere na hidratação das proteínas e em suas atividades metabólicas e enzimáticas (Silva *et al.*, 2000).

Os valores estimados de Na nas plantas variaram entre 1733,97 mg/kg em P4 e o valor máximo de 3775,52 mg/kg em P5, ambos na parte aérea. Na raiz, os teores variaram de 1580,56 mg/kg em P6, com o valor máximo obtido de 3086,10 mg/kg em P6.

O Fe foi o segundo elemento com maior concentração, predominantemente concentrando-se no tecido vegetal da parte aérea, com exceção de P6, onde a maior concentração foi observada na região radicular.

As concentrações de Fe encontradas no caule e nas folhas seguiram a seguinte ordem: a menor concentração foi observada em P6, com valor de 646,14 mg/kg, e a maior concentração foi encontrada em P3, com 1692,80 mg/kg. Na raiz, o menor valor foi de 289,26 mg/kg em P4, e o maior valor foi de 1197,12 mg/kg em P5.

Um dos fatores que podem explicar a concentração elevada de Fe é que, dentre todos os atributos avaliados na água, ele foi o que apresentou o maior teor, conforme evidenciado na Tabela 2.

Traços de Fe disponíveis para as plantas desempenham papel crucial no desenvolvimento de plantas, uma vez que participam da respiração celular e estão presentes em muitas enzimas (Malavolta, 2006; Page *et al.*, 2012).

O Fe como micronutriente essencial desempenha papel fundamental em diversas atividades celulares das plantas, incluindo reações redox, respiração e fotossíntese (Kobayashi; Nozoye; Nishizawa, 2019).

Quando expostas a concentrações elevadas de Fe, algumas espécies de plantas

absorvem e armazenam grandes quantidades nos seus tecidos, podendo apresentar alguns sintomas de toxicidade, como amarelamento das folhas ou bronzeamento, além de exibir escurecimento das raízes. A toxicidade deste elemento depende de diversos fatores, como a idade da planta e a espécie (Chatterjee; Gopal; Dube, 2006; Siqueira-Silva *et al.*, 2012).

Considerado um micronutriente essencial para as plantas desempenharem suas atividades, o Mn, embora seja exigido em pequenas quantidades pelas plantas, desempenha papel importante na atividade fotossintética e ativação de enzimas (Alejandro *et al.*, 2020).

A quantidade desse elemento encontrada no tecido vegetal (foliar e raiz) das macrófitas, em sua maioria manteve-se superior na parte aérea em relação aos valores encontrados na região radicular. A concentração na região foliar foi mais elevada nos pontos P1, com 471,99 mg/kg, P3, com 582,53 mg/kg, P4, com 407,78 mg/kg, e P5, com 564,69 mg/kg. Na raiz, dois pontos apresentaram valores superiores: P2, com 443,02 mg/kg, e P6, que registrou quase o triplo da concentração em relação às dos outros pontos, atingindo 1534,62 mg/kg.

O excesso de Mn pode inibir a absorção de outros elementos como Ca, Mg, Fe e P (Zhao *et al.*, 2017). Com exceção do Fe, todos os elementos listados anteriormente foram encontrados em pequenas quantidades na estrutura da planta, na qual o Mn pode ter influenciado na captação desses elementos.

Também considerado elemento importante para as plantas, Cu participa dos processos metabólicos, fisiológicos e bioquímicos, atuando em processos enzimáticos (Ritter *et al.*, 2014).

Este elemento desempenha papel crucial, pois está envolvido no transporte de elétrons na fotossíntese, contribuindo para o metabolismo celular e lipídico (Chen *et al.*, 2022b).

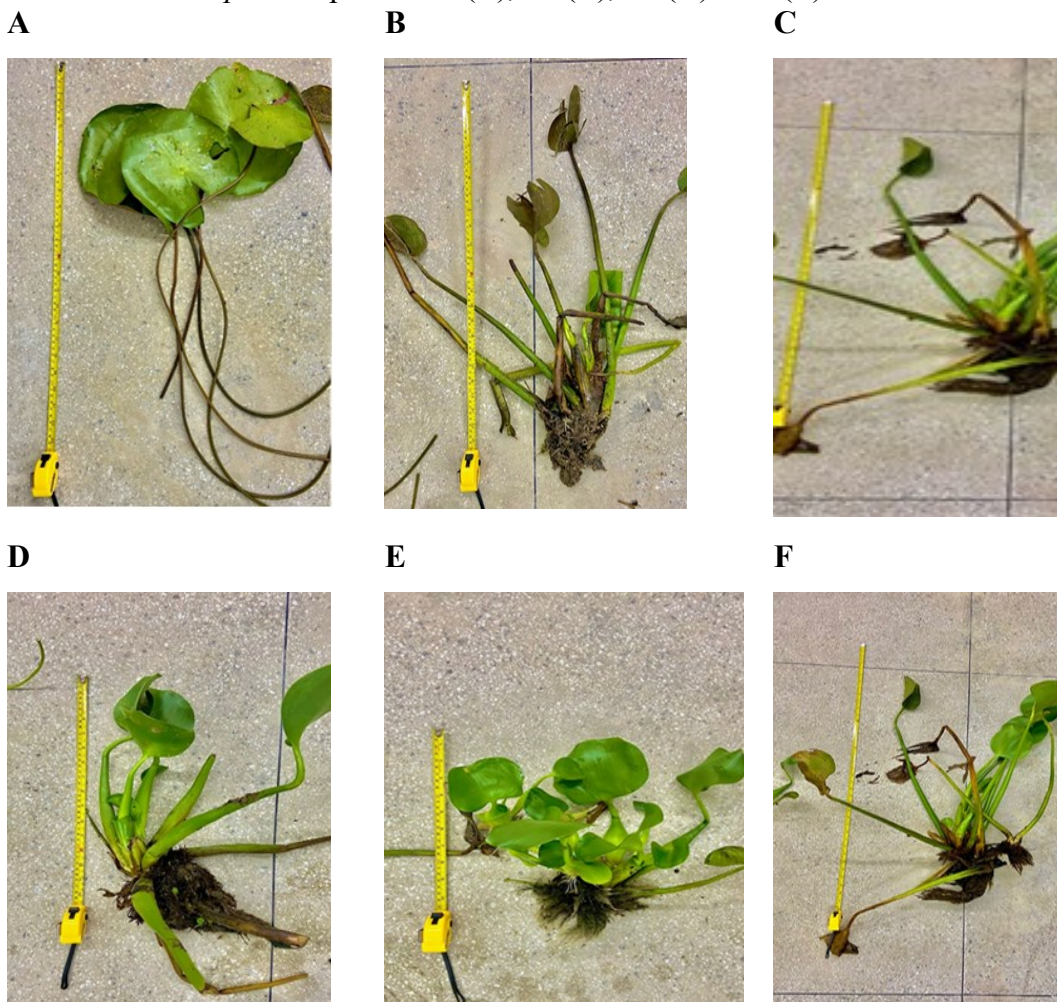
Comparando os valores obtidos para as concentrações de Cu na parte aérea, observa-se grande discrepância entre os pontos. O ponto P5 foi o de menor valor, registrando 0,25 mg/kg. Em contraste, os pontos P3 e P4 apresentaram valores expressivos de 5,92 mg/kg e 4,89 mg/kg, respectivamente.

Na raiz, o menor valor de Cu foi registrado no ponto P1, com 0,47 mg/kg, ao passo que o ponto 3 apresentou o maior valor, atingindo 4,36 mg/kg. Isso demonstra que esse ponto apresentou valores elevados nas duas regiões da planta.

Os pontos P3 e P4, onde as concentrações de Cu foram mais elevadas, estão

localizados na região central da cidade de Mossoró-RN, um setor exposto a águas pluviais. No entanto, as plantas nessas localidades apresentaram grande porte, conforme ilustrado na Figura 5.

Figura 5. Características botânicas das macrófitas *Nymphaea alba* no Ponto 1 (A) e *Eichhornia crassipes* nos pontos P2 (B), P3 (C), P5 (D) a P6 (E).



P1 - Barragem de Gênio (Folhas muito largas, pecíolos finos, raízes muito finas); P2- Ponte do Alto da Conceição (Folhas muito largas, pecíolos com grande espessura, região radicular grande, densa e escurecida); P3 - Barragem do Centro (Folhas médias, pecíolos médios, raízes muito finas); P4 - Canal da Ilha de Santa Luzia (Folhas muito largas, pecíolos com grande espessura, região radicular grande, densa e escurecida); P5 - Ponte da Leste-Oeste (Folhas muito largas, pecíolo com espessura média e região radicular grande, densa e levemente escurecida); e P6 - Barragem das Barrocas (Folhas muito largas, pecíolos com grande espessura e sistema radicular grande, denso e escurecido).

Fonte: Acervo do autor (2024).

O Zn é um micronutriente altamente requisitado devido ao seu papel nos processos fisiológicos das plantas, especialmente no metabolismo de carboidratos, síntese de proteínas e ativação de enzimas (Andrejić *et al.*, 2018)

O ponto P1, onde a macrófita *Nymphaea alba* foi coletada, apresentou menor

teor de Zn, 11,69 mg/kg na parte aérea, e região radicular com valores de 8,32 mg/kg. O ponto com a maior concentração foi P3, localizado no barramento central da cidade de Mossoró-RN. Em comparação com os demais pontos, tanto a parte aérea quanto a radicular apresentaram valores superiores, sendo 26,56 mg/kg na parte aérea e 22,82 mg/kg na radicular.

Um estudo realizado por Wei *et al.* (2021) no processo de fitorremediação, utilizando diferentes tipos de plantas, observou que a tolerância e a capacidade de absorção de Zn dependem de cada espécie vegetal.

Os resultados para os níveis de Cr encontrados nos aguapés (*Eichhornia crassipes*) no trecho urbano do Rio Apodi-Mossoró, na cidade de Mossoró-RN, foram mais elevados no sistema radicular, especialmente nos pontos P1, P2, P4 e P5, tendo o P2 registrado o valor mais alto, 5,87 mg/kg. Na parte aérea, o ponto 3 apresentou a maior concentração, com um valor expressivo de 9,27 mg/kg, o mais significativo em toda a análise para o Cr.

A incorporação de Cr^{6+} ao meio ambiente pode ocorrer naturalmente ou em decorrência da atividade antrópica. Essas substâncias encontram-se disponíveis em diversas formas, sendo o íon Cr^{6+} o mais comum, o qual as plantas absorvem com mais facilidade (Prasad *et al.*, 2021; Singh; Kumar; Panghal, 2021).

Se utilizado em baixas concentrações, Ni favorece o aumento da concentração de clorofila, o que possibilita a melhoria da fotossíntese e, conseqüentemente, eleva a produtividade (Atta-Aly *et al.*, 1999).

No presente estudo, as concentrações de Ni ocorreram da seguinte forma: as maiores concentrações foram encontradas na parte radicular das macrófitas, com exceção do P3, que apresentou 0,43 mg/kg, e o P6, com 2,58 mg/kg, sendo as menores concentrações encontradas na raiz. A maior concentração na raiz foi observada em P2, com 4,51 mg/kg. Na parte aérea de todos os pontos analisados, a maior concentração foi observada em P6, atingindo 6,23 mg/kg.

Pb, Hg e Cd são considerados metais pesados com alto grau de toxicidade (Duffus, 2002)

Dentre os metais pesados, foram avaliados os níveis de Pb, elemento com os maiores teores. Pb é um metal pesado não essencial, cuja exposição excessiva no solo traz diversos danos ao meio ambiente (Amari; Ghnaya; Abdelly, 2017; Gerhardt; Gerwing; Greenberg, 2017). Ausente de finalidade biológica nas plantas, o Pb não apenas acarreta problemas fisiológicos, como também causa alterações na morfologia e

danos bioquímicos (Zeng *et al.*, 2007; Kumar; Smita; Flores, 2017).

Os pontos cuja concentração na parte aérea foi superior foram o P3 e P6, com 13,0 mg/kg e 13,25 mg/kg, respectivamente. Os pontos em que a raiz apresentou maiores concentrações foram P1, P2, P4 e P5, com valores obtidos na região radicular de 9,31 mg/kg, 11,90 mg/kg, 11,29 mg/kg e 8,00, respectivamente.

Como observado, a *Eichhornia crassipes* é capaz de absorver elevados teores desse metal pesado, estocando em ambas as regiões da planta.

Por fim, o Cd foi o metal pesado com concentrações muito inferiores às do Pb, apresentando traços desses elementos tanto na região aérea quanto na radicular.

O Cd é um elemento não essencial resultante de atividades antrópicas, considerado também um contaminante de elevado impacto ambiental. Quando absorvido pelas plantas, este elemento provoca vários problemas, como o retardamento do crescimento e a inibição da fotossíntese, o que ocasiona desequilíbrio de nutrientes (Aery; Rana 2003; Nagajyoti; Lee; Sreekanth, 2010).

O menor valor na região aérea foi de 0,09 mg/kg, encontrado em P5, e na raiz foi de 0,43 mg/kg, em P3. Os maiores valores observados na parte superior da planta foram de 0,94 mg/kg no ponto 6, e na parte inferior foi de 0,98 mg/kg, obtido no ponto 4.

3.1.2 Fator de bioacumulação e fator de translocação

Na Tabela 6, constam os valores dos fatores de bioacumulação (FB) dos macronutrientes, micronutrientes e metais pesados nas macrófitas *Nymphaea alba* e *Eichhornia crassipes* coletadas no trecho urbano do Rio Apodi-Mossoró em Mossoró-RN.

Os bioacumuladores metálicos são plantas capazes de estocar altos níveis de elementos em seus tecidos, especialmente os metais pesados, os quais são grandes contribuintes para a poluição do solo e da água (Corso *et al.*, 2018; Yang *et al.*, 2021).

Para o macronutriente N, o maior FB ocorreu no ponto P2, com 20,88, ao passo que o menor foi encontrado em P6 (4,44).

Ambientes aquáticos com elevados teores de P são indicativos de um ambiente eutrófico. Observa-se que foi no ponto P3 que as macrófitas apresentaram a maior bioacumulação, com 15,52, ao passo que no ponto P4 foi registrada a menor bioacumulação (3,97).

Dos macronutrientes importantes para a vida vegetal, destaca-se o K, que obteve os maiores índices entre os três na Tabela 6. O acúmulo de K foi significativo em todos os pontos analisados, porém no ponto P6 se mostrou muito superior aos demais pontos, com índice de 2862,01.

Tabela 6. Valores do fator de bioacumulação (FB) dos elementos químicos pelas macrófitas *Nymphaea alba* (ponto P1) e *Eichhornia crassipes* (pontos P2 a P6) no trecho urbano do Rio Apodi-Mossoró, em Mossoró-RN.

Elementos químicos	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Ponto 4	Ponto 5	Ponto 6
	Médias e desvio-padrão					
N	18,51± 7,77	20,88±19,89	11,57 ± 4,40	7,91 ± 7,57	8,51 ± 13,16	4,44 ± 2,59
P	8,07± 6,03	11,59 ± 7,20	15,52 ± 12,65	3,97 ± 2,70	7,67 ± 9,55	5,72 ± 6,87
K	36,76 ± 23,75	45,75 ± 23,47	44,79 ± 21,62	54,19 ± 16,57	2862,01 ± 7930, 31	34,46 ± 13,60
Ca	8,77 ± 24,72	0,02 ± 0,02	2,38 ± 6,72	0,01 ± 0,01	0,02 ± 0,02	0,02 ± 0,02
Mg	0,02 ± 0,03	0,04 ± 0,03	11,96 ± 33,79	0,10 ± 0,22	0,04 ± 0,02	0,05 ± 0,05
Na	988,90 ± 717,18	1215,07 ± 1092,40	972,38 ± 954,32	692,18 ± 740,43	1381,52 ± 1534,32	999,10 ± 894,02
Fe	101,26 ± 68,12	3008,98 ± 4109,08	80,57 ± 55,52	31,08 ± 43,94	5122,39 ± 6050,89	2868,94 ± 3271,55
Mn	404,35 ± 525,47	3370,45 ± 4760,89	925,46 ± 1946,13	126,58 ± 139,86	1005,57 ± 1377,02	1718,69 ± 1918,96
Cu	2,87 ± 1,33	4,81 ± 3,39	68,57 ± 74,70	5421,43 ± 8987,01	1504,46 ± 779,62	2811,25 ± 1530,50
Zn	122,73 ± 131,82	34,98 ± 43,51	1694,83 ± 3189,15	106,32 ± 131,43	57,20 ± 54,11	34,93 ± 24,90
Cr	7574,11 ± 7677,22	49,88 ± 23,34	11291,96 ± 12057,11	5448,21 ± 5103,91	4906,25 ± 7377,54	9062,50 ± 5305,78
Pb	16669,64 ± 8767,15	55,76 ± 15,31	12,86 ± 7,80	20,43 ± 6,10	5,27 ± 3,59	8,31 ± 4,18
Cd	1245,54 ± 391,04	1350,89 ± 477,99	774,11 ± 646,62	22,71 ± 10,61	6,38 ± 4,26	1406,25 ± 1132,14
Ni	6298,21 ± 4314,53	6500,89 ± 2328,77	5344,64 ± 5828,69	6342,86 ± 2983,70	5683,04 ± 3512,44	8806,25 ± 5090,36
Ordem	Pb >Cr> Ni>	Ni >Mn>Fe>	Cr >Ni>Zr>	Ni >Cr>Cu>	Ni >Fe>Cr>	Cr >Ni>Fe>
decrecente	Cd>Na>Mn>Zn>	Cd>Na>Pb>Cr>	Na>Mn>Cd>Fe>	Na>Mn>Zn>K>	Cu>K>Na>Mn>	Cu>Mn>Cd> Na>
dos valores	Fe>K>N>Ca>	K>Zn>N>P>	Cu>K>P>Mg>	Fe>Cd>Pb>N>	Zn>N>P>Cd>	Zn>K>Pb>P>
de FB	P>Cu> Mg	Cu>Mg> Ca	P>N> Ca	P>Mg> Ca	Pb>Mg> Ca	N>Mg> Ca

P1 - Barragem de Genésio; P2- Ponte do Alto da Conceição; P3 - Barragem do Centro; P4 - Canal da Ilha de Santa Luzia; P5 - Ponte da Leste-Oeste; e P6 - Barragem das Barrocas.
 Fonte: Acervo do autor (2024).

Para Ca e Mg, os maiores teores de acumulação desses elementos nas plantas foram 8,77 para o ponto P1 e 11,96 para o ponto P3.

Na, elemento que apresentou elevado teor no ambiente aquático, demonstrou bioacumulação bastante acentuada. As plantas mostraram-se tolerantes a esse elemento considerando o nível de concentração que absorveram: os valores variaram de 692,18 no ponto P4 até 1381,52 em P6.

A bioacumulação do Fe e do Mn obtida foi bastante distinta entre os pontos. Alguns apresentaram menor bioacumulação, como o ponto P4, com valores de 31,08 para o Fe e 126,58 para o Mn, ao passo que o ponto P6 apresentou valores bastante elevados, atingindo 5122,29 para o Fe. O ponto com a maior concentração de Mn foi o P2, com 3370,45.

Cu demonstrou pequenas bioacumulações nos pontos P1 e P2, registrando valores de 2,87 e 4,81, respectivamente. Ao analisar os níveis de cobre na água, foram identificados traços desse elemento em todos os pontos. Entretanto, as plantas apresentaram valores significativamente superiores aos da água, provocando considerável bioacumulação no ponto P6 (2811,25), e no ponto 4 foi registrado o maior acúmulo, atingindo 5421,43. Nessas áreas, as plantas conseguiram absorver quantidade considerável de Cu disponível no meio aquático.

Para os níveis encontrados de Zn, o resíduo no tecido vegetal da planta que registrou o menor índice bioacumulador foi o P6, com valor de 34,93. No entanto, o ponto que apresentou o maior FB foi P3, com consideráveis 1694,83. Nesse ponto, foram observadas maiores concentrações desse elemento na água, sugerindo possível oferta mais abundante e, consequentemente, maior absorção pela macrófita.

A bioacumulação observada no Cr revelou que na maioria dos pontos os valores ficaram acima de 4000, exceto pelo ponto P2, que registrou FB de 49,88. Ao comparar com os níveis encontrados na água, a maioria dos pontos apresentava apenas traços desse elemento. No entanto, em P2 ocorreu a maior concentração média de Cr na água, indicando que a planta absorveu consideravelmente menos em comparação ao P3, que, por exemplo, apresentou índice de 11291,96.

Para o Ni, a maioria dos pontos apresentou similaridade na bioacumulação, conforme observado na Tabela 6, demonstrando que a planta absorve bem esse elemento sempre que disponível no meio. O ponto com a maior bioacumulação foi o P6, com 8806,25.

Dentre os metais altamente tóxicos para a maioria das plantas, devido à total

ausência de benefícios, encontram-se Pb e Cd. São elementos nocivos, porém algumas macrófitas apresentam resistência a eles. No caso do Pb, os valores ficaram abaixo de 60 na maioria dos pontos, mas o ponto que se destacou dos demais foi o P1, com o elevado valor de 16.669. Nesse local, os moradores da região realizam lavagem de veículos, e esse elevado valor possivelmente pode ter sido provocado, também, pela proximidade de rodovia movimentada. No entanto, estudos mais abrangentes de uso e ocupação da bacia do Rio Apodi-Mossoró poderiam apontar outras possíveis fontes de Pb neste manancial.

A bioacumulação de Cd foi superior em três pontos onde predominam a macrófita aguapé (*Eichhornia crassipes*), com os seguintes valores: P1 registrou 1245,54, seguido por P2 com 1350,89, e o ponto com o maior índice foi o P6, alcançando 1406,25.

Para avaliar se determinada macrófita apresenta eficiência de bioacumulação, o FB deverá ser maior que 1. Quando isso ocorre, significa que a planta tem potencial para fitorremediação (Leung *et al.*, 2017). Em 86% dos elementos químicos avaliados (NKT, P, K, Na, Fe, Mn, Cu, Zn, Cr, Pb, Cd e Ni), houve $FB > 1$, ao passo que em apenas 14% dos elementos químicos estudados (Mg e Ca) houve $FB < 1$, especificamente o Mg em todos os pontos (P1 a P6) e Ca nos pontos P2, P4, P5 e P6.

Câmara *et al.* (2015), investigando a capacidade fitorremediadora da *Eichhornia crassipes* no Rio Apodi-Mossoró em Mossoró-RN, identificaram índices de bioacumulação maiores que 1 para os elementos químicos Si, Fe, K e Mn, concordando com os resultados do presente estando quanto à magnitude dos valores de FB do Fe, K e Mn.

Com relação ao FB, pode-se destacar que é influenciado pela espécie de macrófita e qualidade da água considerando as fontes de poluição difusa que variam sua tipologia em cada ponto.

Para as macrófitas *Nymphaea alba* (ponto P1) e *Eichhornia crassipes* (pontos P2 a P6), houve comportamento distinto quanto à maior e menor capacidade de bioacumulação. Na *Nymphaea alba* (ponto P1), Pb foi o elemento químico mais bioacumulado pela planta, ao passo que Mg foi o de menor bioacumulação. Entretanto, na *Eichhornia crassipes* ocorreu alternância entre os elementos químicos mais bioacumulados (Ni e Cr). Nos pontos P2, P4 e P5, Ni foi mais bioacumulado e nos pontos P3 e P6 o Cr apresentou os maiores valores de FB. Comportamento antagônico foi notado para o elemento químico menos bioacumulado pela macrófita *Eichhornia*

crassipes, onde o Ca foi o elemento químico menos bioacumulado nos pontos P2 a P6.

O fator de translocação (FT) é um índice que representa o processo pelo qual os elementos químicos são absorvidos pelas raízes das plantas, penetrando nas células radiculares, onde podem ser armazenados ou transportados para a parte superior da planta através do xilema. A capacidade de realizar esse transporte depende da fisiologia de cada espécie de planta, de seu sistema antioxidante e de seus compartimentos vesiculares (AbdElgawad *et al.*, 2020).

Ao avaliar a eficiência de translocação dos elementos da região radicular para a parte superior, FT deverá ser superior a 1; valores muito abaixo significam que os elementos se concentram nas raízes (Ugya *et al.*, 2019).

Dessa forma, ao analisar a Tabela 7, pode-se avaliar a eficiência de translocação e como os elementos químicos se comportaram ao serem absorvidos pelas macrófitas *Nymphaea alba* e *Eichhornia crassipes*.

A translocação depende especificamente de dois fatores: pressão radicular e respiração foliar (Lasat, 1999).

Quanto ao macronutrientes N, P e K, elementos de grande importância para as plantas, o N e o P se concentraram na parte aérea em todos pontos de amostragem (P1 a P6). No entanto, a concentração de K foi menor nos pontos P1, com 0,84, e P3, com 0,78, sugerindo que esse elemento permaneceu mais concentrado na região radicular.

Tabela 7. Valores do fator de translocação (FT) dos elementos químicos pelas macrófitas *Nymphaea alba* (ponto P1) e *Eichhornia crassipes* (pontos P2 a P6) no trecho urbano do Rio Apodi-Mossoró em Mossoró-RN.

Elementos químicos	Ponto 1		Ponto 2		Ponto 3		Ponto 4		Ponto 5		Ponto 6	
	Médias	FB	Médias	FB	Médias	FB	Médias	FB	Médias	FB	Médias	FB
N	1,41		1,32		1,54		1,92		1,12		1,04	
P	1,01		1,22		1,07		1,14		1,38		2,03	
K	0,84		1,34		0,78		1,16		1,55		1,42	
Ca	1,29		1,67		1,36		0,62		4,24		1,28	
Mg	1,41		1,44		5,98		0,62		1,53		1,80	
Na	1,18		1,12		0,88		1,19		1,26		2,95	
Fe	2,12		1,38		7,76		2,65		2,91		1,57	
Mn	1,68		1,44		9,66		2,97		1,67		2,62	
Cu	9,32		2,15		4,24		13,08		2,72		2,72	
Zn	1,83		0,51		2,37		1,21		1,39		1,48	
Cr	1,73		0,20		3,37		0,07		0,25		9,80	
Pb	1,04		1,08		1,95		1,15		0,68		1,40	
Cd	2,79		0,74		0,71		0,30		0,12		2,43	
Ni	2,12		1,55		19,86		0,67		0,69		23,23	
Ordem decrescente dos valores de FT	Cu>Cd> Ni= Fe>Zn>Cr>Mn> N=Mg>Ca>Na> Pb>P> K		Cu>Ca>Ni> Mn=Mg>Fe>K> N>P>Na>Pb> Cd>Zn> Cr		Ni>Mn>Fe> Mg>Cu>Cr>Zn> Pb>N>Ca>P> Na>K> Cd		Cu>Mn>Fe> N>Zn>Na>K> Pb>P>Ni>Mg= Ca>Cd> Cr		Ca>Fe>Cu> Mn>K>Mg>Zn> P>Na>N>Ni> Pb>Cr> Cd		Ni>Cr>Na> Cu>Mn>Cd> P> Mg> Fe> Zn>K> Pb>Ca> N	

P1 - Barragem de Gênésio; P2- Ponte do Alto da Conceição; P3 - Barragem do Centro; P4 - Canal da Ilha de Santa Luzia; P5 - Ponte da Leste-Oeste; e P6 - Barragem das Barrocas.
Fonte: Acervo do autor (2024).

K e P são considerados elementos limitantes para o desenvolvimento de várias plantas no Brasil (Silveira *et al.*, 2004). Como observado, houve uma biomassa menor nas plantas dos pontos P1 e P3 em comparação com os demais pontos de amostragem (Tabela 3).

Ca e Mg apresentaram translocação superior a 1 em todos os pontos, exceto no ponto P4, onde ambos os elementos apresentaram FT de 0,62, concentrando-se esses elementos químicos nas raízes.

Na foi translocado para a parte aérea em todas as amostras na análise de tecido vegetal, com exceção do P3, que apresentou valor próximo a 1, com um valor de 0,88.

Os elementos Fe, Mn e Cu apresentaram $FT > 1$, indicando que esses elementos foram absorvidos pelas raízes e transportados para a parte aérea das macrófitas. Das mencionadas anteriormente, nota-se que as maiores translocações ocorreram com o Mn e o Cu. Estudos conduzidos por Mesquita *et al.* (2021) utilizando a *Pennisetum purpureum* revelaram grande concentração de dois elementos no tecido vegetal da planta: Mn e Cu.

Zn e Pb apresentaram fatores maiores que 1 em cinco pontos, com exceção do P2 para o Zn, que registrou 0,51, e do P5 para o Pb, que apresentou 0,68. Nessas duas ocasiões, os elementos químicos avaliados se concentraram na parte radicular.

Pesquisas conduzidas por Borges *et al.* (2023) também identificaram $FT < 1$ para o Pb em três tratamentos realizados, evidenciando a hiperacumulação desse metal na parte radicular.

Os níveis de Cr encontrados no tecido radicular foram significativamente elevados em metade dos pontos, apresentando valores próximos a zero. FT muito baixo evidencia que o metal não se deslocou para a parte superior da planta. Os níveis observados nestes pontos foram: P1 com 0,20, P4 com 0,007 e P5 com 0,25; nos demais pontos, FT ficou superior a 1. Cd também apresentou valores abaixo de 1 em três ocasiões: P3, com 0,71; P4, com 0,30; e P5, com 0,12.

Em um estudo sobre a bioacumulação de metais em macrófitas aquáticas cultivadas espontaneamente em áreas ricas em Fe na Espanha, foi observado acúmulo de Cd nas raízes, com valores de FT variando entre 0,24 e 0,65 (Basallote *et al.*, 2023).

Ni demonstrou, na maioria dos casos, uma translocação para a parte superior da planta, com exceção do ponto P4, que registrou 0,67, e do ponto P6, que apresentou 0,69. Este elemento foi o que apresentou os valores de maior magnitude do FT, alcançando 23,23 em P5.

No FT, também ocorreu influência nos resultados com relação à espécie de macrófita e na qualidade da água nos pontos amostrados pela tipologia da poluição difusa.

Diferentemente do FB, as macrófitas *Nymphaea alba*, no ponto P1, e *Eichhornia*

crassipes, especificamente nos pontos P2 a P4, apresentaram comportamento semelhante quanto ao elemento químico com maior translocação (Cu), porém os maiores valores de FT nos pontos P3 (Ni), P5 (Ca) e P6 (Ni) foram distintos quando as duas macrófitas são comparadas. Com relação aos elementos químicos menos translocados, a macrófita *Nymphaea alba* em P1 teve o K, diferindo da macrófita *Eichhornia crassipes*, para a qual a menor translocação ocorreu nos pontos P2 e P4, P3 e P5, e P6 com os elementos químicos Cr, Cd e N, respectivamente.

3.2 Estatística multivariada

Os dados foram submetidos à avaliação de correlação significativa existente entre as variáveis estudadas, utilizando a matriz de correlação de Pearson, onde, posteriormente, foram submetidos à análise de componentes principais (ACP) e à análise fatorial (AF).

3.2.1 Matriz de correlação de Pearson

Nas Tabelas 8 e 9, estão apresentados os oito elementos analisados no tecido vegetal da planta, representados pelo fator de bioacumulação (FB) e fator de translocação (FT), respectivamente. Os valores obtidos foram avaliados com um nível de significância $\alpha = 0,05$, permitindo, dessa maneira, a identificação da correlação entre as variáveis e quais apresentaram maior significância. Ressalta-se que os valores destacados em vermelho indicam as correlações significativas que existiram entre os elementos avaliados. Casos em que a correlação é positiva indicam que as variáveis correlacionadas tanto podem aumentar quanto diminuir. Para os casos em que há correlação negativa, quando uma variável aumenta a outra necessariamente diminui.

Na análise estatística multivariada, a aplicação da matriz de correlação é fundamental para identificar as relações significativas entre as variáveis investigadas. Esse procedimento não apenas valida e fundamenta as análises posteriores, como também esclarece sobre eventuais mudanças que podem ocorrer tanto no ambiente aquático quanto na macrófita, ao longo dos períodos seco e chuvoso.

Ao examinar a Tabela 8, identificam-se algumas correlações significativas entre as variáveis avaliadas para o fator de bioacumulação (FB).

Tabela 8. Matriz de correlação linear de Pearson entre o fator de bioacumulação (FB) dos elementos químicos Zn, Mn, Fe, Cr, Ni, Pb, Cd e Na.

	Zn	Mn	Fe	Cr	Ni	Pb	Cd	Na
Zn	1,00	0,10	-0,08	-0,05	0,41	-0,08	0,20	-0,12
Mn	0,10	1,00	0,05	-0,04	0,11	-0,07	0,28	0,02
Fe	-0,08	0,05	1,00	-0,10	-0,05	-0,12	-0,03	-0,05
Cr	-0,05	-0,04	-0,10	1,00	0,12	0,77	0,29	-0,06
Ni	0,41	0,11	-0,05	0,12	1,00	0,09	0,67	-0,15
Pb	-0,08	-0,07	-0,12	0,77	0,09	1,00	0,24	-0,07
Cd	0,20	0,28	-0,03	0,29	0,67	0,24	1,00	-0,08
Na	-0,12	0,02	-0,05	-0,06	-0,15	-0,07	-0,08	1,00

Fonte: Acervo do autor (2024).

Depois de analisar os coeficientes, foi observada correlação positiva moderada entre o íon Ni e os íons Zn, e uma correlação forte com o Cd. Além disso, uma correlação bastante forte foi identificada entre Pb e Cr.

Na Tabela 9, estão apresentados os coeficientes da matriz de correlação de Pearson para o fator de translocação (FT) dos elementos químicos Zn, Mn, Fe, Cr, Ni, Pb, Cd e Na. Ao analisar a Tabela 9, evidenciam-se diversas correlações significativas entre as variáveis estudadas.

Tabela 9. Matriz de correlação linear de Pearson entre os fatores de translocação dos elementos químicos Zn, Mn, Fe, Cr, Ni, Pb, Cd e Na.

	Zn	Mn	Fe	Cr	Ni	Pb	Cd	Na
Zn	1,00	0,58	0,51	-0,03	-0,10	0,01	-0,10	-0,13
Mn	0,58	1,00	0,79	0,00	-0,09	0,15	-0,05	-0,11
Fe	0,51	0,79	1,00	0,00	0,00	0,20	-0,13	-0,12
Cr	-0,03	0,00	-0,00	1,00	0,33	0,30	0,46	0,70
Ni	-0,10	-0,09	0,00	0,33	1,00	0,36	0,15	0,04
Pb	0,01	0,15	0,20	0,30	0,36	1,00	0,27	-0,04
Cd	-0,10	-0,05	-0,13	0,46	0,15	0,27	1,00	0,28
Na	-0,13	-0,11	-0,12	0,70	0,04	-0,04	0,28	1,00

Fonte: Acervo do autor (2024).

Na translocação, todas as correlações foram significativas positivas, demonstrando que os elementos químicos em estudo apresentam comportamento parecido na translocação da raiz para parte aérea.

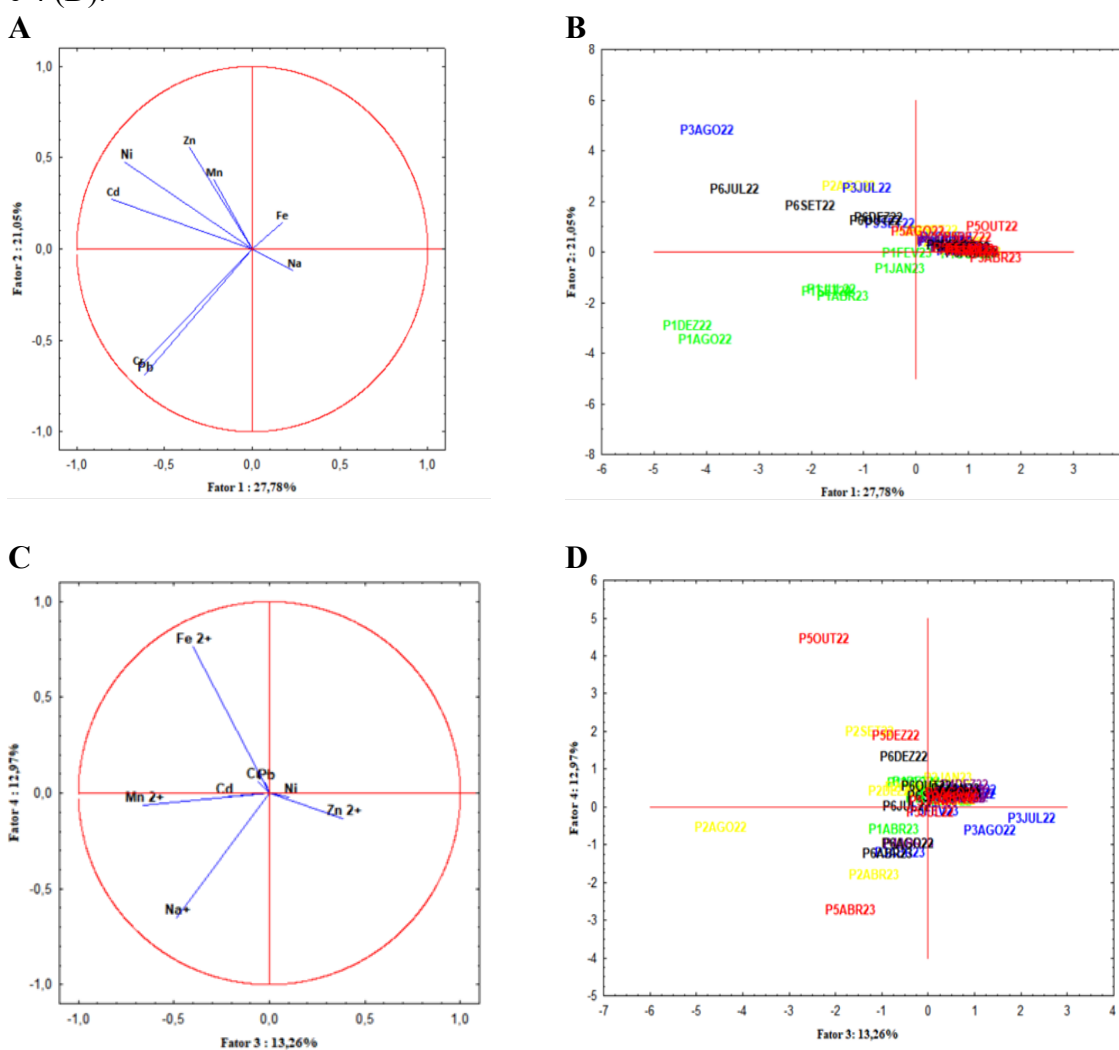
Zn mostrou correlação com Mn e Fe. O Cr foi o elemento que apresentou o maior número de correlações significativas, com os elementos Pb, Ni, Cd e uma correlação bastante

forte com o Na. O Pb também apresentou correlação com o Cr e Ni.

3.2.2 Análise de componentes principais (ACP)

FB foi submetido à análise de componentes principais. Esse tipo de análise objetiva simplificar e identificar os principais componentes. Na Figura 6, constam as variáveis de bioacumulação e projeção dos pontos e meses do ano em que as coletas ocorrerão.

Figura 6. Projeção das variáveis no plano de fatores, correlacionando os fatores 1 e 2 (A) e fatores 3 e 4 (C) para a bioacumulação; projeção dos pontos de coleta e dos meses do ano nos quais ocorreram coletas e análises da água do rio e do tecido vegetal das macrófitas (estação seca e estação chuvosa) no plano de fatores, correlacionando os fatores 1 e 2 (B) e os fatores 3 e 4 (D).



Fonte: Acervo do autor (2024).

A Figura 6A apresenta o círculo de correlações existentes entre os fatores 1 e 2. Nesse caso, pode-se destacar como mais importantes e significativas aquelas variáveis com o maior

comprimento de vetor e que, portanto, mais se aproximaram da borda do círculo de correlações.

Na bioacumulação utilizando a análise de componentes principais (ACP), foi possível identificar quatro componentes com autovalor igual ou superior a 1. O fator 1 foi correlacionado com o fator 2; posteriormente, avaliou-se a correlação do fator 3 com o fator 4.

Destacam-se como os mais importantes nessa correlação os FB das variáveis Cd e Ni. O comprimento dos vetores para o FB de Cd e Ni formam menor ângulo com o vetor horizontal que é correspondente à componente 1; além disso, se apresenta em sentido oposto ao sódio, indicando que quando há aumento na bioacumulação de Cd e Ni pode existir redução na bioacumulação de Na.

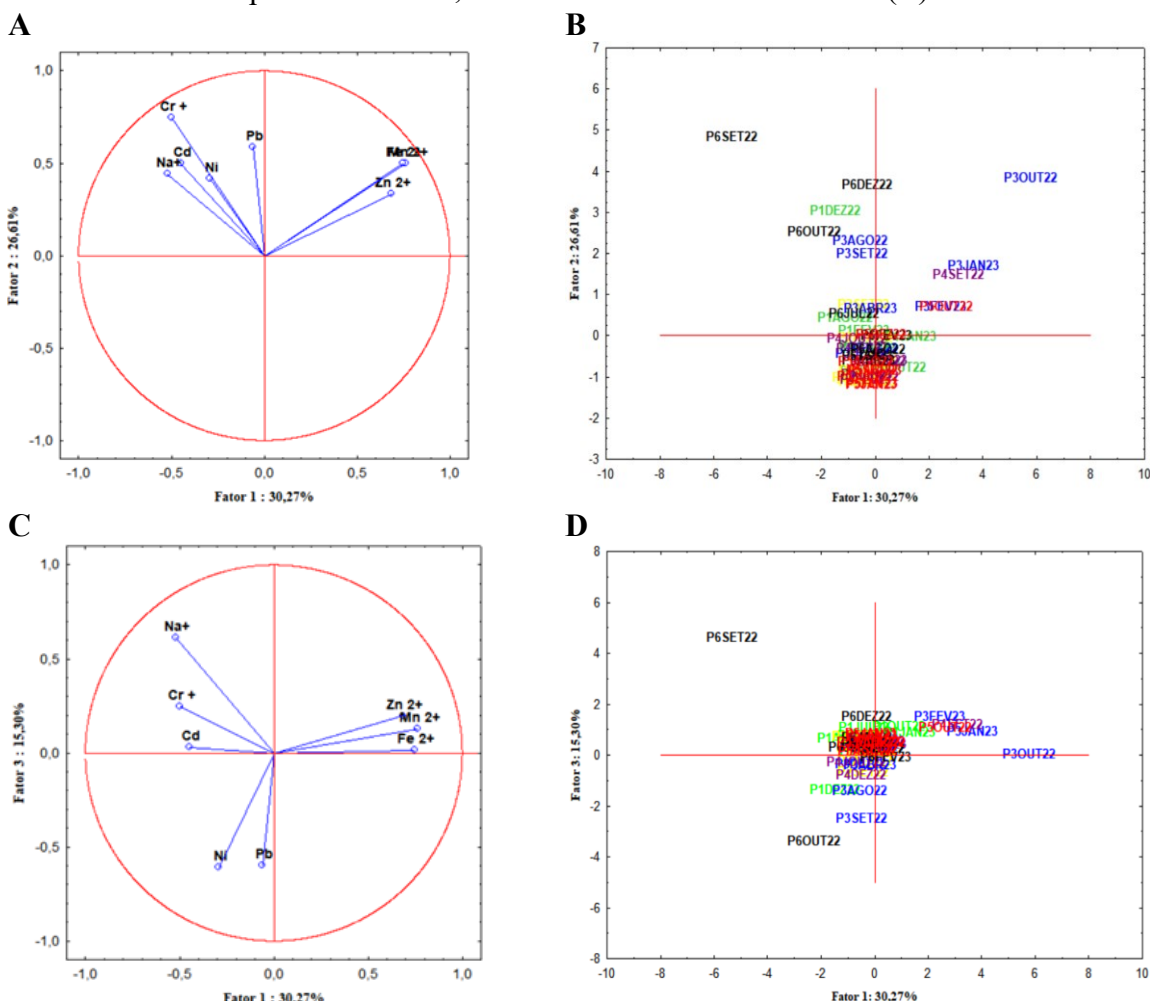
Também considerados elementos significativos e importantes, tem-se o Pb e Cr, ambos pertencentes a componente 2, já que o ângulo formado entre as variáveis e o eixo vertical é menor do que o ângulo formado com a componente 1. Embora apresentem a mesma direção que a bioacumulação de Fe, o sentido é oposto, nos levando a crer que a intensificação da bioacumulação de Pb e Cr não favorece a bioacumulação do Fe no tecido vegetal da planta. Os demais elementos estudados mantiveram-se mais próximos ao centro do círculo de correlações e não foram tão importantes.

A Figura 6B apresenta o comportamento das variáveis ao longo do tempo de coleta, mostrando a direção e o sentido das mais importantes. Desse modo, notou-se que a amostragem P3 no mês de agosto de 2022 foi muito importante em relação aos elementos químicos Cd e Ni. No entanto, para Pb e Cr o ponto de amostragem que favoreceu a bioacumulação dos metais supracitados foi o P1 nos meses de agosto e dezembro de 2022.

Para o fator 3 correlacionado com o fator 4 (Figura 6C), destaca-se como mais importante nessa correlação a variável FB de Na, pois esse elemento está mais próximo ao vetor horizontal, correspondente ao componente 3, ao passo que Fe pertence ao fator 4, que é o eixo vertical.

Na Figura 6D, tem-se o comportamento das variáveis ao longo do tempo de coleta, diferenciou-se a amostragem P5 em outubro de 2022, que foi crucial em relação ao FB de Fe. No entanto, para a bioacumulação do Na, o período mais significativo foi o P5 em abril de 2023.

Figura 7. Projeção das variáveis no plano de fatores, correlacionando os fatores 1 e 2 (A) e os fatores 1 e 3 (C) de amostras de tecido vegetal, considerados para translocação; projeção da capacidade de deslocar elementos químicos da raiz para parte superior ao longo dos períodos seco e chuvoso no plano de fatores, correlacionando os fatores 1 e 2 (B) e os fatores 1 e 3 (D).



Fonte: Acervo do autor (2024).

Na análise da translocação utilizando a ACP, foram identificados quatro componentes com autovalor igual ou superior a 1. O fator 1 foi correlacionado com o fator 2 e, posteriormente, foram avaliadas as correlações entre os fatores 1 e 3.

Na translocação, conforme mostrado na Figura 7A, evidenciou-se na ACP que o fator 1 está correlacionado com o fator 2. Nessa análise, muitos elementos ficaram bastante próximos da borda vermelha do círculo, principalmente o FT do Zn, Mn e Fe. Os mais centralizados demonstraram não ser tão importantes para esses fatores.

O FT do Zn, Mn e Fe está mais próximo ao vetor horizontal, correspondente ao componente 1, ao passo que a translocação do Cr se mostrou mais importante no fator 2, representado pelo vetor vertical.

Na Figura 7B, é evidenciado o comportamento das variáveis ao longo do tempo de

coleta. Destaca-se a amostragem P3 no mês de outubro de 2022, que foi crucial em relação ao FT do Fe, Mn e Zn. No entanto, para a translocação de Cr, o período mais significativo foi o P6 em setembro de 2022.

Para o fator 1 correlacionado com o fator 3, conforme mostrado na Figura 7C, como citado anteriormente, o fator 1 está relacionado ao eixo horizontal, correspondendo ao FT do Zn, Mn e Fe, ao passo que os elementos mais relevantes corresponderam ao eixo vertical; para o fator 3, com a mesma direção e sentido, são os valores de FT do Ni e Pb.

Avaliando as amostras durante todo o período de coleta, percebe-se na Figura 7D que a amostragem do P6 em setembro de 2022 foi muito importante para a translocação do Na, ao passo que no mesmo mês, para o ponto 3 em outubro de 2022, foi relevante para o FT do Zn, Mn e Fe.

3.2.3 Análise Fatorial (AF)

Para a análise fatorial, foram obtidos os coeficientes apresentados nas Tabelas 10 e 11, referentes à bioacumulação e translocação, respectivamente. O método de rotação utilizado foi do tipo varimax normalizada, para a extração de autovalores, variância total, variância total acumulada e cargas fatoriais.

Tabela 10. Cargas fatoriais extraídas das variáveis da bioacumulação da *Nymphaea alba* e *Eichhornia crassipes* em diferentes regiões do trecho urbano do Rio Apodi-Mossoró e respectivos autovalores, variância total e variância total acumulada.

Atributos	Fator 1	Fator 2	Fator 3	Fator 4
Zn	0,66	-0,25	0,22	0,24
Mn	0,37	-0,07	-0,61	-0,35
Fe	-0,10	-0,10	0,07	-0,88
Cr	0,08	0,92	0,03	0,05
Ni	0,87	0,09	0,05	0,03
Pb	0,03	0,92	0,06	0,07
Cd	0,77	0,33	-0,23	-0,12
Na	-0,26	-0,06	-0,76	0,30
Autovalores	2,22	1,68	1,06	1,03
Variância total (%)	27,77	21,05	13,26	12,97
Variância total acumulada (%)	27,77	48,83	62,09	75,05

Fonte: Acervo do autor (2024).

Para essa análise, o fator que apresenta a maior porcentagem da variância total é considerado o mais importante e representativo na análise fatorial, o que, neste caso, corresponde ao fator 1.

Para a bioacumulação, a Tabela 10 mostra a presença de quatro autovalores ≥ 1 , formando, assim, quatro fatores. Cada um desses fatores apresenta uma porcentagem de variância total em torno de 27,77%, 21,05 %, 13,26 % e 12,97%, respectivamente. Para a variância total acumulada, os valores correspondentes foram de 27,77%, 48,83%, 62,09% e 75,05%, respectivamente. Portanto, a soma de todos os fatores envolvidos na análise fatorial corresponde a 75,05%, acima da variância total acumulada de 70% proposta por Chianca *et al.* (2023) e Oliveira Júnior *et al.* (2021).

Para avaliar a bioacumulação nas macrófitas *Nymphaea alba* e *Eichhornia crassipes* no Rio Apodi-Mossoró, no trecho urbano da cidade de Mossoró-RN, foram considerados doze atributos de avaliação, dos quais oito foram incluídos neste método. Dentre os oito fatores de bioacumulação obtidos, dois deles (Ni e Cd) pertencem ao fator 1, com cargas fatoriais de 0,87 e 0,77, respectivamente. No caso do fator 2, os elementos que pertencem a este fator foram representados pela bioacumulação de Cr e Pb, ambos com carga fatorial de 0,92. No fator 3, o FB do Na apresentou carga fatorial de -0,76, e no fator 4 o FB do Fe ficou com uma carga fatorial de -0,88.

Para o fator 1, tem-se forte correlação entre os valores de FB do Ni e Cd, apresentando cargas fatoriais positivas, indicando que o acúmulo desses dois elementos na planta está associado à absorção dos demais, principalmente o FB do Na, com carga fatorial de -0,26, e o FB do Fe, com carga fatorial de -0,10.

No fator 2, a maior correlação positiva ocorre entre o FB do Cr e o Pb, os quais influenciam na absorção de muitos elementos, como Zn, Mn, Fe e Na, apresentando cargas fatoriais de -0,25, -0,07, -0,10 e -0,06, respectivamente.

Com relação ao fator 3, o FB do Na apresenta carga fatorial de -0,76, sendo o mais importante. No entanto, este fator apresenta porcentagem de variância total de 13,26%, abaixo dos dois primeiros fatores. Da mesma forma, o fator 4 tem porcentagem de variação total próxima à do fator 3, com 12,97%. O FB com a maior carga fatorial negativa é o Fe, com -0,88.

Dessa forma, ao avaliar a disponibilidade de elementos encontrados na água e os níveis encontrados na planta, notou-se que Cd e Ni são os mais bioacumuláveis, uma vez que apresentam elevados índices de acúmulo na planta. A macrófita também apresenta afinidade para absorver os elementos Cr e Pb, com grande intensidade.

Avaliando a translocação dos elementos nas macrófitas *Nymphaea alba* e *Eichhornia crassipes*, a Tabela 11 mostra a presença de três autovalores ≥ 1 , formando, desse modo, três fatores.

Tabela 11. Cargas fatoriais extraídas das variáveis da translocação da *Nymphaea alba* e *Eichhornia crassipes* em diferentes regiões do trecho urbano do Rio Apodi-Mossoró.

Atributos	Fator 1	Fator 2	Fator 3
Zn	0,78	-0,05	-0,11
Mn	0,92	-0,02	0,03
Fe	0,89	-0,07	0,12
Cr	0,04	0,89	0,27
Ni	-0,12	0,11	0,78
Pb	0,17	0,10	0,82
Cd	-0,10	0,59	0,32
Na	-0,08	0,90	-0,19
Autovalores	2,42	2,13	1,22
Variância total (%)	30,26	26,61	15,30
Variância total acumulada (%)	30,26	56,88	72,18

Fonte: Acervo do autor (2024).

Cada um desses fatores apresenta uma porcentagem de variância total em torno de 30,26%, 26,61 % e 15,30%. Para a variância total acumulada, os valores correspondentes foram de 30,26%, 56,68% e 72,18%, respectivamente. Desse modo, a soma de todos os fatores envolvidos na análise fatorial corresponde a 72,18% para os valores de FT. Na translocação, utilizaram-se os mesmos atributos citados anteriormente para análise fatorial da bioacumulação.

Das oitos variáveis para o fator de translocação obtidos, Zn, Mn e Fe pertencem ao fator 1, com cargas fatoriais de 0,78, 0,92 e 0,89, respectivamente. No caso do fator 2, a bioacumulação de Cr e Na, com carga fatorial de 0,89 e 0,90, e para o fator 3, Ni e Pb, apresentando cargas fatoriais de 0,78, e 0,82, respectivamente.

No fator 1, é possível observar forte correlação entre os valores de FT dos elementos químicos Zn, Mn e Fe, cujas cargas fatoriais são positivas, indicando significativa movimentação desses íons na planta, da rizosfera para a parte aérea. Esta dinâmica também afeta a movimentação dos íons Ni, Cd e Na, que apresentam cargas fatoriais de -0,12, -0,10 e -0,08, respectivamente.

No fator 2, destaca-se a correlação positiva entre o FT dos elementos químicos Cr e Na, os quais exercem influência na translocação dos elementos Zn (-0,50), Mn (-0,02) e Fe (-0,07). No fator 3, o FT do Ni e o Pb apresentam cargas fatoriais de 0,77 e 0,71, respectivamente, sendo os mais significativos. Entretanto, este fator exibe porcentagem de variância total de 15,30%, consideravelmente abaixo dos dois primeiros fatores.

As macrófitas se mostraram excelentes plantas bioacumuladoras dos elementos avaliados. Alguns desses elementos apresentaram grande mobilidade dentro da planta, ao passo que outros ficaram mais retidos na raiz.

Estas plantas têm a capacidade de absorver e acumular grandes quantidades de metais, os quais podem permanecer nas raízes ou ser translocados para sua parte aérea. Essa translocação depende de diversos fatores ambientais e das características específicas de cada elemento. Dependendo do seu destino final, as macrófitas podem ser utilizadas na fitorremediação, ou seja, na remoção de contaminantes do solo ou da água (Agunbiade; Olu-Owolabi; Adebawale, 2009).

Dentre todos os elementos avaliados, as macrófitas demonstraram maior propensão para acumular no seu ambiente natural, em sua estrutura, os elementos na seguinte ordem: Pb, Cr e Ni. Semelhantemente, um estudo realizado com *Eichhornia crassipes* mostrou boa eficácia na remoção de elementos como Cd, Co, Cr, Mn, Ni, Pb e Zn, com concentrações abaixo de 10 mg/L (Soltan; Rashed, 2003).

Outro estudo, realizado no Paquistão, em regiões com baixa precipitação pluvial, em torno de 435,6 mm, utilizando uma forragem, revelou as maiores concentrações de elementos químicos na raiz, incluindo os metais Cd, Co, Fe e Pb, ao passo que nas folhas foram encontrados em maiores teores os metais Cr, Mn e Zn (Bhatti *et al.*, 2018).

Pb foi destaque na bioacumulação pela macrófita *Nymphaea alba*, mas na translocação foi Cu. No estudo de Mahamadi; Nharingo (2010), a ordem de bioacumulação foi $Pb > Cd > Zn$. Pb se acumula de forma diferenciada nas diversas partes do tecido vegetal, especialmente nas raízes (Gutsch *et al.*, 2019). Desse modo, os teores de Pb nas plantas tendem a decrescer da seguinte forma: raízes, folhas, caule, inflorescência, sementes (Nas; Ali, 2018).

Algumas plantas hiperacumuladoras de Pb apresentam características anatômicas e fisiológicas que têm a capacidade de inibir o seu transporte dentro da planta, criando barreiras que dificultam o transporte do Pb para outras partes (Pielichowska; Wierzbicka, 2004).

Ni foi o elemento químico que a planta mais acumulou nos pontos P3 e P6. É importante notar que as concentrações da água nos locais coletados foram significativamente menores do que os valores encontrados no tecido vegetal (Tabela 2). Assim, dependendo da disponibilidade no ambiente do elemento químico, plantas têm grande capacidade de acumular Ni em sua biomassa (Tabinda *et al.*, 2021; Zhang *et al.*, 2020).

As macrófitas do presente estudo demonstraram boa capacidade de absorção de Cd. Maine, Duarte e Suñé (2001) mostraram que a *Eichhornia crassipes*, durante um período de monitoramento de 21 dias, apresentou capacidade de absorção de Cd de até 72%.

A *Eichhornia crassipes* apresenta grande tolerância ao Cd, devido à sua capacidade de autorregulação para manter suas funções (Li *et al.*, 2015).

Testes utilizando Cd e Zn com e a macrófita *Eichhornia crassipes* mostraram grande

capacidade de bioacumulação desses elementos, principalmente na região radicular, em comparação com a parte aérea (Sricoth *et al.*, 2018).

Destaca-se a capacidade da *Eichhornia crassipes* para acumular Cd e Zn, sendo considerada uma acumuladora moderada desses elementos, além de possuir a capacidade de acumular Cr^{6+} (Saha; Shinde; Sarkar, 2017).

O Cr foi o terceiro elemento que apresentou maior biocumulação encontradas no trecho urbano do Rio Apodi-Mossoró. Estudos realizados por Sundaramoorthy *et al.* (2010) submeteram a *Eichhornia crassipes* a águas com concentração de 100 mg/L de Cr. Na pesquisa, a *Eichhornia crassipes* apresentou maior capacidade de bioacumulação em comparação às outras macrófitas testadas. Os níveis de Cr ficaram bem distribuídos, com concentração na raiz em cerca de 75% e nas folhas em aproximadamente 60%, mostrando que são boas fitorremediadoras para esse elemento em águas contaminadas.

Uma pesquisa conduzida por Vajpayee *et al.* (2000) constatou que altos teores de Cr provocaram redução do conteúdo proteico da *Nymphaea alba*. Os resultados indicaram que as plantas toleraram cromo até 1 μM . Os referidos autores afirmaram que concentrações menores (1 μM) facilitaram o acúmulo de Cr, com remoção máxima de Cr de 92,81%.

Um estudo eficaz na determinação quantitativa de Cr na água e nas plantas foi conduzido por Espinoza-Quiñones *et al.* (2009), revelando a remoção de Cr do meio aquático e sua acumulação nas raízes, bem como sua translocação para a parte aérea. Este estudo demonstrou que a *Eichhornia crassipes* teve boa resistência ao Cr^{6+} durante o período de 23 dias.

Algumas plantas fitorremediadoras desenvolvem mecanismos de tolerância a certos metais, incluindo a capacidade de translocar o Cr da raiz para a parte aérea. Essa translocação do Cr para a parte aérea pode ser uma adaptação para reduzir a toxicidade causada por esse elemento (Ghosh; Singh, 2005b).

Outra adaptação de plantas removedoras de Cr se refere à capacidade de imobilizar o Cr na parede celular, evitando seu deslocamento para áreas como mitocôndrias e cloroplastos (Chen *et al.*, 2022a).

A pesquisa desenvolvida por Gupta *et al.* (2015) revelou que a absorção de Cr^{6+} é maior em ambientes contendo fenol. A combinação desses elementos forma complexos facilmente absorvidos pelas plantas.

Por outro lado, não existem muitos estudos relatando as concentrações de fenóis no Rio Apodi-Mossoró, tampouco foi possível identificar qual tipo de Cr estava presente em maior proporção.

Para melhorar a compreensão sobre a absorção de Cr pelas plantas, são necessários estudos mais abrangentes. As plantas absorvem o Cr em diversas formas oxidativas; principalmente o Cr^{3+} e o Cr^{6+} podem interferir na absorção de outros nutrientes essenciais (Sinha; Pakshirajan; Chaturvedi, 2018).

Dos elementos mencionados anteriormente, todos se acumularam na raiz, exceto o Cr, que apresentou boa translocação na planta. Os elementos mais importantes na translocação foram: Zn, Fe, Mn, Cr e Na, tendo Zn a maior carga de translocação.

Agunbiade, Olu-Owolabi e Adebawale (2009) realizaram estudo para identificar a capacidade de fitorremediação da *Eichornia crassipes* em águas costeiras contaminadas com metais, nas proximidades do Oceano Atlântico na Nigéria. Os referidos autores identificaram que todos os elementos foram translocados na *Eichornia crassipes*, apresentando taxa de translocação superior a 1, o que demonstra sua eficácia na fitorremediação desses elementos (As, Cd, Cu, Cr, Fe, Mn, Ni, Pb, V e Zn).

A translocação mais efetiva ocorreu com Zn, Fe e Mn, considerados micronutrientes essenciais para muitas plantas. É possível que a *Eichornia crassipes* necessite desses elementos na parte foliar para realizar alguma atividade específica.

Uma pesquisa realizada para verificar o acúmulo e translocação de Cu e Zn em plantas de *Crambe abyssinica* mostrou que a translocação do Zn foi superior à do Cu. No caso do Zn, houve maior concentração na região foliar em relação às raízes, mostrando mobilidade de 74,77% (Tito; Chaves; Vasconcelos, 2016).

Geralmente, Zn tem a capacidade de acumular-se nas raízes ou ser translocado para outras partes da planta por vias simbióticas e/ou exofíticas no xilema (Ali; Naseer; Sajad, 2012; Ghosh; Singh, 2005a; Sarwar *et al.*, 2017; Zou *et al.*, 2021).

4 CONCLUSÕES

Essa variabilidade na preferência dos elementos por determinadas regiões pode ser influenciada por diversos fatores, como a idade da planta, seu tamanho e a disponibilidade do elemento no ambiente.

Na Barragem de Genésio (ponto P1), foram observadas ausência da *Eichhornia crassipes* e predominância da macrófita *Nymphaea alba*, que não foi encontrada em nenhum dos demais pontos de amostragem, durante o período avaliado. A partir dessa perspectiva, pode-se inferir que essa planta habita ambientes mais preservados. No trecho urbano, o ponto 1 foi o local mais bem avaliado, sendo um indicador de áreas com pouca atividade humana.

Os metais pesados com maior capacidade de bioacumulação pelas macrófitas foram $Pb > Cr > Ni$, ao passo que os mais translocáveis foram $Ni > Cu$.

Nesse contexto, o uso da técnica de fitorremediação em ambientes naturais é de grande importância. Com manejo adequado, essa técnica pode melhorar significativamente os aspectos relacionados à qualidade da água em ambientes aquáticos poluídos/contaminados.

REFERÊNCIAS

- ABDELGAWAD, H. *et al.* Maize roots axcesots show distinct profiles of oxidative stress axcessoasant defense under heavy metal toxicity. **Environmental Pollution**, v. 258, 113705, 2020.
- ADELODUN, A. A. *et al.* Phytoremediation potentials of *Eichhornia crassipes* for nutrients and organic pollutants from textile wastewater. **International Journal of Phytoremediation**, v. 23, n. 13, p. 1333-1341, 2021.
- ADESIJI, N. E.; ADEMOLA, J. A. Soil-to-maize transfxcestor of natural radionuclides in a tropical ecosystem of Nigeria. **Nigeria Journal of Pure and Applied Physics**, v. 9, n. 1, p. 6-10, 2019.
- AERY, N. C.; RANA, D. K. Growth axcessoium uptake in barley undxcessoium stress. **Journal of Environmental Biology**, v. 24, p. 117-123, 2003
- AGUNBIADE, F. O.; OLU-OWOLABI, B. I.; ADEBOWALE, K. O. Phytoremediation potential of *Eichornia crassipes* in metal-contaminated coastal water. **Bioresource Technology**, v. 100, n. 19, p. 4521-4526, 2009.
- ALEJANDRO, S. *et al.* Manganese in plants: from acquisition to subcellular allocation. **Frontiers in Plant Science**, v. 11, 300, 2020.
- ALI, H.; NASEER, M.; SAJAD, M. A. Phytoremediation of heavy metals by *Trifolium alexandrinum*. **International Journal of Environmental Sciences**, v. 2, n. 3, p. 1459-1469, 2012.
- ALI, S. *et al.* Application of floating aquatic plants in phytoremediation of heavy metals polluted water: A review. **Sustainability**, v. 12, n. 5, p. 1927, 2020.
- ALVARES, C. A. *et al.* Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013.
- AMARI, T.; GHNAYA, T.; ABDELLY, C. Nickexcessoium and lead phytotoxicity and potential of halophytic plants in heavy metal extraction. **South African Journal of Botany**, v. 111, p. 99-110, 2017.
- ANDREJIĆ, G. *et al.* Zinc accumulation, photosynthetic gxcessonage, and chlorophyll a fluorescence in Zn-stressed *Miscanthus× giganteus* plants. **Photosynthetica**, v. 56, n. 4, p. 1249-1258, 2018.
- ATTA-ALY, M. A. Effect of nickel addition on the yield and quality of parsley leaves. **Scientia Horticulturae**, v. 82, n. 1-2, p. 9-24, 1999.
- AYANDA, O. I. *et al.* *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms: Uses, challenges, threats, and prospects. **The Scientific World Journal**, v. 2020, 2020.
- AYANDIRAN, T. A.; FAWOLE, O. O.; DAHUNSI, S. O. Water quality assessment of

bitumen polluted Oluwa river, South-Western Nigeria. **Water Resources and Industry**, v. 19, p. 13-24, 2018.

AZZELLA, M. M. *et al.* A preliminary evaluation of lake morphometric traits influence on the maximum colonization depth of aquatic plants. **Journal of Limnology**, v. 73, n. 2, p. 1-7, 2014.

BASALLOTE, M. D. *et al.* Acumulação de metais em macrófitas aquáticas cultivadas espontaneamente em substratos ricos em ferro de uma planta de tratamento passivo para drenagem ácida de minas. **Journal of Environmental Management**, v. 345, 118495, 2023.

BELLUTA, I. *et al.* Impactos provocados por metais potencialmente tóxicos dissolvidos em água e me sedimentos no córrego do cintra-Bocutu-SP. **Salusvita**. v. 27, n. 2, p. 99-118, 2008.

BESSA JUNIOR, A.; FLICKINGER, D.; HENRY-SILVA, G. G. Sedimentation rates of nutrients and particulate material in pond mariculture of shrimp (*Litopenaeus vannamei*) carried out with different management strategies. **Aquaculture**, v. 3, 736307, 2021.

BEZERRA, J. M.; BATISTA, R. O.; SILVA, P. C. M. da. Caracterização do processo de poluição dos sedimentos do Rio Apodi-Mossoró no trecho urbano de Mossoró-RN. **Sociedade & Natureza**, v. 30, p. 108-126, 2018.

BEZERRA, J. M. *et al.* Análise dos indicadores de qualidade da água do trecho urbano do Rio Apodi-Mossoró em Mossoró-RN. **Semina: Ciências Agrárias**, Londrina, v. 34, n. 6, suplemento 1, p. 3443-3454, 2013.

BHATTI, S. S. *et al.* Comparative analysis of tissue compartmentalized heavy metal uptake by common forage crop: a field experiment. **Catena**, v. 160, p. 185-193, 2018.

BLOOM, A.; SMITH, S. Nutrição mineral. In: TAIZ, L.; ZEIGER, E.; MØLLER, I.; MURPHY, A. (org.). 6.ed. **Fisiologia e desenvolvimento vegetal**. Porto Alegre: Artmed Editora, 2017. p. 119-143.

BOUTTÉ, Y.; JAILLAIS, Y. Metabolic cellular communications: feedback mechanisms between membrane lipid homeostasis and plant development. **Developmental Cell**, v. 54, n. 2, p. 171-182, 2020.

BORGES, R. C. *et al.* Uso de macrófitas para remediação de ambientes aquáticos contaminados. **Revista Foco**, v. 16, n. 11, p. 1-7, 2023.

BORNETTE, G.; PUIJALON, S. Macrophytes: ecology of aquatic plants. In: **Encyclopedia of Life Sciences (ELS)**. Chichester: John Wiley & Sons, 2009. p. 1-9.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Portaria GM/MS nº 888, de 4 de maio de 2021**. Altera o Anexo XX da Portaria de Consolidação GM/MS nº 5, de 28 de setembro de 2017, para dispor sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Brasília: DOU, 2021.

BRYKOV, V. *et al.* Photosynthetic apparatus features of *Nuphar lutea* and *Nymphaea alba* floating leaves can affect their redistribution. **Flora**, v. 292, p. 152080, 2022.

CABEZAS, M.; SÁNCHEZ, C. A. Efecto de las deficiencias nutricionales en la distribución de la materia seca en plantas de vivero de curuba (*Passiflora mollissima* Bailey). **Agronomía Colombiana**, v. 26, n. 2, p. 197-204, 2008.

CAI, C. *et al.* Utilization of nanomaterials for in-situ remediation of heavy metal (loid) contaminated sediments: A review. **Science of the Total Environment**, v. 662, p. 205-217, 2019.

CALLEGARI-JACQUES, S. M. **Bioestatística: princípios e aplicações**. Porto Alegre: Artemed, 2003.

CÂMARA, M. Y. de F. *et al.* Determinação do potencial Fitorremediador da *Eichhornia Crassipes* em ambientes naturais. **Blucher Chemistry Proceedings**, v. 3, n. 1, p. 718-729, 2015.

CARVALHO, R. G. (org.). **Rio Apodi-Mossoró: meio ambiente e planejamento** Mossoró: EDUERN, 2021.

CETESB – COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Qualidade das águas superficiais no Estado de São Paulo: Qualidade das águas interiores: águas superficiais: doces, salinas e salobras**. Apêndice C - Significado ambiental e sanitário das variáveis de qualidade das águas e dos sedimentos e metodologias analíticas e de amostragem 2022. São Paulo: CETESB, 2022.

CHATTERJEE, C.; GOPAL, R.; DUBE, B. K. Impact of iron stress on biomass, yield, metabolism and quality of potato (*Solanum tuberosum* L.). **Scientia Horticulturae**, v. 108, n. 1, p. 1-6, 2006.

CHEN, L. *et al.* Identification and quantification of the combined phytotoxcess of one element with various valences: Cr (III) and Cr (VI) for barley root elongatnan as an example. **Journal of Hazardous Materials**, v. 430, 128430, 2022a.

CHEN, G. *et al.* Physiological and molecular mechanisms of plant responxxcess copper stress. **International Journal of Molecular Sciences**, v. 23, 12950, 2022b.

CHIANCA, C. G. C. *et al.* Water quality in underground dam areas in the semiarid region of Rio Grande do Norte, Brazil. **Revista Caatinga**, v. 36, p. 663-674, 2023.

CIOCARLAN, A. *et al.* Determination of the elemental composition of aromatic plants cultivated industrially in the republic of moldova using neutron activation analysis. **Agronomy**, v. 11, n. 5, p. 1011, 2021.

CORSO, M. *et al.* Contrasting cadmium resistance strategies in two metalicolous populations of *Arabidopsis halleri*. **New Phytologist**, v. 218, n. 1, p. 283-297, 2018.

COSTA, C. S. B.; HERRERA, O. B. Halófitas brasileiras: formas de cultivo e usos. In: DIAS, N. S. *et al.* **Manejo da salinidade na agricultura: estudos básicos e aplicados**. Fortaleza: Byte Systems, 2016. p. 243-258.

DUBREUIL, V. *et al.* Os tipos de climas anuais no Brasil: uma aplicação da classificação de Köppen de 1961 a 2015. **Revista Franco-Brasileira de Geografia**, n. 37, p. 1-20, 2018.

DU, Y. *et al.* Accumulation and translocation of heavy metals in water hyacinth: Maximising the use of green resources to remediate sites impacted by e-waste recycling activities. **Ecological Indicators**, v. 115, p. 106384, 2020.

DUFFUS, "J. H. " Heavy"metals" a meaningless term?(IUPAC Technical Report). **Pure and Applied Chemistry**, v. 74, n. 5, p. 793-807, 2002.

ESPINOZA-QUINONES, Fernando Rodolfo *et al.* PIXE analysis of chromium phytoaccumulation by the aquatic macrophytes *Eichhornia crassipes*. **Nuclear Instruments and Methods in Physics Research Section B: Beam Interactions with Materials and Atoms**, v. 267, n. 7, p. 1153-1157, 2009.

FERREIRA, A. K. C. **Avaliação de métodos de análises químicas de nutrientes em tecido vegetal**. 2014. 88f. Dissertação (Mestrado em Manejo de solo e Água) – Universidade Federal Rural do Semi-árido, Mossoró, 2014.

GABALLAH, M. S. *et al.* Effect of design and operational parameters on nutrients and heavy metal removal in pilot floating treatment wetlands with *Eichhornia Crassipes* treating polluted lake water. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 28, p. 25664-25678, 2021.

GAO, Q. *et al.* Analysis and assessment of the nutrients, biochemical indexes and heavy metals in the Three Gorges Reservoir, China, from 2008 to 2013. **Water Research**, v. 92, p. 262-274, 2016.

GERHARDT, K. E.; GERWING, P. D.; GREENBERG, B. M. Opinion: Taking phytoremediation from proven technology to accepted practice. **Plant Science**, v. 256, p. 170-185, 2017.

GHOSH, M.; SINGH, S. P. A review on phytoremediation of heavy metals and utilization of it's by products. **Asian Journal on Energy and Environment**, v. 6, n. 4, p. 18, 2005a.

GHOSH, M.; SINGH, S. P. Comparative uptake and phytoextraction study of soil induced chromium by accumulator and high biomass weed species. **Applied Ecology and Environmental Research**, v. 3, n. 2, p. 67-79, 2005b.

GITET, H. *et al.* Bioaccumulation of heavy metals in crop plants grown near Almeda Textile Factory, Adwa, Ethiopia. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 188, p. 1-8, 2016.

GUPTA, A.; BALOMAJUMDER, C. Removal of Cr (VI) and phenol using water hyacinth from single and binary solution in the artificial photosynthesis chamber. **Journal of Water Process Engineering**, v. 7, p. 74-82, 2015.

GUTSCH, A. *et al.* Does long-term cadmium exposure influence the composition of pectic polysaccharides in the cell wall of *Medicago sativa* stems?. **BMC Plant Biology**, v. 19, p. 1-17, 2019.

HASSAAN, M. A.; EL NEMR, A.; MADKOUR, F. F. Environmental assessment of heavy metal pollution and human health risk. **American Journal of Water Science and Engineering**, v. 2, n. 3, p. 14-19, 2016.

HEMBERGER, J.; GRATTON, C. Floral resource pulse decreases bumble bee foraging trip duration in central Wisconsin agroecosystem. **Ecological Entomology**, v. 43, n. 4, p. 447-457, 2018.

JESUS, H. C. *et al.* Distribuição de metais pesados em sedimentos do sistema estuarino da Ilha de Vitória-ES. **Química Nova**, v. 27, n. 3, p. 378-3, 2004.

KIRKBY, E. A.; RÖMHELD, V. Micronutrientes na fisiologia de plantas: funções, absorção e mobilidade. **Informações Agronômicas**, v. 118, n. 2, p. 1-24, 2007.

KOBAYASHI, T.; NOZOYE, T.; NISHIZAWA, N. K. Iron transport and its regulation in plants. **Free Radical Biology and Medicine**, v. 133, p. 11-20, 2019.

KUMAR, B.; SMITA, K.; FLORES, L. C. Plant mediated detoxification of mercury and lead. **Arabian Journal of Chemistry**, v. 10, p. S2335-S2342, 2017.

LACERDA, F. M.; ROESER, H. M. P. Análise geoquímica e ambiental para descrição da bacia do rio Oratórios–MG. **Geochimica Brasiliensis**, v. 28, n. 2, p. 227-227, 2014.

LASAT, M. M. Phytoextraction of metals from contaminated soil: a review of plant/soil/metal interaction and assessment of pertinent agronomic issues. **Journal of Hazardous Substance Research**, v. 2, n. 1, p. 5, 1999.

LEUNG, H. M. *et al.* Monitoring and assessment of heavy metal contamination in a constructed wetland in Shaoguan (Guangdong Province, China): bioaccumulation of Pb, Zn, Cu and Cd in aquatic and terrestrial components. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 24, p. 9079-9088, 2017.

LIMA, C. T.; MACHADO, I. C.; GIULIETTI, A. M. *Nymphaeaceae* of Brasil. **Sitientibus série Ciências Biológicas**, v. 21, p. 1-71, 2021.

LIPPS W. C.; BRAUN-HOWLAND E. B.; BAXTER T. E. (Eds.) **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 24th ed. Washington DC: APHA, 2023. 1516p.

LI, Qin *et al.* Discharge dynamics of agricultural diffuse pollution under different rainfall patterns in the middle Yangtze river. **Journal of Environmental Management**, v. 347, p. 119116, 2023.

LI, X. *et al.* Physiological and proteomics analyses reveal the mechanism of *Eichhornia crassipes* tolerance to high-concentration cadmium stress compared with *Pistia stratiotes*. **PLoS One**, v. 10, n. 4, p. e0124304, 2015.

LUEDER, U. *et al.* Photochemistry of iron in aquatic environments. **Environmental Science: Processes & Impacts**, v. 22, n. 1, p. 12-24, 2020.

LU, P. *et al.* Different growth responses of an invasive weed and a native crop to nitrogen pulse and competition. **PLoS ONE**, v. 11, n. 6, p. 1-13, 2016.

MAHAMADI, C.; NHARINGO, T. Utilization of water hyacinth weed (*Eichhornia crassipes*) for the removal of Pb(II), Cd(II) and Zn(II) from aquatic environments: an adsorption isotherm study. **Environmental Technology**, v. 31, n. 11, p. 1221-1228, 2010.

MAINE, M. A.; DUARTE, M. V.; SUÑÉ, N. L. Cadmium uptake by floating macrophytes. **Water Research**, v. 35, n. 11, p. 2629-2634, 2001.

MALAVOLTA, E. **Manual de nutrição de plantas**. São Paulo: Agronômica Ceres, 2006.

MARGALEF, R. **Limnologia**. Barcelona: Ediciones Omega, 1983.

MATOS, D. A. S.; RODRIGUES, E. C. **Análise fatorial**. Brasília: Enap, 2019.

MATTINA, M. J. I. *et al.* Cycling of weathered chlordane residues in the environment: compositional and chiral profiles in contiguous soil, vegetation, and air compartments. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 21, p. 281-288, 2002.

MESQUITA, F. O. *et al.* Translocation factor of heavy metals by elephant grass grown with varying concentrations of landfill leachate. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 28, n. 32, p. 43831-43841, 2021.

MIRANDA, R. S. *et al.* Deficiência nutricional em plântulas de feijão-de-corda decorrente da omissão de macro e micronutrientes. **Revista Ciência Agronômica**, v. 41, n. 3, p. 326-333, 2010.

MOCEK-PŁÓCINIĄK, A. *et al.* Phytoremediation as an effective remedy for removing trace elements from ecosystems. **Plants**, v. 12, n. 8, p. 1653, 2023.

MOURINHA, C. *et al.* Potentially toxic elements' contamination of soils affected by mining activities in the Portuguese sector of the Iberian Pyrite Belt and optional remediation actions: a review. **Environments**, v. 9, n. 1, p. 11, 2022.

NAGAJYOTI, P. C.; LEE, K. D.; SREEKANTH, T. V. M. Heavy metals, occurrence and toxicity for plants: a review. **Environmental Chemistry Letters**, v. 8, p. 199-216, 2010.

NAS, F. S.; ALI, M. The effect of lead on plants in terms of growing and biochemical parameters: a review. **MOJ Ecology & Environmental Sciences**, v. 3, n. 4, p. 265-268, 2018.

OLIVEIRA JÚNIOR, R. F. *et al.* Multivariate statistics applied to irrigation water quality data of a watershed in the semiarid region of Brazil. **Revista Caatinga**, v. 34, n. 3, p. 650-658, 2021.

OLIVEIRA, S. P. *et al.* Conversion of forest into irrigated pasture I. Changes in the chemical and biological properties of the soil. **Catena**, v. 137, p. 508-51, 2016.

PAGE, M. D. *et al.* Fe sparing and Fe recycling contribute to increased superoxide dismutase

capacity in iron-starved *Chlamydomonas reinhardtii*. **Plant Cell**, v. 24, p. 2649–2665, 2012.

PAHALVI, H. N. *et al.* Chemical fertilizers and their impact on soil health. **Microbiota and Biofertilizers**, v. 2: ecofriendly tools for reclamation of degraded soil environs, p. 1-20, 2021.

PALMER, M.; RUHI, A. Linkages between flow regime, biota, and ecosystem processes: Implications for river restoration. **Science**, v. 365, 6459, 2019.

PARIDA, L.; PATEL, T. N. Systemic impact of heavy metals and their role in cancer development: a review. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 195, n. 6, p. 766, 2023.

PIELICHOWSKA, M.; WIERZBICKA, M. Uptake and localization of cadmium by *Biscutella laevigata*, a cadmium hyperaccumulator. **Acta Biologica Cracoviensia Series Botanica**, v. 46, p. 57-63, 2004.

PIYABOON, O.; PAWONGRAT, R.; UNARTNGAM, J. Pathogenicity, host range and activities of a secondary metabolite and enzyme from *Myrothecium roridum* on *Eichhornia crassipes* from Thailand. **Journal of Weed Biology and Management**, v. 16, p. 132-144, 2016.

PRADO, R. M. **Manual de nutrição de plantas forrageiras**. Jaboticabal: FUNESP, 2008.

PRASAD, S. *et al.* Chromium contamination and effect on environmental health and its remediation: A sustainable approaches. **Journal of Environmental Management**, v. 285, 112174, 2021.

RIBEIRO, L. F. *et al.* Impacts of shrimp farming cultivation cycles on microbenthic assemblages and chemistry of sediments. **Environmental Pollution**, v. 211, p. 307-315, 2016.

RITTER, A. *et al.* Transcriptomic and metabolomic excesses of copper stress acclimation in *Ectocarpus siliculosus* highlights signaling and tolerance mechanisms in brown algae. **BMC Plant Biology**, v. 14, n. 1, 17, 2014.

RODRIGUES, E. *et al.* Plants with possible anxiolytic and/or hypnotic effects indicated by three Brazilian cultures-Indians, afro-Brazilians, and river-dwellers. **Studies in Natural Products Chemistry**, v. 35, p. 549-595, 2008.

SAHA, P.; SHINDE, O.; SARKAR, S. Phytoremediation of industrial mines wastewater using water hyacinth. **International Journal of Phytoremediation**, v. 19, n. 1, p. 87-96, 2017.

SANTOS, H. G. *et al.* **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 5 ed. Brasília: Embrapa, 2018.

SAPUCAIA, N. S.; ARGOLLO, R. M.; BARBOSA, J. S. F. Teores de potássio, urânio, tório e taxa de produção de calor radiogênico no embasamento adjacente às bacias sedimentares de Camamu e Almada, Bahia, Brasil. **Revista Brasileira de Geofísica**, v. 23, n. 4, p. 453-475, 2005.

SARWAR, N. *et al.* Phytoremediation strategies for soils contaminated with heavy metals: modifications and future perspectives. **Chemosphere**, v. 171, p. 710-721, 2017.

SEMARH - SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS HÍDRICOS DO ESTADO DO RIO GRANDE DO NORTE. **Bacias hidrográficas**: Apodi-Mossoró. Disponível em: <http://www.semarh.rn.gov.br>. Acesso em: 10 jan. 2024.

SILVA, F. A. M. *et al.* Efeito do estresse salino sobre a nutrição mineral e o crescimento de mudas de Aroeira (**Myracrodruon urundeuva**) cultivadas em solução nutritiva. **Cerne**, v. 6, n. 1, p. 52-59, 2000.

SILVA, F. C. *et al.* **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**. 2.ed. Brasília: EMBRAPA Informação Tecnológica, 2009.

SILVEIRA, R. L. V. A. *et al.* Evaluation of the nutritional status of eucalypts: visual and foliar diagnoses and their interpretation. In: GONÇALVES, J. L. M. (org.). **Forest nutrition and fertilization**. Piracicaba: IpEF, 2004. p. 85-111.

SINHA, V.; PAKSHIRAJAN, K.; CHATURVEDI, R. Chromium tolerance, bioaccumulation and localization in plants: an overview. **Journal of Environmental Management**, v. 206, p. 715-730, 2018.

SINGH, A.; KUMAR, S.; PANGHAL, V. Adsorption of chromium (Cr⁶⁺) on dead biomass of *Salvinia molesta* (Kariba weed) and *Typha latifolia* (broadleaf cattail): isotherm, kinetic, and thermodynamic study. **Applied Water Science**, v. 11, n. 9, p. 149, 2021.

SIQUEIRA-SILVA, A. I. *et al.* Iron plaque formation and morphoanatomy of roots from species of restinga subjected to excess iron. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 78, p. 265-275, 2012.

SKOWRON, P. *et al.* Anthropogenic sources of potassium in surface water: The case study of the Bystrzyca river catchment, Poland. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 265, p. 454-460, 2018.

SOARES, Z. T. *et al.* Construção de filtros aplicando as espécies macrófitas *Pistia stratiote* e *Nymphaea alba* para o tratamento de efluentes domésticos. **Educação Ambiental em Ação**, v. 21, n. 86, p. 1, 2018.

SOLTAN, M. E.; RASHED, M. N. Laboratory study on the survival of water hyacinth under several conditions of heavy metal concentrations. **Advances in Environmental Research**, v. 7, n. 2, p. 321-334, 2003.

SRICOTH, T. *et al.* Synergistic phytoremediation of wastewater by two aquatic plants (*Typha angustifolia* and *Eichhornia crassipes*) and potential as biomass fuel. **Environmental Science and Pollution Research**, 25, p. 5344-5358, 2018.

STEFFEN, K. *et al.* Relationships between macrophyte vegetation and physical and chemical conditions in northwest German running waters. **Aquatic Botany**, v. 113, p. 46-55, 2014.

SUNDARAMOORTHY, P. *et al.* Chromium stress in paddy:(i) nutrient status of paddy under chromium stress;(ii) phytoremediation of chromium by aquatic and terrestrial weeds. **Comptes Rendus Biologies**, v. 333, n. 8, p. 597-607, 2010.

STATSOFT INC. 2020. **Statistica**: data analysis software system, version 14. Tulsa. Disponível em: <http://www.statsoft.com/>. Acesso em: 11 jan. 2024.

TABINDA, A. B. *et al.* Potential of Pistia stratiotes, Eichhornia crassipes and algae for removing Cobalt (Co) and Nickel (Ni) at various concentrations. **International Journal of Applied Chemical and Biological Sciences**, v. 2, n. 6, p. 57-67, 2021.

TAKEHISA, H. *et al.* Coexpression network analysis of macronutrient deficiency response genes in rice. **Rice**, v. 8, n. 1, p. 1-7, 2015.

THAN, K. *et al.* Fuel characterization and thermal degradation kinetics of biomass from phytoremediation plants. **Biomass and Bioenergy**, v. 134, 105469, 2020.

THIEN, B. N. *et al.* Estimation of the soil to plant transfer factor and the annual organ equivalent dose due to ingestion of food crops in Ho Chi Minh City, Vietnam. **Chemosphere**, v. 259, 127432, 2020.

TITO, G. A.; CHAVES, L. H. G.; VASCONCELOS, A. C. F. Acúmulo e translocação de cobre e zinco em plantas de *Crambe abyssinica*. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, v. 11, n. 4, p. 12-16, 2016.

UGYA, A. Y. *et al.* Phytoextraction of heavy metals and risk associated with vegetables grown from soil irrigated with refinery wastewater. **Journal of Applied Biology and Biotechnology**, v. 7, n.2, p.14-19, 2019.

VAJPAYEE, P. *et al.* Chromium (VI) accumulation reduces chlorophyll biosynthesis, nitrate reductase activity and protein content in *Nymphaea alba* L. **Chemosphere**, v. 41, n. 7, p. 1075-1082, 2000.

VASILACHI, I. C. *et al.* Occurrence and fate of emerging pollutants in water environment and options for their removal. **Water**, v. 13, n. 2, p. 181, 2021.

VICINI, L. *et al.* **Técnicas multivariadas exploratórias: teorias e aplicações no software Statistica**. Santa Maria: Ed. UFSM, 2018.

WEI, H. *et al.* Heterologous overexpression of the Arabidopsis SnRK2. 8 gene enhances drought and salt tolerance in *Populus× euramericana* cv ‘Nanlin895’. **Plant Biotechnology Reports**, v. 13, p. 245-261, 2019.

WEI, Z. *et al.* Perspectives on phytoremediation of zinc pollution in air, water and soil. **Sustainable Chemistry and Pharmacy**, v. 24, 100550, 2021.

WU, Q. *et al.* Phytostabilization potential of Jatropha curcas L. in polymetallic acid mine tailings. **International Journal of Phytoremediation**, v. 13, n. 8, p. 788-804, 2011.

YAN, A. *et al.* Phytoremediation: a promising approach for revegetation of heavy metal-

polluted land. **Frontiers in Plant Science**, v. 11, 359, 2020.

YANG, L. H. *et al.* A meta-analysis of resource pulse-consumer interactions. **Ecological Monographs**, v. 80, n. 1, p. 125-151, 2010.

YANG, Y. *et al.* Application of biochar for the remediation of polluted sediments. **Journal of Hazardous Materials**, v. 404, 124052, 2021.

ZHANG, H. *et al.* Comparative study on the bioaccumulation of lead, cadmium and nickel and their toxic effects on the growth and enzyme defence strategies of a heavy metal accumulator, *Hydrilla verticillata* (Lf) Royle. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 27, p. 9853-9865, 2020.

ZHAO, J. *et al.* Manganese toxicity inhibited root growth by disrupting auxin biosynthesis and transport in Arabidopsis. **Frontiers in Plant Science**, v. 8, p. 272, 2017.

ZHAO, S. *et al.* Regulation of plant responses to salt stress. **International Journal of Molecular Sciences**, v. 22, n. 9, 4609, 2021.

ZHENG, J.-C. *et al.* Competitive sorption of heavy metals by water hyacinth roots. **Environmental Pollution**, v. 219, p. 837-845, 2016.

ZENG, Lu S. *et al.* Effects of lead contamination on soil enzymatic activities, microbial biomass, and rice physiological indices in soil–lead–rice (*Oryza sativa* L.) system. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 67, n. 1, p. 67-74, 2007.

ZOU, J. C. *et al.* Phytoremediation potential of wheat intercropped with different densities of *Sedum plumbizincicola* in soil contaminated with cadmium and zinc. **Chemosphere**, v. 276, 130223, 2021.

ZOUARI, I. *et al.* Mineral and carbohydrates changes in leaves and roots of olive trees receiving biostimulants and foliar fertilizers. **South African Journal of Botany**, v. 135, p. 18-28, 2020.