



UNIVERSIDADE ESTADUAL DE SANTA CRUZ – UESC
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SISTEMAS AQUÁTICOS
TROPICAIS – PPGSAT
Programa associado UESC/UFSB

CAROLINA SANTOS SILVA DE ALMEIDA

INFLUÊNCIA DAS ATIVIDADES ANTRÓPICAS NA BIOGEOQUÍMICA DO
RIO ALMADA EM UM TRECHO DE IMPLANTAÇÃO DA FIOL

ILHÉUS – BAHIA
2023

CAROLINA SANTOS SILVA DE ALMEIDA

**INFLUÊNCIA DAS ATIVIDADES ANTRÓPICAS NA BIOGEOQUÍMICA DO
RIO ALMADA EM UM TRECHO DE IMPLANTAÇÃO DA FIOLE**

Dissertação apresentada à
Universidade Estadual de Santa
Cruz para obtenção do título de
Mestra em Sistemas Aquáticos
Tropicais.

Linha de Pesquisa: Ecologia de
Ecossistemas, Biogeoquímica de
nutrientes.

Orientadora: Prof^a Dr^a Daniela
Mariano Lopes da Silva.

**ILHÉUS – BAHIA
2023**

A447

Almeida, Carolina Santos Silva de.

Influência das atividades antrópicas na biogeoquímica do rio Almada em um trecho de implantação da FIOLE / Carolina Santos Silva de Almeida. – Ilhéus, BA: UESC, 2023.

67f. : il.; anexo.

Orientadora: Daniela Mariano Lopes da Silva
Dissertação (Mestrado) – Universidade Estadual de Santa Cruz. Programa de Pós-Graduação em Sistemas Aquáticos Tropicais – PPGSAT
Inclui referências.

1. Ciclos Biogeoquímicos. 2. Densidade populacional, 3. Nutrientes. 4. Efluentes. 5. Ferrovias. I. Título.

CDD 577.14

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente aos meus pais, em especial à minha mãe por todo o amor, carinho e dedicação. Em março de 2021 iniciei o mestrado e perdi a pessoa mais importante da minha vida: meu pai. Obrigada mãe pela força e apoio, não me deixando desistir.

Agradeço à Prof^a Dr^a Daniela, por ter aceitado me orientar e passar tanto conhecimento, sempre incentivando todos alunos e alunas que orienta. Tive o privilégio de ser sua aluna na graduação e hoje ser aluna no mestrado. Agradeço a disponibilidade em sempre ajudar, aos conselhos, ensinamentos, caronas e bons papos. Fico feliz em fazer parte do Laboratório de Biogeoquímica Aquática da UESC.

Às minhas amigadas: Iago, Vic, Ana, Maria, Andressa, Jully, Ingrid, Yas, Rafa, Maria Karolina, Ana Carolina e Luiza por estarem sempre ao meu lado e deixarem meus dias mais leves e cheios de amor. Vocês são essenciais na minha vida.

A Samir por todo amor e por estar comigo nos dias tristes e felizes, me incentivando a evoluir como pessoa e profissional e me aconselhando a não duvidar da minha capacidade.

Agradeço à Jess pelo apoio, acolhimento e conhecimento de laboratório que precisei durante todo esse tempo, por ter ido na minha primeira coleta de campo e estar disponível todas as vezes que precisei de ajuda até o final do mestrado.

Às minhas parceiras de laboratório: Lara, Thalia, Cris e Isa pela ajuda nas coletas e análises, pelas risadas, papos e conselhos. Sem vocês as análises seriam muito mais difíceis. Amei ter conhecido todas vocês.

A todos que fazem parte do Laboratório de Organismos Aquáticos. Em especial à Jenny por me acalmar nos momentos de ansiedade. Obrigada por todo incentivo, pelos cafés e docinhos durante as tardes.

Aos funcionários e funcionárias da UESC e aos que trabalham no pavilhão Max de Menezes, por manterem o laboratório limpo, pela manutenção e o cafézinho. Também aos motoristas que me acompanharam durante os 6 meses de coletas.

Agradeço à Universidade Estadual de Santa Cruz por conceder a infraestrutura para o desenvolvimento da pesquisa.

Ao Programa de Pós-Graduação em Sistemas Aquáticos Tropicais - PPGSAT pela oportunidade de cursar o mestrado.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão da bolsa de estudo.

INFLUÊNCIA DAS ATIVIDADES ANTRÓPICAS NA BIOGEOQUÍMICA DO RIO ALMADA EM UM TRECHO DE IMPLANTAÇÃO DA FIOLE

RESUMO

A compreensão dos ciclos biogeoquímicos e da resposta às perturbações das influências antropogênicas nos ecossistemas aquáticos é de grande importância, visto que os nutrientes podem limitar a produção primária em rios, riachos e córregos, além de apresentar elevada toxicidade em altas concentrações. Diante do exposto, o objetivo do estudo é avaliar os possíveis impactos das atividades antropogênicas na biogeoquímica de nutrientes em um trecho da Bacia Hidrográfica do Rio Almada sob a influência da implantação da FIOLE/Porto Sul. Foram realizadas 6 réplicas temporais durante os meses de junho, agosto, setembro, outubro e novembro de 2022 e janeiro de 2023 em 7 pontos de coleta que em um trecho que está sob influência da construção. Com base no presente trabalho é verificado que a BHRA já sofre forte influência antropogênica. Os resultados mostram uma predominância das formas inorgânicas de N e P comparado às formas orgânicas, tais resultados são similares a outros estudos sobre bacias impactadas. A elevada concentração de NH_4^+ nos pontos amostrados, especialmente próximos ao perímetro urbano, é um forte indicativo da descarga de efluentes não tratados. O lançamento de efluentes domésticos mostra ser um dos principais fatores pela deterioração da qualidade da água e está relacionado, principalmente, a precária infraestrutura associada à coleta e tratamento de esgotos. Os pontos localizados em áreas próximas as áreas mais urbanizadas são as que apresentam as maiores concentrações de nutrientes. Com a construção da FIOLE e do Porto Sul espera-se um aumento na densidade populacional nos vilarejos e municípios do trecho avaliado por decorrência do desenvolvimento econômico e pressão pelo

aumento das ocupações das localidades, acarretando em um maior despejo de esgotos sem tratamento nos corpos d'água e consequente alteração da biogeoquímica aquática, estrutura e funcionamento da bacia.

Palavras-chave: Ciclos biogeoquímicos; Densidade populacional; Nutrientes; Efluentes; Ferrovia.

ABSTRACT

The understanding of biogeochemical cycles and the response to perturbations of anthropogenic influences on aquatic ecosystems is of great importance, since nutrients can limit primary production in rivers and streams, besides presenting high toxicity at high concentrations. In view of the above, the objective of this study is to evaluate the possible impacts of anthropogenic activities on the biogeochemistry of nutrients in a stretch of the Almada River Watershed under the influence of the implementation of FIOLE/Porto Sul. Six temporal replications were carried out during the months of June, August, September, October and November 2022 and January 2023 at 7 collection points that in a stretch that is under the influence of the construction. Based on the present work it is verified that the BHRA already suffers strong anthropogenic influence. The results show a predominance of inorganic forms of N and P compared to organic forms, such results are similar to other studies on impacted watersheds. The high concentration of NH_4^+ in the sampled points, especially near the urban perimeter, is a strong indication of untreated effluent discharge. The discharge of domestic effluents shows to be one of the main factors for the deterioration of water quality and is mainly related to the poor infrastructure associated with the collection and treatment of sewage. The points located in areas close to the most urbanized areas are those with the highest concentrations of nutrients. With the construction of the FIOLE and the South Port, an increase in population density is expected in the villages and municipalities of the evaluated stretch due to economic development and pressure for increased occupation of the localities, leading to a greater discharge of untreated sewage into water bodies and consequent changes in aquatic biogeochemistry, structure and functioning of the basin.

Keywords: Biogeochemical cycles; Population density; Nutrients; Effluents; Railroad.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Traçado da FIOL e localização do Porto Sul. Fonte: EIA-RIMA Porto Sul, 2011. Fonte: Hydros/Orienta 2011.

Figura 2 – Mapa da área da Bacia Hidrográfica do Rio Almada (BHRA), com os pontos de coleta (P1, P2, P3, P4, P5, P6, P7), o eixo da Ferrovia de Integração Oeste-Leste e Porto Sul. Elaborado por: Autores.

Figura 3 – Fotos dos pontos de coleta ao longo do trecho da Bacia Hidrográfica do Rio Almada que está sob influência da implantação da FIOL/Porto Sul.

Figura 4 – Localização do ponto P1 e a Área de Preservação Permanente (APP) com faixa de proteção de 30 metros no entorno do corpo hídrico. Fonte: Autores, 2023.

Figura 5 – Localização do ponto P2 e a Área de Preservação Permanente (APP) com faixa de proteção de 30 metros no entorno do corpo hídrico. Fonte: Autores, 2023.

Figura 6 – Localização do ponto P3 e a Área de Preservação Permanente (APP) com faixa de proteção de 30 metros no entorno do corpo hídrico. Fonte: Autores, 2023.

Figura 7 – Localização do ponto P4 e a Área de Preservação Permanente (APP) com faixa de proteção de 30 metros no entorno do corpo hídrico. Fonte: Autores, 2023.

Figura 8 – Localização do ponto P5 e a Área de Preservação Permanente (APP) com faixa de proteção de 30 metros no entorno do corpo hídrico. Fonte: Autores, 2023.

Figura 9 – Localização do ponto P6 e a Área de Preservação Permanente (APP) com faixa de proteção de 30 metros no entorno do corpo hídrico. Fonte: Autores, 2023.

Figura 10 – Localização do ponto P7 e a Área de Preservação Permanente (APP) com faixa de proteção de 30 metros no entorno do corpo hídrico. Fonte: Autores, 2023.

Figura 11 – Distribuição de nitrogênio nos pontos de coleta da Bacia Hidrográfica do Rio Almada. Letras distintas apresentam valores com diferenças significativas ($p < 0,05$).

Figura 12 – Distribuição de fósforo nos pontos de coleta da Bacia Hidrográfica do rio Almada.

Figura 13 – Correlações estabelecidas pelo teste estatístico de Spearman entre os nutrientes e parâmetros abióticos analisados nos seis pontos de coleta. Valores sublinhados correspondem aos valores de correlações positivas ou negativas que apresentam diferenças significativas. Variáveis: NOD (nitrogênio orgânico dissolvido), TR (taxa respiratória), pH (potencial hidrogeniônico), OD (oxigênio dissolvido), SST (sólidos suspensos totais), NOP (nitrogênio orgânico particulado), POP (fósforo orgânico particulado), POD (fósforo orgânico dissolvido), PO_4^{3-} (fosfato), PT (fósforo total), NO_2^- (nitrito), NO_3^- (nitrato), CE (condutividade elétrica) (CE), Clor-a (clorofila-a), N:P (razão Nitrogênio:Fósforo), NH_4^+ (n-amoniacal), NT (nitrogênio total).

Figura 14 – Distribuição de NID (nitrogênio inorgânico dissolvido), NOD (nitrogênio orgânico dissolvido), NOP (nitrogênio orgânico particulado), Razão N:P (Nitrogênio:Fósforo) e Clor-a (clorofila-a) nos pontos de coleta

Figura 15 – Distribuição de PID (fósforo inorgânico dissolvido), POD (fósforo orgânico dissolvido), POP (fósforo orgânico particulado), Razão N:P (Nitrogênio:Fósforo) e Clor-a (clorofila-a) nos pontos de coleta.

Figura 16 – Nitrogênio e Fósforo inorgânicos dissolvidos na Bacia Hidrográfica do Rio Almada entre os anos de 2014, 2016 e 2023 (Fonte: 2014: Franco et al., 2014; 2016: Santana et al., 2016; 2023: presente estudo) e porcentagem da população atendida com esgotamento sanitário em município próximo aos pontos de coleta (Fonte: SNIS).

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Impactos ambientais resultantes do processo de funcionamento da ferrovia no perímetro urbano de Teresina. FONTE: Adaptado de Fogliatti, 2004. (Araújo et al., 2012). Elaborado por: Autores, 2023.

Tabela 2 - Localização dos pontos de coleta ao longo do trecho da Bacia Hidrográfica do Rio Almada que está sob influência da implantação da FIO/Porto Sul.

Tabela 3 – Valores dos parâmetros físico-químicos: pH, condutividade elétrica (CE), oxigênio dissolvido (OD), TR (taxa respiratória), temperatura (T) e SST sólidos suspensos totais) nos pontos de coleta ao longo na Bacia Hidrográfica do Rio Almada. (Média, \pm Desvio Padrão, Min-Máx). Letras distintas indicam diferenças estatisticamente significantes ($p < 0,05$). Elaborado por: Autores, 2023.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	10
1.1	Biogeoquímica na Mata Atlântica	11
1.2	A Ferrovia de Integração Oeste-Leste e o Porto Sul	13
1.3	A Construção de Ferrovias e Suas Consequências nas Mudanças de Uso do Solo	15
1.4	Influências das Atividades Antropogênicas na Biogeoquímica Aquática	17
2	OBJETIVOS	18
2.1	Objetivo Geral	18
2.2	Objetivos Específicos	18
3	METODOLOGIA	18
3.1	Área de Estudo	18
3.2	Amostragem	20
3.3	Seleção dos Pontos de Coleta	20
3.3.1	Descrição Qualitativa dos Pontos de Coleta	22
3.4	Procedimento Experimental	27
3.5	Procedimento Analítico	28
3.5.1	Nitrogênio e Fósforo inorgânico (NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+ , PO_4^{3-}), orgânico dissolvido (NOD e POD) e particulado (NOP e POP)	28
3.5.2	Clorofila-a	28
3.5.3	Taxa respiratória	28
3.6	Análises Estatísticas	29
4	RESULTADOS	29
4.1	Parâmetros Abióticos	29
4.2	Nutrientes Inorgânicos e Orgânicos	31
4.2.1	Nitrogênio	31
4.2.2	Fósforo	33
4.2.3	Razão N:P x Clorofila-a	35

4.2.4	Evolução das Concentrações dos Nutrientes e Porcentagem da População Atendida com Esgotamento Sanitário	36
5	DISCUSSÃO	37
6	CONCLUSÃO	42
	REFERÊNCIAS	44

1 INTRODUÇÃO

Os ciclos biogeoquímicos são processos naturais que reciclam elementos em diferentes formas químicas. O nitrogênio, o fósforo, o oxigênio, entre outros elementos, percorrem estes ciclos, unindo todos os componentes bióticos e abióticos na biosfera e permitem a continuidade do equilíbrio dinâmico, estando intimamente relacionados com processos geológicos, químicos, hidrológicos e biológicos (Tundisi, 2010).

A demanda por nutrientes em um sistema aquático decorre das necessidades de elementos disponíveis no meio. Os ciclos de nitrogênio (N) e fósforo (P) estão interligados pelos processos bióticos e abióticos em corpos d'água (Schlesinger et al., 2011). A alteração da disponibilidade de um desses elementos pode impactar na ciclagem de outros elementos, modificando substancialmente a estrutura e funcionamento dos ecossistemas (Dodds e Smith, 2016).

Aproximadamente 78% da atmosfera é composta por nitrogênio molecular (N_2), que está indisponível para a maioria dos organismos. O processo de fixação disponibiliza o nitrogênio à biosfera através da ação de cianobactérias e bactérias fotossintetizantes capazes de romper a tripla ligação do N_2 , disponibilizando as formas reativas orgânicas e inorgânicas. As principais fontes de N para ecossistemas aquáticos continentais são a fixação biológica, precipitação e aporte orgânico e inorgânico de ecossistemas adjacentes (Troeh e Thompson, 2007). O aumento em grande escala pelo aporte de rejeitos domésticos e industriais não tratados ou parcialmente tratados nos corpos d'água também influencia na disponibilidade do nutriente no ecossistema aquático, sendo um fator limitante nestes ambientes (Galloway, 2008).

O N inorgânico é a forma biodisponível preferencial e, em sistemas aquáticos, pode estar principalmente na forma de NO_3^- e de NH_4^+ . A excreção, decomposição e a produção de exsudatos são as principais rotas pelas quais o N é reciclado novamente para a forma inorgânica. Quando nos ecossistemas, classificam-se as formas de N como: nitrogênio orgânico particulado (NOP), nitrogênio orgânico dissolvido (NOD) e nitrogênio inorgânico dissolvido (NID)

sendo este último encontrado na forma de nitrato, nitrito, amônia, íon amônio, óxido nitroso e nitrogênio molecular (Potter et al., 2010; Chen et al., 2020).

A compreensão dos processos biogeoquímicos do nitrogênio e da resposta às perturbações das influências antropogênicas nos ecossistemas aquáticos é de grande importância, visto que este nutriente pode limitar a produção primária em rios, riachos, córregos e águas subterrâneas, além de apresentar elevada toxicidade em altas concentrações (Lin et al., 2020). Associado ao nitrogênio, o fósforo (P) regula a produtividade primária nos ecossistemas aquáticos por ser um fator limitante da produção e possuir relevância como macronutriente (Dodds et al., 2002).

Em águas continentais, a presença de P é devido ao intemperismo e lixiviação de rochas fosfatadas (Tundisi, 2010). Quando nos ecossistemas, pode-se classificar as formas de P como: fosfato, fósforo total, fósforo particulado orgânico e inorgânico e fósforo dissolvido inorgânico (PID) e orgânico (Filho et al., 2012; Nunes, 2013).

A disponibilidade de P em ecossistemas aquáticos também pode aumentar à medida que fatores como esgotos domésticos (Aristi et al., 2015) e utilização de fertilizantes agrícolas e agrotóxicos (Gabriele et al., 2013), por exemplo, são lançados sem tratamento prévio nos cursos d'água. Assim como para o N, atualmente existe um desequilíbrio global na ciclagem deste nutriente. Em perspectiva global, as concentrações aumentaram em, aproximadamente, 75% desde a era pré-industrial (Bennet et al., 2001).

Os compostos de N e P são nutrientes de especial preocupação, dado ao seu papel na limitação da produtividade em ecossistemas aquáticos, assim, estão diretamente ligados à eutrofização do ambiente cujo processo a princípio, ocorre naturalmente em corpos hídricos. No entanto, em águas fluviais submetidas à forte impacto antrópico, a eutrofização tende a ser acentuada. Isto, por sua vez, causa a mortandade da biota e consequente queda da biodiversidade fluvial (Pissarra et al., 2022).

1.1 Biogeoquímica na Mata Atlântica

Diversos estudos vêm sendo desenvolvidos relacionados à biogeoquímica de N e P de bacias hidrográficas em biomas brasileiros, tanto

em áreas preservadas (Sudduth et al., 2013; Figueiredo et al., 2014; Salemi et al., 2015) quanto em áreas impactadas (Rocha et al., 2019; Santos et al., 2020; de Andrade Costa et al., 2020; Okumura et al., 2020; Santos et al., 2022) colaborando com estudos afim de servir de base para mitigação de impactos causados pela influência antropogênica. Dentre os biomas, destaca-se a Mata Atlântica, visto que esta é considerada um hotspot pelo seu alto nível de endemismo (Gomes-da-Silva e Forzza, 2021), apresentando mais de 90% de sua distribuição original no Brasil, ocorrendo também em partes da Argentina e Paraguai (Mittermeier et al. 2004).

No Brasil, a Mata Atlântica sofreu generalizada mudança de uso da terra e degradação florestal pelo desmatamento em função de sua localização litorânea e os variados ciclos econômicos processados em seu domínio (Marcilio-Silva et al., 2018; de Lima et al., 2020).

A princípio, a floresta estendia-se do estado do Ceará ao estado do Rio Grande do Sul por 1.306.421 km². A redução de 92,19% da Mata Atlântica produziu fragmentos nos quais ainda sobrevivem milhares de espécies endêmicas da fauna e flora. Além disso, a floresta é responsável pela manutenção do clima, abastecimento de água, controle da erosão do solo e de enchentes (Crouzeilles et al., 2019).

Pode-se destacar estudos desenvolvidos na Mata Atlântica em diversos estados brasileiros (de Lima et al., 2020; de Siqueira et al., 2021; Carlucci et al., 2021; Romanelli et al., 2022; Mantovani et al., 2022; Marques et al., 2023). Os remanescentes existentes ao norte da cidade de Ilhéus, no estado da Bahia, estão em grande parte preservados nas Áreas de Preservação Ambiental (APA) da Bacia Hidrográfica do Rio Almada (BHRA), no Corredor Central da Mata Atlântica e no Parque Estadual da Serra do Conduru (Dias et al., 2014; Palomo, 2015).

Esta região é considerada uma área estratégica para a implantação de diversas obras de engenharia, como porto, aeroporto e ferrovia. Porém, este desenvolvimento econômico regional merece atenção em função da possibilidade de comprometimento da qualidade ambiental da BHRA, uma vez que estamos falando da principal fonte para o abastecimento público das cidades de Almadina, Barro Preto, Coaraci, Itabuna, Itajuípe e Uruçuca, além de constituir belezas cênicas naturais, entre elas a Lagoa Encantada,

remanescentes florestais de Mata Atlântica, sítios arqueológicos e paleontológicos (Franco et al., 2012).

1.2 A Ferrovia de Integração Oeste-Leste e o Porto Sul

Neste contexto, por ser considerada uma área economicamente estratégica e para não sobrecarregar a Região Metropolitana de Salvador, onde se situa o porto exportador de Aratu, a Bahia Mineração LTDA gerou um projeto por consequência da alta demanda de grãos do Oeste Baiano e minério de ferro de Caetité (BA). A soma das duas demandas viabilizou o projeto de ferrovia EF-334, denominada Ferrovia de Integração Oeste-Leste (FIOL) (EIA-RIMA, 2009) e a construção do terminal marítimo Porto Sul.

A FIOL, possui aproximadamente 1.527 km de extensão e interliga os municípios de Figueirópolis (TO) a Ilhéus (BA) (Angarten et al., 2017) (figura 1). De acordo com o Relatório de Impacto Ambiental (RIMA), a ferrovia tem como objetivo principal substituir, quando possível, o transporte rodoviário pelo transporte ferroviário nas trocas de cargas entre as regiões oeste, central e leste do Brasil.

O Porto Sul está localizado na Costa Leste do Brasil, no litoral norte do município de Ilhéus (BA), entre as localidades de Aritaguá, Sambaituba e Ponta da Tulha. Com sua construção, a região do Litoral Sul estará articulada a um conjunto de economias ao longo do eixo da FIOL (EIA-RIMA Porto Sul, 2011).

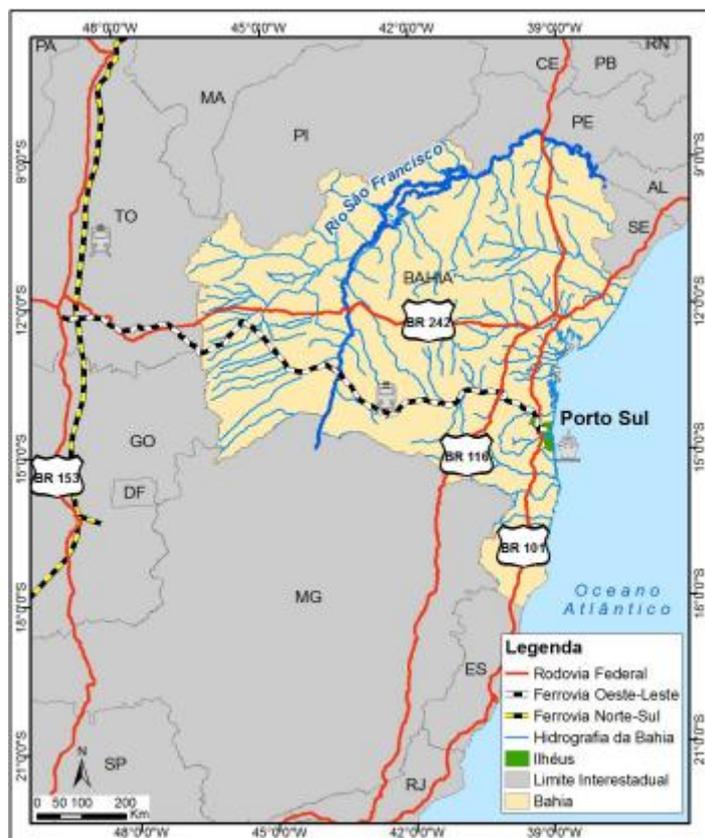


Figura 1 – Traçado da FIOL e localização do Porto Sul. Fonte: EIA-RIMA Porto Sul, 2011. Fonte: Hydros/Orienta 2011.

A ferrovia e o porto atravessaram uma série de rios e riachos de trechos da Bacia Hidrográfica do Rio Almada, passando pelo bioma da Mata Atlântica, o que pode gerar alterações na biogeoquímica aquática deste ambiente.

As áreas de influência do empreendimento do porto foram definidas a partir de identificação preliminar de regiões onde poderão ocorrer os principais impactos ambientais associados às etapas de implantação e operação do empreendimento. A área de influência direta (AID) está situada no baixo curso do Rio Almada, que corresponde à região próxima da área diretamente afetada (ADA) e ocupada pelo Porto Sul, onde também serão percebidos impactos diretos decorrentes das atividades desenvolvidas no interior da ADA e do seu entorno, abrangendo possíveis aumentos da concentração populacional, contaminação de mananciais, pressão na demanda de saneamento básico, alterações dos usos das águas, entre outros (EIA-RIMA Porto Sul, 2011).

Alterações advindas das operações de implantação podem ocasionar em aumento na disponibilidade de nutrientes nos corpos d'água por processos artificiais e fontes pontuais como efluentes domésticos e industriais, pelo

aumento na densidade populacional por consequência da construção e alterações do uso do solo da região que está sob influência da implantação da ferrovia e porto.

1.3 A Construção de Ferrovias e Suas Consequências nas Mudanças de Uso do Solo

As mudanças de uso e cobertura do solo está acelerando a ciclagem global de elementos e alterando as funções biológicas, os modos de vida e desenvolvimento socioeconômico das populações (Lapola et al., 2014). Neste contexto, a influência das infraestruturas de transporte na dinâmica das mudanças de paisagem tem sido investigada quanto ao modal rodoviário (Trombulak e Frissel, 2001; Nobrega e Stich, 2012), contudo, estudos científicos destinados a investigar a influência de infraestruturas ferroviárias são escassos no que diz respeito aos ecossistemas aquáticos, uma vez que os cursos d'água são propensos a mudanças hidrológicas por meio das mudanças de uso do solo.

Embora indiretamente relacionados ao uso do solo, a literatura possui trabalhos que reportam a influência de ferrovias voltadas ao transporte de carga na economia regional (Keeling, 2007; Nobrega e Stich, 2012), bem como estudos relacionados ao impacto das infraestruturas ferroviárias atuais nas mudanças do uso do solo, nos ecossistemas e biomas (Forman et al., 2003; Han et al., 2014; Karlson et al., 2016), e nas cidades (Maes e Vanellander, 2011; Oliveira et al., 2018).

Apesar de ser considerado um dos sistemas de transportes com menor impacto ambiental, baseado em dados da Ferrovia Centro Atlântica, principal eixo de integração entre as regiões Sudeste, Centro-Oeste e Nordeste do Brasil, Charlier e Júnior (2014) concluem que este sistema pode causar impactos ambientais significativos. Nas regiões das Ferrovias Norte-Sul, FIOREL, Transnordestina e seus pátios e terminais ferroviários estudos realizados nos períodos entre 2000-2010 e entre 2000-2012, mostram claramente a supressão de áreas do bioma cerrado (de Souza et al., 2019).

Impactos ambientais negativos como poluição atmosférica e poluição do solo e dos recursos hídricos podem ser provocados por decorrência das

atividades desenvolvidas pelas ferrovias (Fogliatti et al., 2004), tais como o derramamento de óleo diesel da locomotiva, poluentes liberados em virtude do funcionamento da locomotiva, transporte de material particulado sem a devida proteção, descarrilamento do material rodante transportando produtos perigosos e terraplanagem.

Com relação a infraestrutura ferroviária na cidade de Teresina (PI), Araújo et al. (2012) identificaram problemas relacionados à manutenção dos trilhos e das locomotivas, podendo gerar poluição atmosférica, a contaminação do solo e dos recursos hídricos, alteração na biogeoquímica de nutrientes e geração de efluentes. De acordo com o EIA-RIMA/FIOL (2009), o principal impacto causado pela implantação da ferrovia é o desmatamento necessário para o início das obras dentro da faixa de domínio, que na FIOL terá uma largura média de 80 m, o que pode ocasionar alterações no uso do solo, impactando áreas com vegetação nativa, sendo várias delas protetoras de corpos hídricos.

Os sistemas ferroviários têm amplos impactos nos padrões de desenvolvimento e na qualidade de vida. Alguns estudos confirmam que estes sistemas de transporte aumentam a densidade populacional dos bairros e cidades vizinhas (Glaeser, 2011; Bohman e Nilsson, 2016). Um estudo de Bernick e Cervero (1994), por exemplo, revelou que aproximadamente 12.000 unidades multifamiliares foram construídas em torno de estações ferroviárias em 10 grandes áreas metropolitanas entre 1988 e 1993. Outro estudo indicou que na Filadélfia (EUA) as áreas mais próximas às estações de transporte ferroviário obtiveram maior densidade populacional (Badoe e Miller, 2000). AlQuhtani e Anjomani (2021) mostram que a maioria das áreas das estações estava associada à maiores densidades populacionais e habitacionais para 4 grandes regiões metropolitanas nos Estados Unidos entre 1990 e 2010.

No Brasil, com a construção da Ferrovia Central em Minas Gerais no ano de 1926, deu-se novo movimento de ocupação do território do norte do estado em sua dimensão geográfica leste, de Montes Claros (MG) em direção ao estado da Bahia. Em 1925, a cidade se tornou linha de centro da Estrada de Ferro Central do Brasil e passou a ter intensificação das especulações imobiliárias. Por consequência, ocorreu acentuado aumento populacional e o surgimento de mais localidades, bem como o incremento naquelas que já

existiam. A região foi tomando o formato atual e sendo povoada mais intensamente a partir da construção da estrada de ferro e funcionamento do trem, após a implantação da ferrovia na cidade (de Almeida e Moura Costa, 2021).

1.4 Influências das Atividades Antropogênicas na Biogeoquímica Aquática

A crescente urbanização associada ao crescimento populacional e à industrialização representam os principais fatores responsáveis pela deterioração da qualidade da água no meio urbano (Wang et. al., 2008; Carey et.al., 2011; Tiwari, 2011). As atividades antropogênicas impactam negativamente os recursos hídricos, mesmo em pequenas quantidades o lançamento de efluentes domésticos e industriais podem causar desastres ecológicos ao ambiente, em grande parte devido à capacidade de concentração dos nutrientes ao longo da cadeia alimentar, percorrendo diferentes níveis tróficos (Piveli, 2006; Tucci, 2008; Mamun et al., 2021).

Estes poluentes tem contribuído para a eutrofização do ambiente aquático e em modificações no ciclo de nutrientes (Filho, 2008), apontado como a principal causa das elevadas concentrações de matéria orgânica nas águas superficiais através do resíduo líquido formado a partir da decomposição, ocasionando uma aceleração no consumo de oxigênio no processo de decomposição e liberação de gases poluentes como o CO₂ (Fiorucci e Filho, 2005). Para uma adequada gestão dos recursos hídricos, é necessário o conhecimento sobre a biogeoquímica aquática e das possíveis fontes poluidoras no ambiente, de forma a se obter um controle sobre a contaminação deste recurso (Singh et al., 2005; Dinka, et. al., 2015; Varol, 2020).

Tendo em vista o provável aumento na densidade populacional oriundo da implantação da ferrovia e os impactos que podem ser gerados pela sua construção, que atravessará uma série de rios e riachos de um trecho da Bacia Hidrográfica do Rio Almada, formula-se a hipótese:

“As concentrações de nitrogênio e fósforo aumentam com a densidade populacional através dos efluentes domésticos e o impacto socioambiental

gerado pela FIOLE durante a implantação afetará na disponibilidade desses nutrientes na biogeoquímica aquática no trecho estudado”.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Avaliar os possíveis impactos das atividades antropogênicas na biogeoquímica de nutrientes em um trecho da Bacia Hidrográfica do Rio Almada sob a influência da implantação da FIOLE/Porto Sul.

2.2 Objetivos Específicos

- a) Avaliar as variações dos nutrientes inorgânicos (NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+ , PO_4^{3-}) e orgânicos dissolvidos (NOD e POD) e particulados (NOP e POP) nos sete pontos de coleta de um trecho sob a influência da construção da ferrovia/Porto Sul;
- b) Relacionar as concentrações de nutrientes e as razões N:P com a clorofila-a com o intuito de determinar se há alteração na trofia ao longo do trecho avaliado;
- c) Avaliar a variação de distribuição espacial de nutrientes baseados em dados pretéritos de estudos realizados no mesmo trecho da BHRA e dados do presente estudo durante o período de 10 anos.

3 METODOLOGIA

3.1 Área de Estudo

A Bacia Hidrográfica do Rio Almada (BHRA) faz parte da Bacia do Atlântico Leste e está inserida na região cacauzeira no Sul da Bahia em um perímetro de 332 km, local em que as formações florestais de Mata Atlântica foram mais conservadas devido ao modelo agrícola utilizado para plantação de cacau. A adoção desse modelo fez com que, ao longo de mais de 200 anos, se

conservassem importantes fragmentos da Mata Atlântica, além de florestas secundárias, restingas e manguezais (Silva e Gomes et al., 2010).

Limita-se a Norte e a Oeste com a Bacia do Rio de Contas, a Sul com a Bacia do Rio Cachoeira e a Leste com o Oceano Atlântico. Oito municípios estão situados parcial ou totalmente na BHRA, variando entre 5.273 a 214.123 habitantes. Destes municípios, cinco estão situados nas margens do Rio Almada, ou de seus afluentes (IBGE, 2021).

De acordo com a classificação de Köeppen, a BHRA apresenta três domínios climáticos distribuídos na parte costeira (Af – clima tropical úmido), na parte central (Am – clima de monção) e na parte oeste (Aw – clima tropical com estação seca de inverno). O clima da bacia pode ser classificado como quente e úmido com variações que determinam a caracterização do clima tropical superúmido na costa e o tropical úmido, no interior (Roeder, 1975).

A precipitação é a principal entrada de água na bacia, além da contribuição do lençol freático, que juntos são responsáveis pelo escoamento superficial dos cursos d'água e fenômeno de recarga dos recursos hídricos. A temperatura na área da bacia apresenta uma pequena amplitude térmica anual, devido à baixa latitude e à notável influência oceânica, cujos ventos marinhos suavizam os excessos de temperatura da costa. A temperatura média anual varia de 18°C nos meses mais frios (entre julho e agosto) a 32°C nos meses mais quentes (entre janeiro e fevereiro) (Roeder, 1975).

O uso e ocupação do solo da BHRA são diversificados com cultivos tradicionais de subsistência, monocultura, agricultura, agropecuária, pastagens, áreas urbanas e áreas com vegetação (mangues, restingas, áreas úmidas e formações florestais de Mata Atlântica) (Mapbiomas, 2021). Como outras bacias que sofrem interferência antrópica, a BHRA passou por grandes mudanças no uso da terra à medida que a terra cultivada diminuía e o uso da terra florestal, urbana e suburbana aumentava, apresentando alterações das suas condições naturais, dentre as quais se destacam: poluição dos mananciais hídricos; degradação dos solos e da cobertura vegetal; execução de obras de engenharia e atividades agropecuárias (Gomes et al., 2010).

3.2 Amostragem

As coletas foram realizadas nos meses de junho, agosto, setembro, outubro e novembro de 2022 e janeiro de 2023, totalizando seis coletas de réplicas temporais. Foram selecionados cinco pontos ao longo do trecho com influência da implantação da FIOI e dois pontos na porção estuarina mais próxima à construção do Porto Sul. Na porção estuarina as coletas foram realizadas durante a maré seca para determinar a influência da porção continental.

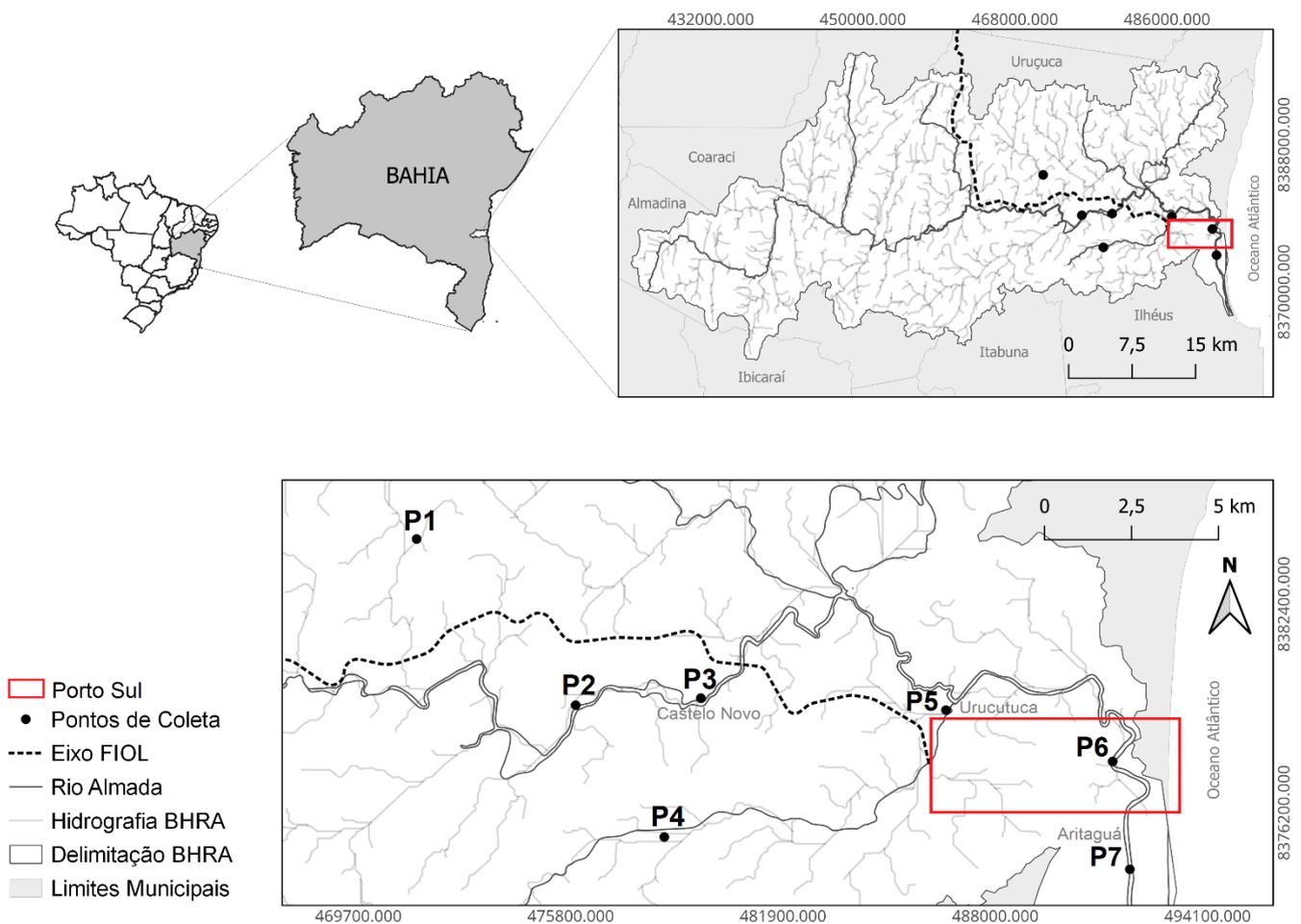


Figura 2 – Mapa da área da Bacia Hidrográfica do Rio Almada (BHRA), com os pontos de coleta (P1, P2, P3, P4, P5, P6, P7), o eixo da Ferrovia de Integração Oeste-Leste e Porto Sul. Elaborado por: Autores.

3.3 Seleção dos Pontos de Coleta

Os pontos de coleta foram selecionados de acordo com estudo de Moraes et al. (2017) que analisaram a paisagem na área de influência direta da

construção da FIOl, correspondente a uma faixa de 10 km de largura, sendo 5 km para cada lado da via férrea, com um total de 158 km². A seleção dos pontos de coleta justifica-se em função de abranger um trecho da BHRA que potencialmente pode sofrer influência das obras de implantação, conforme consta no EIA-RIMA da ferrovia (Bellia et al., 2009). As coordenadas geográficas foram obtidas em campo com auxílio do equipamento GPS modelo 76CSx GARMIN e as imagens dos pontos de coleta estão presentes na figura 3.

Tabela 2 - Localização dos pontos de coleta ao longo do trecho da Bacia Hidrográfica do Rio Almada que está sob influência da implantação da FIOl/Porto Sul.

PONTOS DE COLETA	LATITUDE (S)	LONGITUDE (W)
P1	14°36'8.54"	39°15'9.65"
P2	14°39'55.4"	39°13'43.6"
P3	14°39'25.1"	39°11'24.1"
P4	14°41'39.5"	39°11'59.2"
P5	14°39'36.7"	39°07'28.6"
P6	14°40'26.4"	39°04'48.4"
P7	14°42'10.7"	39°04'31.9"

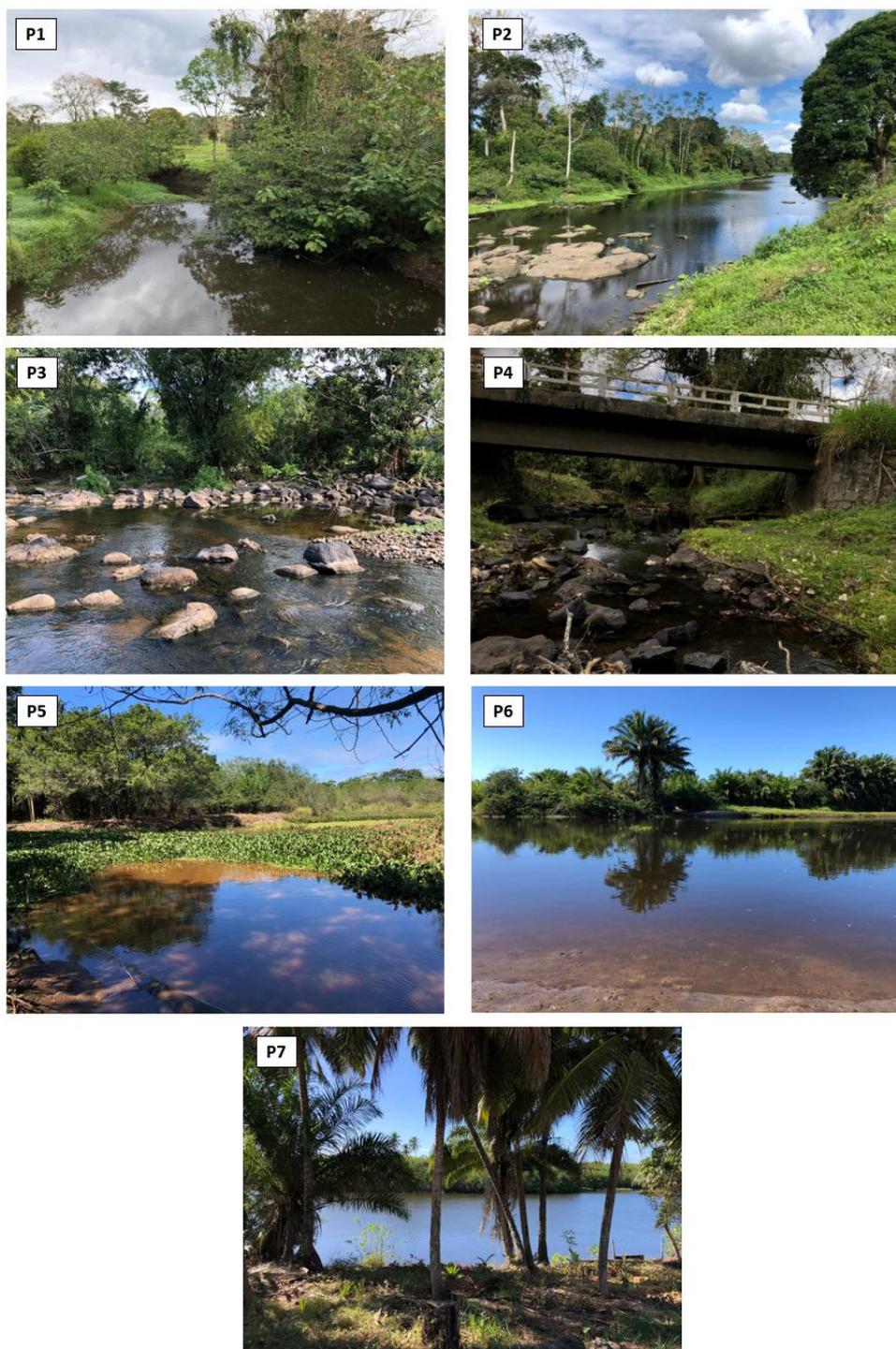


Figura 3 – Fotos dos pontos de coleta ao longo do trecho da Bacia Hidrográfica do Rio Almada que está sob influência da implantação da FIO/Porto Sul.

3.3.1 Descrição Qualitativa dos Pontos de Coleta

Com objetivo de auxiliar na descrição do entorno dos pontos de coleta e avaliar a interferência do ambiente na qualidade da água no trecho avaliado, foram delimitadas as áreas de preservação permanente (APPs) utilizando a

faixa de proteção de 30 metros no entorno dos corpos hídricos de acordo com o Código Florestal Brasileiro (lei Nº 12.651/2012, art. 4º).

O ponto P1 é um afluente do Rio Almada que sofre influência de município à montante do ponto, localizado em ponte sobre o Rio Mucambo em uma rodovia estadual próximo a uma propriedade rural (figura 4). O ponto P2 coleta possui mata ciliar nas margens do rio, sob uma ponte em uma rodovia estadual e está próximo a uma propriedade rural (figura 5).

Próximo a um vilarejo, no ponto P3 há a presença de pescadores e moradores que realizam a lavagem de material às margens do rio Almada. O ponto possui mata ciliar, mas as margens encontram-se modificadas pela ação antrópica onde os moradores utilizam para acesso ao rio. Há lixo doméstico nas margens do rio recebendo esgoto sem tratamento prévio (figura 6). Localizado em uma propriedade rural, o ponto P4 está próximo a cultivos de cacau no sistema cabruca e de uma rodovia estadual (figura 7). O ponto P5 possui presença de macrófitas aquáticas no corpo d'água e está localizado próximo de um vilarejo (figura 8).

Localizado dentro de uma propriedade rural, o ponto P6 possui mata ciliar em uma de suas margens e faz parte da porção estuarina da BHRA inserida na área de influência direta da construção do Porto Sul. Presença de canoas de pesca, margem modificada pelas ações antrópicas e predomínio de gramíneas (figura 9). Também na porção estuarina, o ponto P7 está localizado à jusante do Porto Sul. Suas margens possuem vegetação, apesar de o local possuir habitações em seu entorno (figura 10).

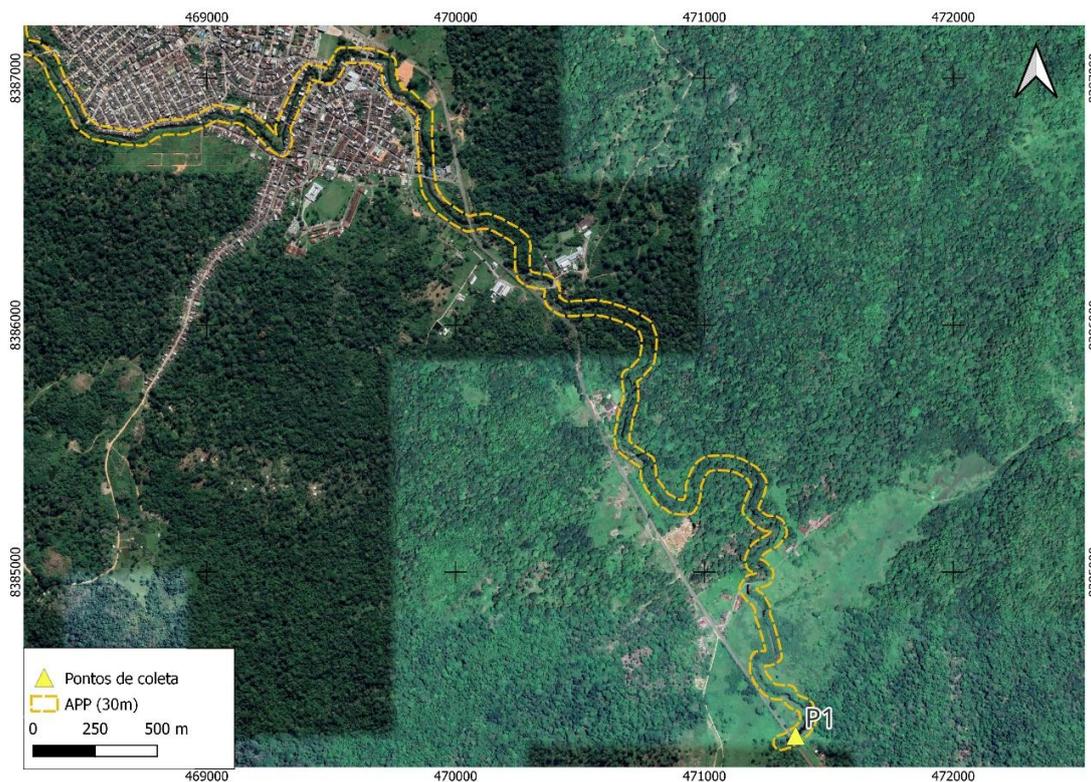


Figura 4 – Localização do ponto P1 e a Área de Preservação Permanente (APP) com faixa de proteção de 30 metros no entorno do corpo hídrico. Fonte: Autores, 2023.



Figura 5 – Localização do ponto P2 e a Área de Preservação Permanente (APP) com faixa de proteção de 30 metros no entorno do corpo hídrico. Fonte: Autores, 2023.

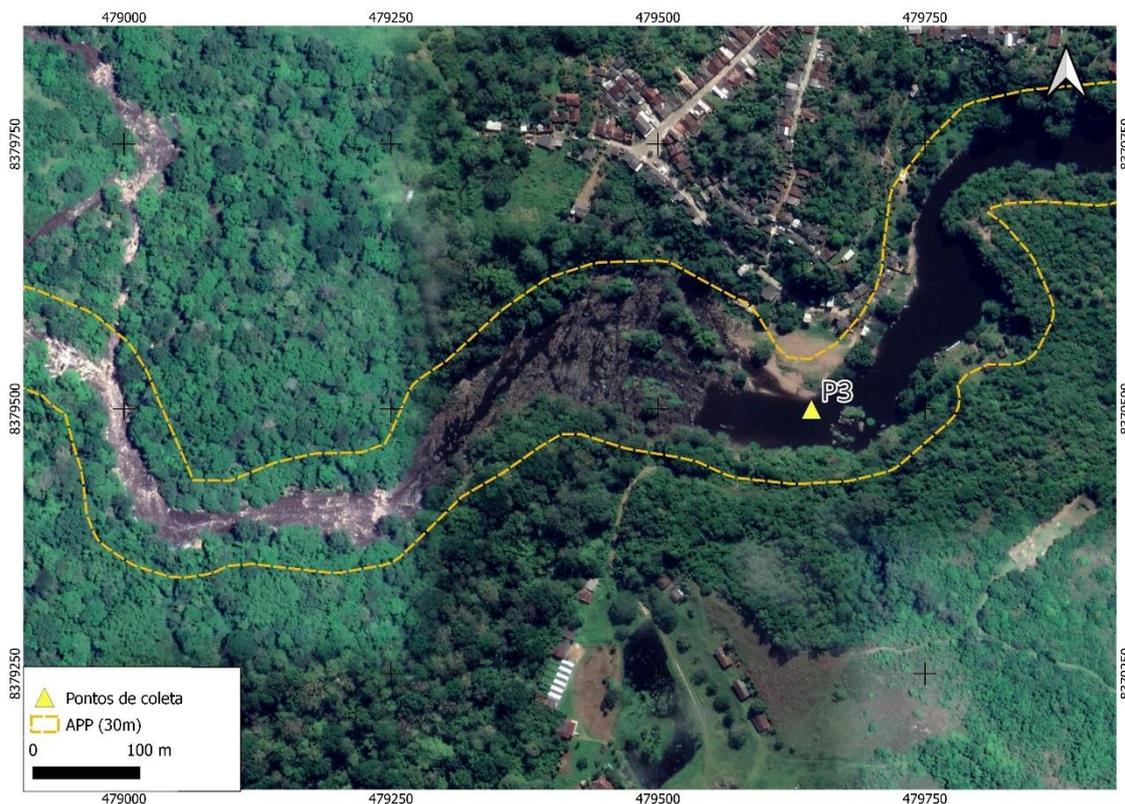


Figura 6 – Localização do ponto P3 e a Área de Preservação Permanente (APP) com faixa de proteção de 30 metros no entorno do corpo hídrico. Fonte: Autores, 2023.



Figura 7 – Localização do ponto P4 e a Área de Preservação Permanente (APP) com faixa de proteção de 30 metros no entorno do corpo hídrico. Fonte: Autores, 2023.



Figura 8 – Localização do ponto P5 e a Área de Preservação Permanente (APP) com faixa de proteção de 30 metros no entorno do corpo hídrico. Fonte: Autores, 2023.

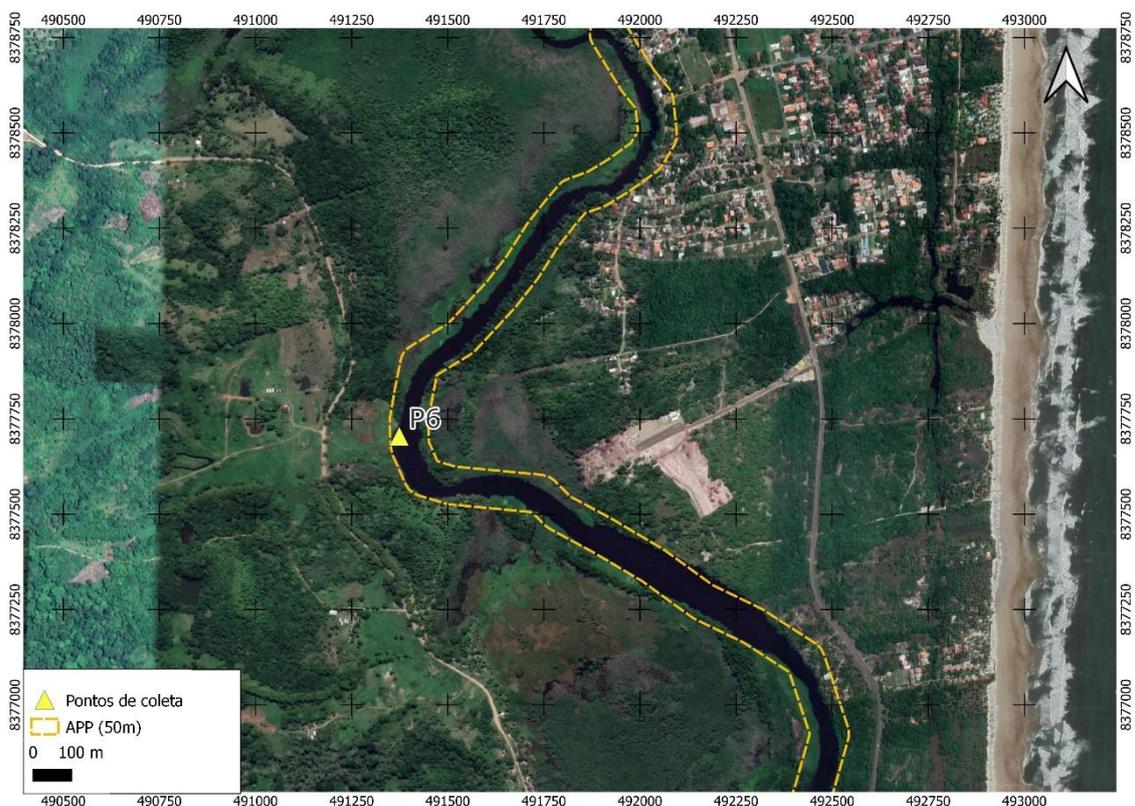


Figura 9 – Localização do ponto P6 e a Área de Preservação Permanente (APP) com faixa de proteção de 30 metros no entorno do corpo hídrico. Fonte: Autores, 2023.



Figura 10 – Localização do ponto P7 e a Área de Preservação Permanente (APP) com faixa de proteção de 30 metros no entorno do corpo hídrico. Fonte: Autores, 2023.

3.4 Procedimento Experimental

Em campo foram realizadas as medidas dos parâmetros abióticos pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido e temperatura, através de equipamento de multiparâmetros portátil YSI.

As amostras de água para análise de nitrogênio e fósforo foram coletadas em frascos de polietileno de alta densidade previamente lavados com HCL 1:1 e água destilada. No mesmo dia, em laboratório as amostras foram filtradas em filtros de microfibras de vidro (porosidade $0,7\mu\text{m}$) previamente pesados e calcinados à 550°C por 3 horas. Em seguida, os filtros foram devidamente secados em estufa a 60°C por 72 horas. Posteriormente, estes filtros foram pesados para análise e determinação de sólidos suspensos totais de cada ponto de coleta.

3.5 Procedimento Analítico

3.5.1 Nitrogênio e Fósforo inorgânico (NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+ , PO_4^{3-}), orgânico dissolvido (NOD e POD) e particulado (NOP e POP).

As análises de nitrogênio e fósforo inorgânicos foram analisadas de acordo com Grasshoff et al. (1999) nas amostras de água filtrada através de espectrofotometria no VIS. O N e P orgânico dissolvido total (NDT e PDT) e particulado foram analisados nos filtros a partir da digestão por persulfato de potássio e seguido da análise espectrofotométrica. O NOD e o POD foram calculados pela diferença entre o dissolvido orgânico total (NDT) e as formas inorgânicas dissolvidas de acordo com as fórmulas abaixo:

$$NOD = NDT - (NO_3 + NH_4 + NO_2)$$

$$POD = PDT - PO_4$$

3.5.2 Clorofila-a

Para a determinação da concentração de clorofila-a as amostras foram filtradas em filtros de 24 mm e a determinação foi realizada segundo o método tricromático em extrato de acetona (Strickland e Parsons, 1965), de acordo com a fórmula de Jeffrey e Humphrey. Os filtros foram macerados com acetona a 90% e posteriormente mantidos na geladeira por 24h. Em seguida, o material foi centrifugado durante 10 minutos a 3.000 rotações por minuto. Seguido de análise espectrofotométrica nas absorvâncias 630, 647, 664 e 750 nm.

3.5.3 Taxa respiratória

O metabolismo aquático foi definido através das taxas de respiração (TR). Para a determinação da variável, duas amostras sem preservar e uma amostra preservada, utilizando cloreto de mercúrio 1:1 para interrupção da atividade microbiana, foram coletadas em frascos de vidro de 50 mL, as quais foram incubadas por cinco dias a 20 °C na ausência da luz. O oxigênio

dissolvido foi medido em campo e no final do período de incubação. Ao fim, o cálculo da TR foi expresso em micromoles por hora.

3.6 Análises Estatísticas

Para o tratamento estatístico dos dados foi aplicado o teste não paramétrico de Kruskal-Wallis para verificar as possíveis diferenças significativas ($p < 0,05$) das concentrações de nutrientes e parâmetros abióticos entre pontos de coleta aplicando o método de ajuste através do teste de Dunn com ajuste no valor de p.

O coeficiente de correlação de Spearman foi aplicado para medir o grau de correlação entre as 18 variáveis analisadas: os parâmetros abióticos e as concentrações dos nutrientes. As análises estatísticas, os gráficos e as matrizes de correlação foram executados com auxílio do software RStudio 4.3.0.

4 RESULTADOS

4.1 Parâmetros Abióticos

Os resultados referentes aos parâmetros abióticos estão apresentados na tabela 3. O parâmetro pH apresentou diferenças estatisticamente significativas ($p < 0,05$) do ponto P3 com os pontos P5, P6 e P7. Os valores médios variam entre 6,8 a 8,3 (P7 e P3, respectivamente).

Com relação ao parâmetro oxigênio dissolvido (OD) o teste não-paramétrico de Kruskal-Wallis indicou diferenças estatisticamente significativas ($p < 0,05$) do ponto P5 com os pontos P2, P3 e P4. O ponto P3 também apresentou diferenças estatísticas com o P6. Os valores de OD variam entre 8,8 mg L⁻¹ a 1 mg L⁻¹ respectivos ao ponto P2 e P5 e destaca-se os pontos P1, P5, P6 e P7 que apresentaram valores extremamente baixos, sendo os últimos 3 pontos localizados a jusante do rio.

Os valores de condutividade elétrica apresentaram variação entre 83,3 $\mu\text{S cm}^{-1}$ no ponto P4 a 270,7 $\mu\text{S cm}^{-1}$ no ponto P7, ressalta-se que o último

ponto está localizado na porção estuarina da área de estudo, o que explica o alto valor deste parâmetro.

A taxa respiratória apresentou valores entre $0,05 \mu\text{M h}^{-1}$ (P5) a $0,28 \mu\text{M h}^{-1}$ (P3). Os valores médios de sólidos suspensos totais variaram entre $1,6 \text{ mg L}^{-1}$ (P1) a $4,0 \text{ mg L}^{-1}$ (P7) e a temperatura variou entre $23,5^\circ\text{C}$ (P4) e 26°C (P3). Tais parâmetros não apresentaram diferenças estatisticamente significativas ($p>0,05$) entre os pontos de coleta.

Tabela 3 – Valores dos parâmetros físico-químicos: pH, condutividade elétrica (CE), oxigênio dissolvido (OD), TR (taxa respiratória), temperatura (T) e SST sólidos suspensos totais) nos pontos de coleta ao longo na Bacia Hidrográfica do Rio Almada. (Média, \pm Desvio Padrão, Min-Máx). Elaborado por: Autores, 2023.

	pH	CE ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	OD (mg L^{-1})	TR ($\mu\text{M h}^{-1}$)	SST (mg L^{-1})	T ($^\circ\text{C}$)
P1	7,5 \pm 0,2 7,3-7,7	92,6 \pm 36,3 54,3-126,6	4,6 \pm 1,3 3,4-5,89	0,18 \pm 0,18 0,04-0,48	1,6 \pm 0,8 0,7-2,3	25 \pm 2,2 22-28,2
P2	7,9 \pm 0,3 7,7-8,1	92,1 \pm 24,1 67,8-116	8,8 \pm 0,4 8,3-9,1	0,24 \pm 0,22 0,01-0,58	3,3 \pm 2,0 1,4-6,1	24,8 \pm 0,8 23,6-25,5
P3	8,3 \pm 0,3 7,9-8,5	91,7 \pm 14,1 69,9-104	8,6 \pm 0,7 7,9-9,1	0,28 \pm 0,28 0,1-0,78	3,4 \pm 2,4 1,1-7,1	26 \pm 1,4 24,5-27,6
P4	7,5 \pm 0,3 7,2-8,1	83,3 \pm 17,6 60,5-105,3	7,5 \pm 1,8 4,4-9	0,14 \pm 0,07 0,07-0,23	3,5 \pm 3,4 0,6-8,9	24,8 \pm 1,6 22,3-26,1
P5	6,9 \pm 0,2 6,6-7,1	91,1 \pm 31,1 62,6-132,6	1 \pm 0,2 0,9-1,3	0,05 \pm 0,04 0,03-0,11	1,9 \pm 0,7 1,3-2,9	23,5 \pm 3,1 21-27,4
P6	7,1 \pm 0,3 6,7-7,4	223,4 \pm 278,1 64,3-777	3,6 \pm 2,1 1,6-7,5	0,13 \pm 0,10 0,02-0,28	2,5 \pm 2,4 0,8-7,1	25,5 \pm 2 23,7-28,7
P7	6,8 \pm 0,3 6,5-7	270,7 \pm 394,1 75,7-1073	3,5 \pm 1,7 2,2-6,9	0,16 \pm 0,12 0,02-0,3	4,0 \pm 2,6 1,7-7,9	25,3 \pm 1,7 23,6-27,5

4.2 Nutrientes Inorgânicos e Orgânicos

4.2.1 Nitrogênio

A distribuição espacial do nitrogênio é mostrada na figura 11. O nitrogênio inorgânico dissolvido (NID) exibiu uma tendência decrescente a jusante. A forma predominante foi o íon amônio (NH_4^+), onde foi observado este padrão com redução de 39,98 μM em P1 para 16,67 μM em P7. Assim como NH_4^+ , as formas de NO_2^- e NO_3^- também reduziram a jusante. O NO_3^- apresentou diferença significativa ($p < 0,05$) entre os pontos P3 e P5 e o NO_2^- entre os pontos P1 e P6.

Das formas orgânicas houve predomínio de NOD (figura 11), principalmente no ponto P1 (20,35 μM), o NOP apresentou os valores mais baixos de todas as formas de N e não houveram diferenças significativas destas formas entre os pontos. Os resultados das concentrações de nitrogênio indicam predominância das formas inorgânicas comparado às formas orgânicas ($\text{NID} > \text{NOD} > \text{NOP}$).

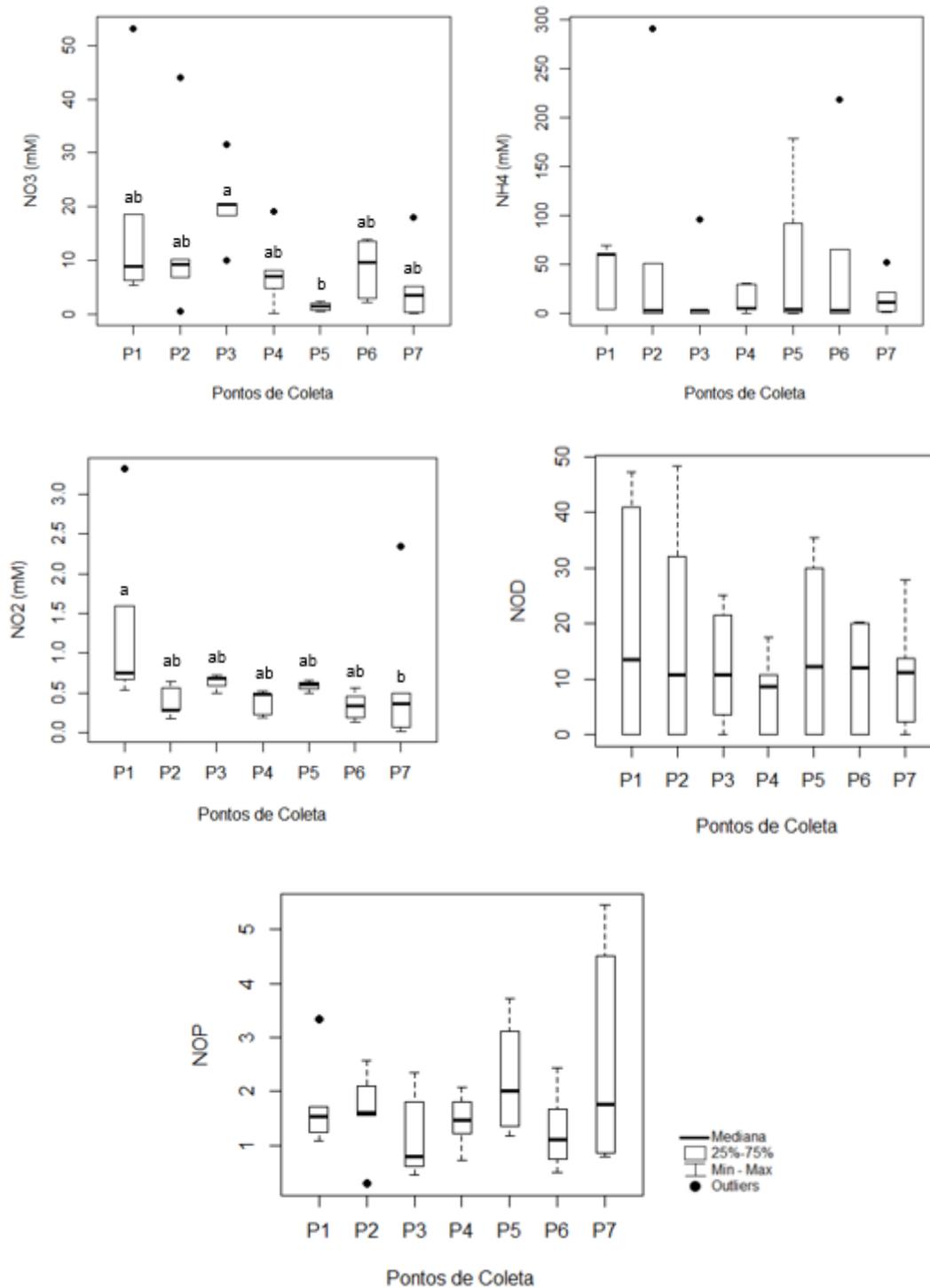


Figura 11 – Distribuição de nitrogênio nos pontos de coleta da Bacia Hidrográfica do Rio Almada. Letras distintas apresentam valores com diferenças significativas ($p < 0,05$).

4.2.2 Fósforo

Em relação ao fósforo a forma predominante foi o fosfato (PO_4^{3-}), que assim como NO_3^- reduz suas concentrações nos pontos mais a jusante. As maiores concentrações foram nos pontos P1, P3 e P4 ($4,80 \mu\text{M}$, $3,49 \mu\text{M}$, $3,57 \mu\text{M}$ respectivamente) não apresentando diferenças estatisticamente significativas entre os pontos de coleta (figura 12). No entanto, apesar da diminuição na concentração, ainda é a forma predominante em todos os pontos de coleta avaliados. Os menores valores foram observados para o fósforo orgânico particulado (POP), que variaram entre $0,15 \mu\text{M}$ a $0,42 \mu\text{M}$ indicando, assim como para nitrogênio, predomínio da forma inorgânica para orgânica ($\text{PID} > \text{POD} > \text{POP}$).

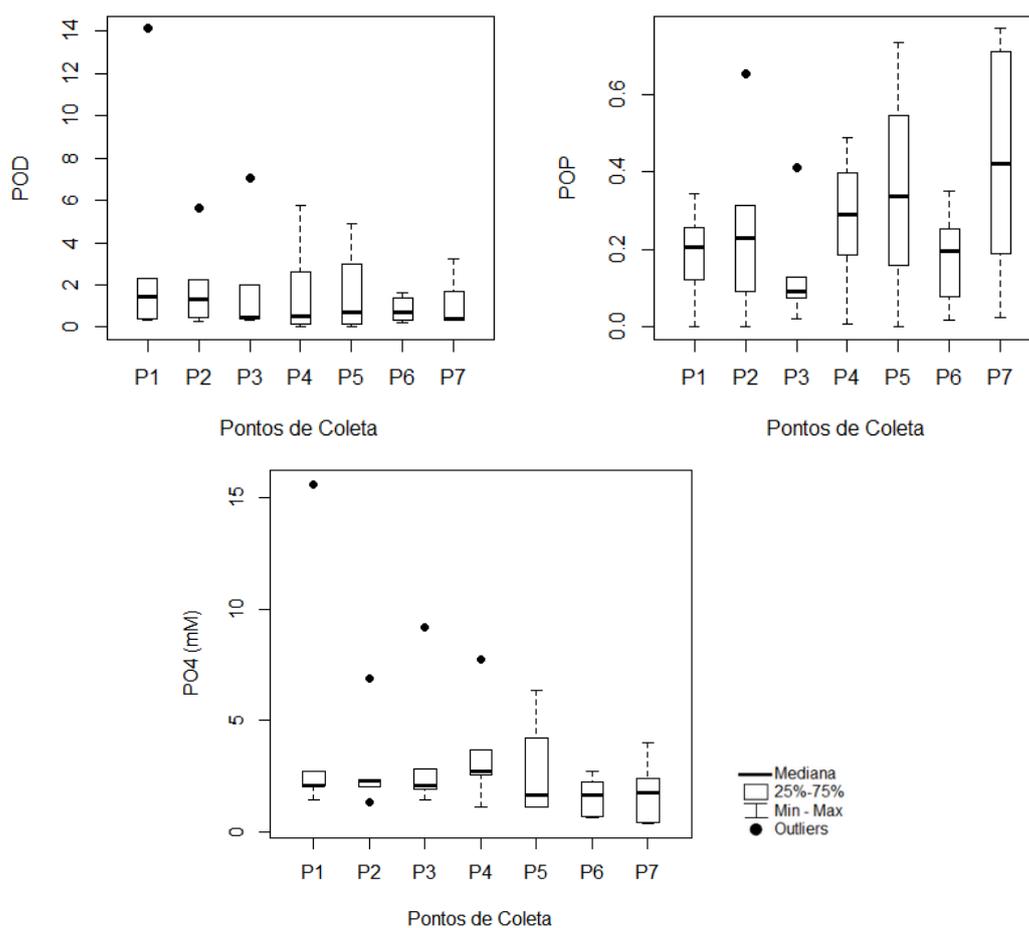


Figura 12 – Distribuição de fósforo nos pontos de coleta da Bacia Hidrográfica do rio Almada.

Com finalidade de evidenciar o comportamento e avaliar o grau de relação entre as 18 variáveis (CE, pH, T, OD, SST, TR, NT, NOD, NOP, NH_4^+ , NO_3^- , NO_2^- , PT, POD, POP, PO_4^{3-} , N:P, Clor-a), aplicou-se o coeficiente de correlação de Spearman (figura 13). Os resultados apontam forte correlação positiva entre as variáveis CE e clor-a ($r=0,65$) que possuíram os maiores valores médios no ponto da porção estuarina da BHRA (P7) e indicam que a clor-a é proporcional às maiores as concentrações de CE.

O íon NH_4^+ possuiu correlação positiva com PO_4^{3-} ($r=0,44$), que indica condição de anoxia causada pela decomposição da matéria orgânica que reduz os níveis de oxigênio dissolvido nos pontos com baixos valores deste parâmetro abiótico (P1, P5, P6, P7). As demais correlações positivas e negativas entre as variáveis não apresentaram resultados significativos para o estudo.

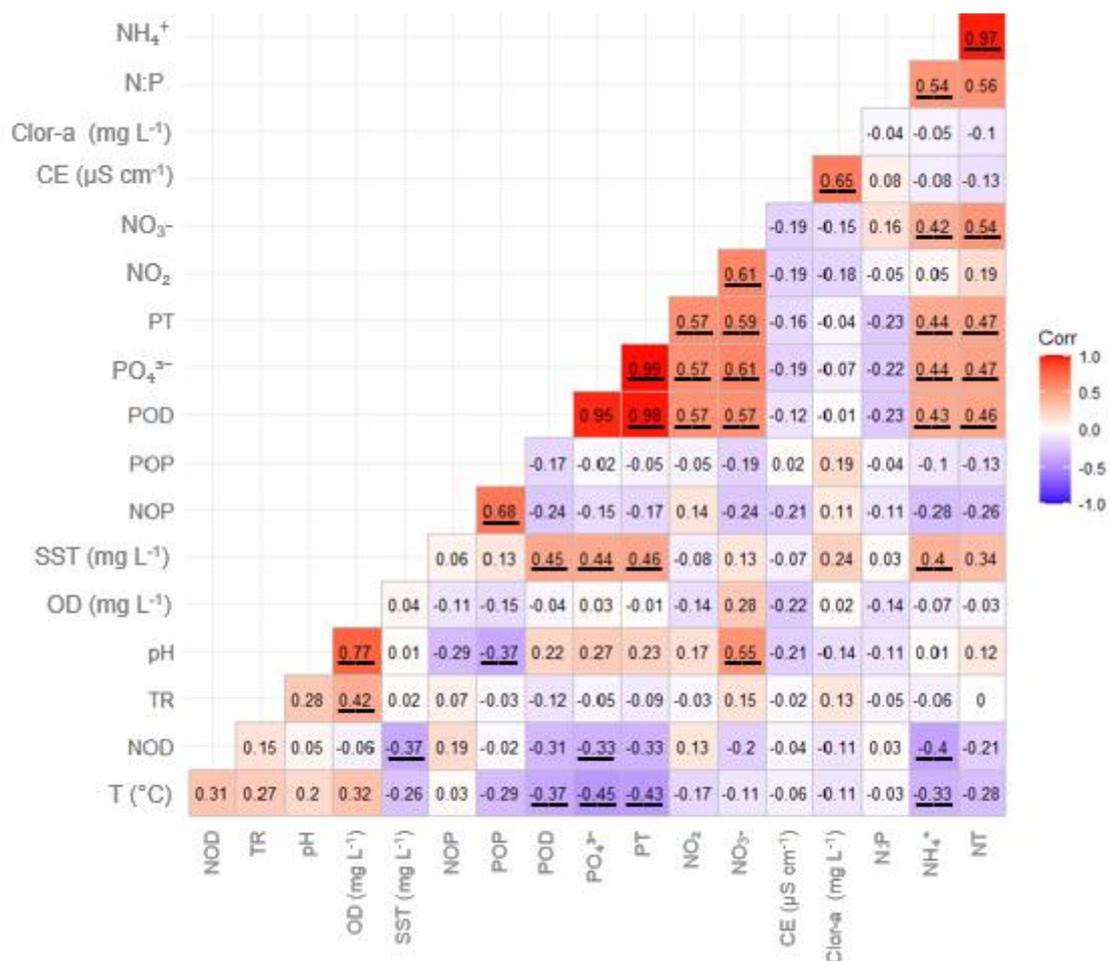


Figura 13 – Correlações estabelecidas pelo teste estatístico de Spearman entre os nutrientes e parâmetros abióticos analisados nos seis pontos de coleta. Valores sublinhados correspondem

aos valores de correlações positivas ou negativas que apresentam diferenças significativas. Variáveis: NOD (nitrogênio orgânico dissolvido), TR (taxa respiratória), pH (potencial hidrogeniônico), OD (oxigênio dissolvido), SST (sólidos suspensos totais), NOP (nitrogênio orgânico particulado), POP (fósforo orgânico particulado), POD (fósforo orgânico dissolvido), PO_4^{3-} (fosfato), PT (fósforo total), NO_2^- (nitrito), NO_3^- (nitrato), CE (condutividade elétrica) (CE), Clor-a (clorofila-a), N:P (razão Nitrogênio:Fósforo), NH_4^+ (n-amoniacal), NT (nitrogênio total).

4.2.3 Razão N:P x Clorofila-a

Para melhor compreensão do processo de eutrofização do ambiente aquático se faz necessário identificar qual nutriente é responsável pelo incremento da produção primária. Assim, a razão 16:1 de N:P tem sido utilizada para avaliar esses processos (Wu et al., 2017). Redfield (1958) estabeleceu o valor de 16 para a razão N:P em ecossistemas aquáticos como sendo a razão molar entre NID e PID potencial ao desenvolvimento do fitoplâncton. Atualmente, a razão abaixo de 10 e acima de 20 é considerada como limitante de NID e PID, respectivamente, para a formação da biomassa fitoplanctônica.

O valor médio da razão molar de nitrogênio e fósforo (N:P) variou entre 10,0 (P4) e 23,6 (P6). As concentrações dos nutrientes inorgânicos e orgânicos dissolvidos decresceram de montante a jusante, inversamente a concentração de clor-a apresentou um gradiente crescente no mesmo sentido com taxas elevadas de produção primária, com variação de $0,87 \mu\text{g L}^{-1}$ no ponto a montante a $9,24 \mu\text{g L}^{-1}$ no ponto a jusante (figura 14 e 15).

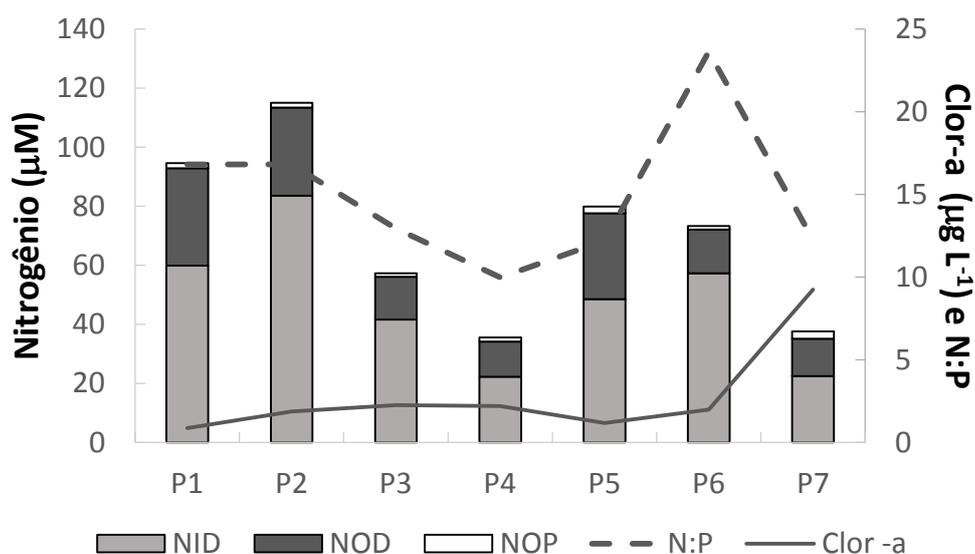


Figura 14 – Distribuição de NID (nitrogênio inorgânico dissolvido), NOD (nitrogênio orgânico dissolvido), NOP (nitrogênio orgânico particulado), Razão N:P (Nitrogênio:Fósforo) e Clor-a (clorofila-a) nos pontos de coleta.

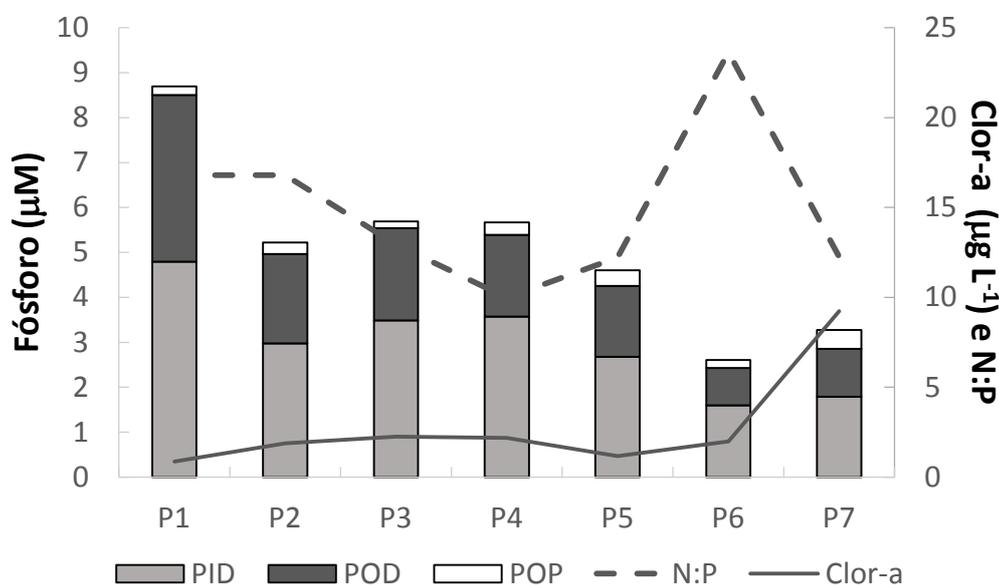


Figura 15 – Distribuição de PID (fósforo inorgânico dissolvido), POD (fósforo orgânico dissolvido), POP (fósforo orgânico particulado), Razão N:P (Nitrogênio:Fósforo) e Clor-a (clorofila-a) nos pontos de coleta.

4.2.4 Evolução das Concentrações dos Nutrientes e Porcentagem da População Atendida com Esgotamento Sanitário

Para análise da evolução das concentrações dos nutrientes na BHRA ao longo dos anos comparou-se, entre os pontos de coleta que estão próximos do presente estudo, os dados dos nutrientes nitrogênio e fósforo inorgânicos dissolvidos de Franco et al. (2014), Santana et al. (2016) e o presente estudo (2023). É evidente um aumento nas concentrações de N e P ao longo dos últimos 10 anos na BHRA com aumento significativo das concentrações de NH_4^+ e uma redução nas concentrações de NO_3^- . Este resultado está representado na figura 16.

Observa-se também que, nos últimos 10 anos menos de 1% da população residente em município situado a montante da área de estudo são atendidas com um serviço de esgotamento sanitário eficiente. Os dados de

população atendida estão disponíveis no site do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS).

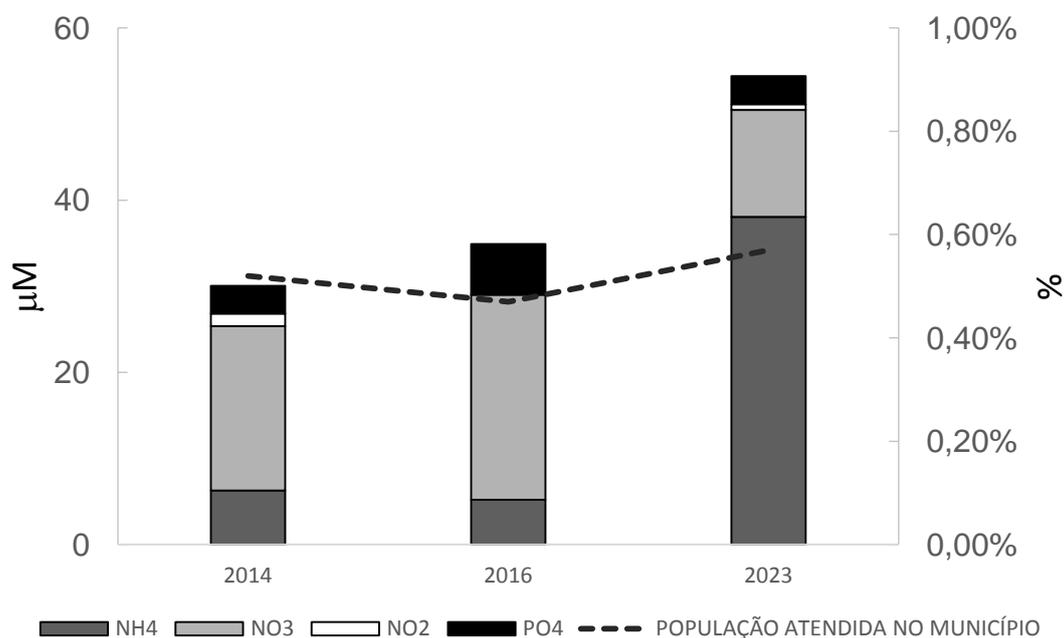


Figura 16 – Nitrogênio e Fósforo inorgânicos dissolvidos na Bacia Hidrográfica do Rio Almada entre os anos de 2014, 2016 e 2023 (Fonte: 2014: Franco et al., 2014; 2016: Santana et al., 2016; 2023: presente estudo) e porcentagem da população atendida com esgotamento sanitário em município próximo aos pontos de coleta (Fonte: SNIS).

5 DISCUSSÃO

A Bacia Hidrográfica do Rio Almada vem sendo afetada ao longo das últimas décadas por diversas atividades antropogênicas que alteram a estrutura e funcionamento da bacia. O presente estudo demonstrou que os pontos localizados em áreas próximas as áreas mais urbanizadas são as que apresentam as maiores concentrações dos nutrientes N e P.

Em relação às formas de N nos rios a maioria dos estudos demonstra que estas são relacionadas ao estado nutricional do ecossistema e variam entre áreas preservadas e antropizadas (Goller et al., 2006; Valera et al., 2019). Em rios preservados ou com pouca atividade antropogênica, as formas predominantes no corpo d'água são NOD e NO_3^- . Em nosso estudo o trecho avaliado apresenta características distintas àquelas encontradas em ecossistemas tropicais preservados, sustentando o fato de que as ações antrópicas afetam diretamente os ciclos biogeoquímicos.

Entradas difusas via águas subterrâneas, erosão do solo e escoamento superficial (incluindo zonas urbanas) desempenham um papel fundamental no fornecimento de N a corpos d'água (Spiegel et al., 2017). Nos ecossistemas aquáticos tropicais, diferentemente dos fertilizantes sintéticos de N que têm predominado nas bacias hidrográficas dos EUA e Europa (Howarth et al., 2021), o aumento das concentrações desse elemento tem sido atribuído à entrada de efluentes de origem antropogênica lançados diretamente nos rios.

O NID apresentou um decréscimo nos pontos de coleta de montante a jusante. Segundo Ludwig et al. (2009) o íon NO_3^- é a forma dominante nos fluxos de N, entretanto, quando há alterações nos rios por atividades antropogênicas, como a urbanização, as formas reduzidas ficam mais estáveis e a forma NH_4^+ se torna o íon mais abundante decorrente do processo de desnitrificação. A predominância das formas inorgânicas de N, principalmente da forma mais reduzida (NH_4^+), coincide com bacias hidrográficas impactadas pelas atividades antrópicas.

Esta forma de N predominou nos pontos onde também foram observados baixos valores de oxigênio dissolvido (P1= 4,6 mg L⁻¹, P5= 1,0 mg L⁻¹ e P6= 3,6 mg L⁻¹). Baixos teores de OD podem indicar uma entrada excessiva de matéria orgânica (MO) levando ao aumento dos processos de decomposição dessa MO reduzindo o oxigênio dissolvido da água (Wang et al. 2007; Tavares et al., 2021), favorecendo a desnitrificação. A MO entra nos cursos d'água por meio da vegetação ripária, por via terrestre, escoamento subsuperficial e entradas pontuais de efluentes domésticos, podendo ser retida e processada bioquimicamente através do consumo ou pode ser transportada a jusante (Richardson et al., 2005; Piveli e Kato, 2006; Santana et al., 2016; Chausse et al., 2021; Quinelato et al., 2021).

As concentrações de NID no ponto P1 são mais elevadas comparadas aos demais pontos. O P1 está a jusante de um afluente do Rio Almada que sofre influência direta de um município inserido ao seu redor (figura 11). Parte das altas concentrações das formas inorgânicas de N é explicada pela contaminação remota e recente por dejetos orgânicos, evidenciando a influência do lançamento de efluentes domésticos nos trechos urbanos à montante desse ponto, impactando diretamente o afluente. Franco et al. (2014) em estudo desenvolvido na BHRA em um ponto próximo ao presente estudo

encontraram resultados similares, mas com concentrações inferiores ao presente estudo (figura 16).

De modo geral, o NO_3^- é a forma predominante em áreas tropicais mais preservadas. O ponto onde foram observadas as maiores concentrações de NO_3^- (figura 11) com valor de $20,2 \mu\text{M}$ foi o P3, localizado em um vilarejo com despejo de esgoto doméstico sem tratamento e com o uso do rio para diversas atividades pela população ribeirinha (figura 6). Neste ponto também foram observados altos valores de OD= $8,6 \text{ mg L}^{-1}$ (tabela 3) que contribuem para o processo aeróbico de nitrificação. Apesar da alta atividade antropogênica, o ponto de coleta possui em seu curso d'água muitas rochas que formam pequenas cachoeiras resultando em um aumento na turbulência das águas, aumentando a aeração e rápida oxidação das espécies nitrogenadas a NO_3^- (Pereira et al., 2020). Isto pode explicar as altas concentrações deste nutriente no ambiente e as baixas concentrações da forma mais reduzida de NH_4^+ .

O nitrito, devido à sua instabilidade, é a forma intermediária do N frequentemente encontrado em pequenas quantidades nas águas. Na presença de oxigênio é rapidamente oxidado para nitrato (Moreira et al., 2014), sendo a forma encontrada em menor concentração em todos os pontos de coleta. Esta forma intermediária de N está normalmente sob a ação de processos de nitrificação e desnitrificação, podendo ser rapidamente convertida em NO_3^- ou ser reduzida à NH_4^+ através do processo de redução dissimilatória do nitrato para amônio (RDNA) que ocorre em condições de anoxia pela escassez de oxigênio (Weigelhofer et al., 2018).

Cabe ressaltar, que as maiores concentrações de nitrito foram nos pontos P1, P3, P5 e P7 (figura 11). Destes pontos o P1, P5 e P7 apresentam as menores concentrações de OD (tabela 3), justificando as maiores concentrações de NO_2^- . Já no ponto P3 a possível causa para o aumento das concentrações se deve pela entrada antrópica de N que associado ao alto valor de OD passam pelo processo de nitrificação, aumentando as concentrações de NO_2^- e NO_3^- .

As condições anóxicas também podem explicar a maior concentração de fósforo nos pontos de coleta e a forte correlação positiva com o íon amônio pela correlação de Spearman ($r=0,44$) (figura 13). A entrada de P em ecossistemas aquáticos é resultante do intemperismo de rochas minerais

primárias presentes na bacia hidrográfica (Cavalcante et al., 2021), despejo de esgotos domésticos não tratados no rio e lixiviação de fertilizantes derivados de cultivos diversos (Scott et al, 2019; Papera et al., 2021). Segundo Aguiar Netto et al. (2013) e da Silva et al. (2022), o teor de P em bacias hidrográficas é predominantemente derivado de fontes difusas (drenagem de áreas agrícolas) pelo aporte de P para o leito dos rios, caso não exista um controle adequado da lixiviação e do escoamento superficial.

Estas entradas podem ser os principais fatores que influenciaram nos resultados das concentrações de fosfato nos pontos que estão particularmente suscetíveis ao aumento na disponibilidade de P (figura 4 a 7).

Um estudo realizado na BHRA demonstrou que elevadas concentrações de fósforo total (PT) estão associadas à alta proliferação de macrófitas aquáticas ao longo do Rio Almada (FRANCO et al., 2014). O P é considerado um fator limitante à produtividade dos ecossistemas devido ao fato de que sua principal fonte de entrada natural é através do intemperismo de rochas fosfatadas (Das et al., 2022). O aumento na sua disponibilidade nos corpos d'água está ligado à eutrofização em águas continentais, aumento de florações de algas tóxicas e hipoxia. Tais aumentos estão relacionados às diferentes atividades antrópicas no entorno das bacias (Pissarra et al., 2022).

Mudanças nas concentrações de P associadas a redução do oxigênio dissolvido podem resultar em um aumento da biomassa e densidade do fitoplâncton (Li e Bush, 2015). O estudo de Santana et al. (2016) na BHRA destaca uma tendência de aumento da clor-a de montante a jusante, principalmente pelo aumento das concentrações de P ao longo da bacia. No presente estudo foi observado um padrão semelhante com a crescente concentração de clor-a no mesmo sentido.

A razão molar N:P auxilia a compreensão da limitação por nutrientes, aporte, eutrofização e ciclos biogeoquímicos em ecossistemas aquáticos. Os resultados da razão N:P e clor-a nos pontos analisados apontam forte limitação por P no sentido jusante da BHRA (figura 14 e 15), característica de ecossistemas aquáticos antropizados (Fernández-Castro et al., 2019; Tong et al., 2020; Howarth et al., 2021). Essa redução significativa de P é observada no ponto P6, resultante do aumento da produtividade primária resultando em

maiores concentrações de clor-a e na redução de N e P no ponto a jusante (P7).

O aporte excessivo de N em estuários também pode fazer com que o P seja o nutriente limitante para a produção primária no ambiente, e nesse caso, espera-se que a razão N:P ultrapasse o valor de Redfield de 16:1 (Rybczyk et al., 2012). No presente estudo o valor médio da razão no ponto P6 foi de 23,6 e as concentrações de N foram mais elevadas comparado às concentrações de P, com respectivos valores de 68,4 μM (figura 11) e 2,6 μM (figura 12) no mesmo ponto, localizado na porção estuarina com forte influência da implantação do Porto Sul (figura 2 e 9).

As concentrações de clor-a variaram entre 0,87 $\mu\text{g L}^{-1}$ a 9,24 $\mu\text{g L}^{-1}$, sendo o maior valor no ponto P7 que está situado na porção estuarina da área de estudo. Este ponto também apresentou o maior valor de CE (270,7 $\mu\text{S cm}^{-1}$) (tabela 3) e as duas variáveis se correlacionam positivamente de acordo com o coeficiente de correlação de Spearman ($r=0,65$) (figura 13). Os resultados sugerem que, possivelmente, a produção de biomassa fitoplanctônica encontrada no ponto P7 está relacionada a uma maior CE.

Além da influência marinha, estuários situados em áreas urbanizadas e agrícolas sofrem forte influência de atividades antropogênicas que contribuem para a concentração de sódio nos corpos hídricos favorecendo altos valores de CE, característico de ambientes impactados (Costa et al., 2021).

Corroborando com a literatura, os resultados indicam que o ponto P7 (figura 2, 3 e 10) situado a jusante da construção do Porto Sul, está sujeito a intensa influência das atividades antropogênicas. Como os íons são lixiviados pelas chuvas ou pelo lançamento de esgotos para dentro dos corpos hídricos, o lançamento de efluentes nos pontos a montante contendo substâncias químicas podem elevar a condutividade do sistema nos pontos a jusante, já que os compostos inorgânicos são relativamente bons condutores (FIUZA et al., 2010).

Os resultados mostram que os cursos d'água do trecho estudado são afetados pela presença de regiões mais urbanizadas associadas a despejos de esgotos domésticos sem tratamento prévio na bacia. Como visto anteriormente, a jusante de todos os pontos amostrais há um município (figura 4) onde a

população atendida por serviço de esgotamento sanitário corresponde a menos de 1% (figura 16).

Este estudo reforça que implantação da FIOLE e do Porto Sul poderá desencadear um possível aumento da densidade populacional no trecho estudado por consequência do crescente desenvolvimento urbano da região (EIA-RIMA Porto Sul, 2011). Diversos estudos indicam um aumento da densidade populacional no entorno de empreendimentos de ferrovias em cidades nos Estados Unidos (Bernick e Cevero, 1994; Badoe e Miller, 2000; Glaeser, 2011; Bohman, 2016) e no Brasil (Araújo et al., 2012; de Souza et al., 2019; de Almeida e Moura Costa, 2021).

Estas construções podem gerar poluição atmosférica, a contaminação do solo e dos recursos hídricos, supressão de áreas dos biomas afetados, alteração na biogeoquímica de nutrientes (Fogliatti et al., 2004; Araújo et al., 2012) tanto nos ecossistemas e biomas (Forman et al., 2003; Han et al., 2014; Karlson et al., 2016; de Souza et al., 2019) quanto nas cidades (Maes e Vanellander, 2011; Oliveira et al., 2018).

Pode-se observar que a crescente urbanização associada ao crescimento populacional representa um dos principais fatores responsáveis pela deterioração da qualidade da água. Sendo assim, apesar de não mensurável ainda, fica claro o possível impacto desses empreendimentos desde que, um aumento na densidade populacional na região acarretará um maior despejo de esgotos sem tratamento nos corpos d'água e consequente alteração da estrutura e funcionamento da bacia.

6 CONCLUSÃO

Com base na literatura de estudos desenvolvidos na BHRA observa-se que a bacia que já sofre influência das atividades antropogênicas ao longo dos anos. No presente estudo, houve predominância das formas inorgânicas de nitrogênio e fósforo comparado às formas orgânicas, característica distinta àquelas encontradas em ecossistemas tropicais preservados, confirmando que as atividades antrópicas afetam diretamente os ciclos biogeoquímicos do trecho avaliado.

Em comparação com dados pretéritos realizados no mesmo trecho, observa-se um aumento considerável das concentrações de NH_4^+ entre os anos de 2014, 2016 e 2023. A elevada concentração de NH_4^+ nos pontos amostrados, especialmente próximos ao perímetro urbano, é um forte indicativo da descarga de efluentes não tratados. O lançamento de efluentes domésticos mostra ser um dos principais fatores pela deterioração da qualidade da água e está relacionado, principalmente, a precária infraestrutura associada à coleta e tratamento de esgotos, visto que menos de 1% da população regional é atendida com serviço de tratamento do esgotamento sanitário.

Conclui-se que os pontos localizados em áreas próximas as áreas mais urbanizadas são as que apresentam as maiores concentrações N e P. Portanto, com a construção da FIOLE e do Porto Sul espera-se um aumento na densidade populacional nos vilarejos e municípios do trecho avaliado por decorrência do desenvolvimento econômico e pressão pelo aumento das ocupações das localidades, acarretando em um maior despejo de esgotos sem tratamento nos corpos d'água e conseqüente alteração da biogeoquímica aquática, estrutura e funcionamento da bacia.

REFERÊNCIAS

AlQuhtani, S., & Anjomani, A. (2021). Do rail transit stations affect the population density changes around them? The case of Dallas-Fort Worth Metropolitan Area. *Sustainability*, 13(6), 3355.

Aguiar Netto, A. O., Garcia, C. A. B., Hora Alves, J. D. P., Ferreira, R. A., Silva, M. G. (2013). Physical and chemical characteristics of water from the hydrographic basin of the Poxim River, Sergipe State, Brazil. *Environmental Modeling and Assessment*, 185, 5, 4417-4426.

Angarten, N. B. O., Anastácio, E. M. P, Ramos, A. M., Tagliari, P. D. (2017). Licenciamento Ambiental: Os Conhecimentos Obtidos da Execução do Plano Básico Espeleológico da Ferrovia de Integração Oeste-Leste. *Anais do 34º Congresso Brasileiro de Espeleologia*. Ouro Preto MG – Sociedade Brasileira de Espeleologia.

Araújo, R. C. B., Rocha, M. E. S. A., Silva, T. S., Cunha, P. B. (2012). Infraestrutura Ferroviária do Metrô e Impactos Ambientais no Perímetro Urbano de Teresina-Piauí. In VII CONNEPI-Congresso Norte Nordeste de Pesquisa e Inovação.

Aristi, I.; von Schiller, D.; Arroita, M.; Barceló, D.; Ponsatí, L.; Gárcia-Gálan, M. J.; Acuña, V. (2015). Mixed effects of effluents from a wastewater treatment plant on river ecosystem metabolism: Subsidy or stress? *Freshwater Biology*, 60, 7, 1398–1410.

Badoe, D. A., Miller, E. J. (2000). Transport-land use interaction: Empirical findings in North America and their implications for modelling. *Transport Res. Part D Transp. Environment*. 5, 235-263.

Bennet, E. M.; Carpenter, S. R.; Caraco, N. F. (2001). Human Impact on Erodeable Phosphorus and Eutrophication: A Global Perspective. *BioScience*, 51, 3, 227.

Bernick, M., Cervero, R. (1994). Transit-based development in the United States. *Passag. Transp.* 12, 7-8.

Bohman H.; Nilsson, D. (2016). The impact of regional commuter trains on property values: Price segments and income. *J. Transp. Geogr.* 56, 102-109.

Carey, R. O., Migliaccio, K. W., Li, Y., Schaffer, B., Kiker, G. A., & Brown, M. T. (2011). Land use disturbance indicators and water quality variability in the Biscayne Bay Watershed, Florida. *Ecological Indicators*, 11(5), 1093-1104.

Carlucci, M. B., Marcilio-Silva, V., & Torezan, J. M. (2021). The southern Atlantic Forest: use, degradation, and perspectives for conservation. *The Atlantic Forest: History, Biodiversity, Threats and Opportunities of the Mega-diverse Forest*, 91-111.

Cavalcante, H., Araújo, F., Becker, V., & Barbosa, J. E. D. L. (2021). Internal phosphorus loading potential of a semiarid reservoir: an experimental study. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 33.

Charlier, F., Júnior, C. Q. O SIG como Ferramenta para a Gestão Ambiental em uma Ferrovia. *ENGEVISTA*, 6, 3, 25-35. 2004.

Chausse, B., Kakimoto, P. A., & Kann, O. (2021). Microglia and lipids: how metabolism controls brain innate immunity. In *Seminars in Cell & Developmental Biology* (Vol. 112, pp. 137-144). Academic Press.

Chen, H., Wang, Y., Sun, X., Peng, Y., Xiao, L. (2020). Mixing effect of polylactic acid microplastic and straw residue on soil property and ecological function. *Chemosphere*, 243, 125271.

Costa, M. E. L., Carvalho, D. J., Garnier, J., Koide, S. (2021). Qualidade das águas urbanas no córrego Vicente Pires – Distrito Federal. *GESTA*, 9, 47-48.

Crouzeilles, R., E. Santiami, M. Rosa, L. Pugliese, P.H.S. Brancalion, R.R. Rodrigues, J.P. Metzger, M. Calmon, C.A.D.M. Scaramuzza, M.H. Matsumoto, A. Padovezi, R.B. Chaves, T. Metzker, R.B. Fernandes, F.R. Scarano, J. Schmitt, G. Lui, P. Christ, R.M. Vieira, M.M.D. Senta, G.A. Malaguti, B.B.N. Strassburg, S. Pinto, R.de M. Benini. (2019). There is hope for achieving ambitious Atlantic Forest restoration commitments *Perspect. Ecol. Conserv.*, 17, 80-83, 10.1016.

Das, D., Paries, M., Hobecker, K., Gigl, M., Dawid, C., Lam, H. M., Gutjahr, C. (2022). Phosphate Starvation Response transcription factors enable arbuscular mycorrhiza symbiosis. *Nature Communications*, 13, 1, 477.

da Silva, M. G., do Vasco, A. N., Soares, C. C., de Jesus Neves, R. J., Garcia, C. A. B., & Netto, A. D. O. A. (2022). Spatial modeling of nitrogen and phosphorus in an agricultural basin in northeastern Brazil. *Research, Society and Development*, 11, 5, e475111537047-e475111537047.

de Almeida, A. C. V., de Moura Costa, H. S. (2021). Os impactos socioeconômicos decorrentes da implantação da ferrovia central do Brasil do Norte de Minas em Montes Claros/MG. *Revista arq.urb*, 31, 59-73.

de Andrade Costa, D., Soares de Azevedo, J. P., Dos Santos, M. A., & dos Santos Facchetti Vinhaes Assumpção, R. (2020). Water quality assessment based on multivariate statistics and water quality index of a strategic river in the Brazilian Atlantic Forest. *Scientific reports*, 10(1), 22038.

de Lima, R. A., Oliveira, A. A., Pitta, G. R., de Gasper, A. L., Vibrans, A. C., Chave, J., Prado, P. I. (2020). The erosion of biodiversity and biomass in the Atlantic Forest biodiversity hotspot. *Nature communications*, 11(1), 6347.

de Siqueira L. P., Tedesco A. M., Rodrigues R. R., Chaves R. B., Albuquerque N. C. B., Corrêa F. F., Santiami E. L., Tambosi L. R., Guimarães T. M. G. (2021). Engaging people for large-scale forest restoration: governance lessons from the Atlantic Forest of Brazil. In: M. C. M. Marques, C. E. V. Grelle (eds.), *Atlantic Forest: biodiversity, threats and solutions of the megadiverse forest*. Brancalion PHS, Springer, Switzerland.

Dias, I. R., de Mira-Mendes, C. V., Solé, M. (2014). Rapid inventory of herpetofauna at the APA (environmental protection area) of the Lagoa Encantada and Rio Almada, Southern Bahia, Brazil. *Herpetology Notes*, 7, 627-637.

Dinka, M. O., Loiskandl, W., Ndambuk, J. M. (2015). Hydrochemical characterization of various surface water and groundwater resources available in Matahara areas, Fantalle Woreda of Oromiya region. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 3.

Dodds, W. K.; Smith, V. H.; Lohman, K. (2002). Nitrogen and phosphorus relationships to benthic algal biomass in temperate streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 59, 865–874.

Dodds, W. K.; Smith, V. H. (2016). Nitrogen, phosphorus and eutrophication in streams. *Inland Waters*, 6, 2, 155-164, 2016.

Fernández-Castro, B., Mouriño-Carballido, B., Álvarez-Salgado, X. A. (2019). Non-redfieldian mesopelagic nutrient remineralization in the eastern North Atlantic subtropical gyre. *Progress in Oceanography*, 171, 136-153.

Figueiredo, J. A., Noriega, C. D., Oliveira, E. M. C., Neto, R. R.; Barroso, G. F., Filho, M.A. (2014). Avaliação Biogeoquímica de águas fluviais com ênfase no

comportamento dos compostos nitrogênio e fósforo total para diagnoses de sistema aquático provenientes do sistema aquático Bacia do Rio Doce, Espírito Santo. *Geochimica Brasiliensis* 28, 2, 215-226.

Filho, P. F. J.; Moura, M. C. S.; Marins, R. V. (2012). Fracionamento Geoquímico do Fósforo em Água e Sedimentos do Rio Corrente, Bacia hidrográfica do Parnaíba /PI *Rev. Virtual Quim*, 4, 6, 623-640.

Filho, B. F. S. (2008). O ciclo do nitrogênio e suas implicações na agricultura moderna. *Informação Tecnológica. PESAGRO-RIO*, 3.

Fiorucci, A. R., Benedetti Filho, E. (2005). A importância do oxigênio dissolvido em ecossistemas aquáticos. *Química e Sociedade*, 22, 10-16.

Fiuza, A. B. J. Q., Le Huger, L. G. O., Queiroz, B. J. (2010). Análise Ambiental do Estado de Conservação do Baixo Curso do Rio Pacoti. *Arq. Ciên.* 43, 1, 18–29.

Fogliatti, M. C., Filippo, S., Gourdad, B. (2004). *Avaliação de Impactos Ambientais – Aplicação aos Sistemas de Transporte*. Editora Interciência, ISBN 85-7193-108-9.

Forman, R. T., Sperling, D., Bissonette, J. A., Clevenger, A. P., Cutshall, C. D., Dale, V. H., Winter, T. C. (2003). *Road ecology: science and solutions*. Island press.

Franco, G. B., Betim, L. S., Marques, E. A. G., Gomes, R. L., & Chagas, C. D. S. (2012). Relação qualidade da água e fragilidade ambiental da Bacia do Rio Almada, Bahia. *Revista Brasileira de Geociências*, 42, 114-127.

Gabriele, W.; Welti, N.; Hein, T. (2013). Limitations of stream restoration for nitrogen retention in agricultural headwater streams. *Ecological Engineering*, 60, 224–234, 2013.

Galloway, J. N.; Townsend, A. R.; Erisman, J. W.; Bekunda, M.; Cai, Z.; Freney, J. R.; Martinelli, L. A.; Seitzinger, S. P.; Sutton, M. A. (2008). Transformation of the nitrogen cycle: ontent trends, questions, and potential solutions. *Science*, 320, 889-892.

Glaeser, E. (2011). *Triumph of the city: How urban spaces make us human*. Pan Macmillan.

Goller, R., Wilcke, W., Fleischbein, K., Valarezo, C., & Zech, W. (2006). Dissolved nitrogen, phosphorus, and sulfur forms in the ecosystem fluxes of a montane forest in Ecuador. *Biogeochemistry*, 77, 57-89.

Gomes-da-Silva, J., Forzza, R. C. (2021). Two centuries of distribution data: detection of areas of endemism for the brazilian angiosperms. *Cladistics*, 37, 442-458, 10.1111

Grasshoff, K., Kremlinh, K., Ehrhardt, M. (1999). *Methods of Seawater Analysis*. 3rd edition. Weinheim: Wiley-VCH. 632.

Han, H., Yang, C., SONG, J. (2014). Scenario Simulation and the Prediction of Land Use and Land Cover Change in Beijing, China. *Sustainability*, 7, 4260-4279.

Howarth, R. W., Chan, F., Swaney, D. P., Marino, R. M., & Hayn, M. (2021). Role of external inputs of nutrients to aquatic ecosystems in determining prevalence of nitrogen vs. phosphorus limitation of net primary productivity. *Biogeochemistry*, 154(2), 293-306.

Karlson, M., Karlsson, C. S. J., Mörtberg, U., Olofsson, B., & Balfors, B. (2016). Design and evaluation of railway corridors based on spatial ecological and geological criteria. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 46, 207-228.

Keeling, D. J. (2007). Transportation geography: new directions on well-worn trails. *Progress in Human Geography*, 31, 217-225.

Li, S., Bush, R. T. (2015). Rising flux of nutrients (C, N, P and Si) in the lower Mekong River. *Journal of Hydrology*, 530, 447-461.

Lin, J., Chen, N., Yuan, X., Tian, Q., Hu, A., & Zheng, Y. (2020). Impacts of human disturbance on the biogeochemical nitrogen cycle in a subtropical river system revealed by nitrifier and denitrifier genes. *Science of The Total Environment*, 746, 141139.

Maes, J., Vanellander, T. (2011). The use of rail transport as part of the supply chain in an urban logistics context. In *City Distribution and Urban Freight Transport*. Edward Elgar Publishing.

Mamun, M., Kim, J. Y., AN, K. G. (2021). Multivariate Statistical Analysis of Water Quality and Trophic State in an Artificial Dam Reservoir. *Water*, 13, 186.

Mantovani, V. A., Terra, M. D. C. N. S., de Mello, C. R., Rodrigues, A. F., de Oliveira, V. A., & Pinto, L. O. R. (2022). Spatial and temporal patterns in Carbon and Nitrogen inputs by net precipitation in Atlantic Forest, Brazil. *Forest Science*, 68(1), 113-124.

Mapbiomas Brasil, 2021. Disponível em: <https://mapbiomas.org/>. Acesso em: 05/06/2023.

Marcilio-Silva, V., Marques, M. C. M., Cavender-Bares, J. (2018). Land-use trade-offs between tree biodiversity and crop production in the Atlantic Forest. *Conserv. Biol.*, 32, 1074-1084, 10.1111.

Marques, R., Larsen, J. G., Cattarin, A., & de Medeiros Silveira, F. (2023). Biomass and Nutrients in the Forest-floor Litter of Second-Growth Brazilian Atlantic Forests. *Floresta*, 53(1), 080-088.

Mittermeier, R. A., Gil, P. R., Hoffmann, M., Pilgrim, J., Brooks, T., Mittermeier, C. G., Lamoreux, J., Fonseca, G. A. B. (2004). Hotspots Revisited: Earth's Biologically Richest and Most Endangered Ecoregions. 1 ed. Mexico City: CEMEX, Conservation International, e Agrupacion Sierra Madre, 390.

Moreira, M. C., SILVA, D. D., LARA, M. D. S., & Pruski, F. F. (2014). Índices de conflito pelo uso da água da bacia do ribeirão entre Ribeiros. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 19(1), 221-228.

Nobrega, R. A. A., Stich, B. (2012). Towards the Long Term Recovery in Mississippi: Understanding the Impact of Transportation System for Economic Resilience. *Journal of Leadership and Management*, 12, 21-35.

Nunes, M. V.; Ferreira, M. J.; do Nascimento, R. R. (2013). Estudo das diferenças das variáveis abióticas de um riacho de pequena ordem e de uma represa. *Periódico Eletrônico Fórum Ambiental da Alta Paulista*, 9, 2.

Oliveira, L. K., Santos, O. R., Oliveira, R. L. M., Nobrega, R. A. A. (2018). Is the location of warehouses changing in the Belo Horizonte Metropolitan Area (Brazil)? A logistic sprawl analysis in a Latin American context. *Urban Science*, 2, 43, 1-12.

Okumura, R. A., Gonçalves da Silva, A., Ressayé, N. S. S.; Reis, E. N. L., Bifano, R. B. A, Quilenato, R. V. (2020). Determinação da Qualidade da Água de um Rio Tropical sob a perspectiva do Uso do Solo e Cobertura Vegetal. *Revista Brasileira de Geografia Física*, 13, 4, 1835-1850. 2020.

Palomo, K. G. S. (2015). Vulnerabilidade da Mata Atlântica no Sul da Bahia frente à expansão da fronteira econômica. *Journal of Social, Technological and Environmental Science*, 4, 2, 70-82.

Papera, J., Araújo, F., Becker, V. (2021). Sediment phosphorus fractionation and flux in a tropical shallow lake. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 33.

Pereira, M. A. B., dos Santos Alves, W., de Oliveira, L. D., Morais, W. A., Lima, L. O., & da Costa Nunes, N. (2020). Qualidade Hídrica da Cachoeira do Rio São Tomás, no Município de Rio Verde, Goiás, Brasil. *Revista Brasileira de Geografia Física*, 13, 1, 377-390.

Pissarra, T. C. T., Costa, R. C. A., Valle Junior, R. F. D., Silva, M. M. A. P. D. M., Costa, A. M. D., Sanches Fernandes, L. F., Pacheco, F. A. L. (2022). Role of mine tailings in the spatio-temporal distribution of phosphorus in river water: the case of B1 Dam break in Brumadinho. *Water*, 14, 10, 1572.

Piveli, R. P., Kato, M. T. (2006). Qualidade da água e poluição: aspectos físico-químicos. ABES, 286.

Potter, J. D., McDowell, W. H., Merriam, J. L., Peterson, B. J., & Thomas, S. M. (2010). Denitrification and total nitrate uptake in streams of a tropical landscape. *Ecological Applications*, 20, 8, 2104-2115.

Pardo, P., Lopez-Sanchez, J. F., Rauret, G. (2003). Relationships between phosphorus fractionation and major components in sediments using the SMT harmonised extraction procedure. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 376, 248-254.

Quinelato, R. V., Okumura, A. T. R., Bifano, R. B. A, Farias, E. S., Brito, J. M. S., Ferreira, C. S. V. A., Silva, J. B. L., Bernardes, M. E. C., Silva, A. G. (2021). Determinação da qualidade da água superficial e sua compatibilidade com os múltiplos usos: estudo de caso do estuário do rio Caraíva. *Revista Brasileira de Geografia Física*, 14, 1, 037-057.

Redfield, A. C. (1958). The biological control of chemical factors in the environment. *American Scientist*, 46, 3, 205-221.

Richardson, J. S., Bilby, R. E., Bondar, C. A. (2005). Organic matter dynamics in small streams of the Pacific Northwest. *J. Am. Water Resour. Assoc.*, 41, 4, 921-934.

Rocha, H. M., Cabral, J. B. P., Batista, D. F., Oliveira, L. G. (2019). Avaliação físico-química e microbiológica das águas da bacia hidrográfica do rio Paraíso Jataí-GO. *Geosul*, 34, 51–74.

Roeder, M. (1975). Reconhecimento climatológico. Gráfica Cruzeiro do Sul. Diagnóstico Sócio-Econômico da Região Cacaueira.

Romanelli, J. P., Meli, P., Santos, J. P. B., Jacob, I. N., Souza, L. R., Rodrigues, A. V., ... & Rodrigues, R. R. (2022). Biodiversity responses to restoration across the Brazilian Atlantic Forest. *Science of The Total Environment*, 821, 153403.

Rybczyk, J. M., Day Jr, J. W., Yanez-Arancibia, A., Cowan, J. H. (2012). Global climate change and estuarine systems. *Estuarine Ecology*, 497-518.

Salemi, L. F., Groppo, J. D., Trevisan, R., de Barros Ferraz, S. F., de Moraes, J. M., & Martinelli, L. A. (2015). Nitrogen dynamics in hydrological flow paths of a small tropical pasture catchment. *Catena*, 127, 250-257.

Santana, L. M., Moraes, M. E. B., Silva, D. M. L., & Ferragut, C. (2016). Spatial and temporal variation of phytoplankton in a tropical eutrophic river. *Brazilian Journal of Biology*, 76, 600-610.

Santos, A. C., Soler Martins, C. S., Melo, N. A., Filho, J. E. A. (2020). Quantificação das cargas de nitrogênio e fósforo na sub-bacia hidrográfica do ribeirão Bom Jardim (MG). *Revista DAE*, 68, 225, 15-33.

Santos, R. S., Medeiro, P. R. P., Santos, E. O. (2022). Análise da variação temporal da carga de fósforo no baixo Rio São Francisco (AL/SE). *Revista Brasileira de Geografia Física*, 15, 2, 872-885.

Scott, W. C., Breed, C. S., Haddad, S. P., Burket, S. R., Saari, G. N., Pearce, P. J., Brooks, B. W. (2019). Spatial and temporal influence of onsite wastewater treatment systems, centralized effluent discharge, and tides on aquatic hazards

of nutrients, indicator bacteria, and pharmaceuticals in a coastal bayou. *Science of the Total Environment*, 650, 354-364.

Schlesinger, W. H., Cole, J. J., Finzi, A. C., Holland, E. A. (2011). Introduction to coupled biogeochemical cycles. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9, 1, 5-8.

Silva G. S, Gomes, R. L. (2010). Aplicação da técnica de avaliação do terreno e análise da fragilidade ambiental da bacia hidrográfica do Rio Almada. *Caminhos de Geografia*, 11, 5, 240-259.

Singh, K. P., Malik, A., Sinha, S. (2005). Water quality assessment and apportionment of pollution sources of Gomti river (India) using multivariate statistical techniques—A case study. *Anal. Chim. Acta*, 538, 355–374.

de Souza, Í. N. P., de Albuquerque Nóbrega, R. A., & Ribeiro, S. M. C. (2019). O Papel das Infraestruturas Ferroviárias nas Mudanças de Uso e Cobertura do Solo no MATOPIBA. *Revista do Departamento de Geografia*, 38, 123-136.fog

Spiegel, H., Sandén, T., Dersch, G., Baumgarten, A. (2017). How does different arable management affect potential N mineralisation?. In *EGU General Assembly Conference Abstracts*, 5143.

Strickland, J. D. H., Parsons, T. R. (1965). A manual of sea water analysis, with special reference to the more common micronutrients and to particulate organic material. *Fisheries Research Board of Canada*, 125, 203.

Sudduth, E. B., Perakis, S. S., Bernhardt, E. S. (2013). Nitrate in watersheds: Straight from soils to streams? *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 118, 1, 1-12.

Tavares, C. C., Sousa, J. B., da Leandro Sillva, F. (2021). Qualidade da água na Bacia Hidrográfica do córrego Piraputangas, Cáceres, Mato Grosso. *Revista Equador*, 10, 2, 155-182.

Tiwari, R. N. (2011). Assessment of groundwater quality and pollution potential of Jawa block Rewa district, Madhya Pradesh, India. *Proceedings of the international academy of ecology and environmental sciences*, 1, 3-4, 202.

Tong, Y., Wang, M., Peñuelas J, Liu, X. H. Paerl, W., Elser, J. J., Sardans, J., Couture, R. M., Larssen, T., Hu, H., Dong, X., He, W., Zhang, W. X. Wang, Y. Zhang, Y. Liu, S., Zeng, X. Kong, A.B.G., Janssen, Y. Lin. (2020). Improvement in municipal wastewater treatment alters lake nitrogen to phosphorus ratios in populated regions. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.*, 117, 11566-11572.

Troeh, F. R., Thompson, L. M. (2007). *Solos e fertilidade do solo*. Andrei.

Trombulak, S. C., Frissell, C. A. (2000). Review of Ecological Effects of Roads on Terrestrial and Aquatic Communities. *Conservation Biology*, 14, 1, 18-30.

Tucci, C.E.M. *Águas Urbanas*. (2008). *Revista Estudos Avançados*, 22, 63, 97-112.

Tundisi, J. G.; Tundisi, T. M. (2010). Impactos potenciais das alterações do Código Florestal nos recursos hídricos. *Biota Neotropica*, 10, 67-75.

Valera, C. A., Pissarra, T. C. T., Filho, M. V. M., Valle Júnior, R. F. D., Oliveira, C. F., Moura, J. P., ... & Pacheco, F. A. L. (2019). The buffer capacity of riparian vegetation to control water quality in anthropogenic catchments from a legally protected area: A critical view over the Brazilian new forest code. *Water*, 11, 3, 549.

Varol, M. (2020). Use of water quality index and multivariate statistical methods for the evaluation of water quality of a stream affected by multiple stressors: A case study. *Environ. Pollut.* 266, 115417.

Wang, X. L., Lu, Y. L., Han, J. Y., He, G. Z., & Wang, T. Y. (2007). Identification of anthropogenic influences on water quality of rivers in Taihu watershed. *Journal of Environmental Sciences*, 19, 4, 475-481.

Wang, J., Da, L., Song, K., & Li, B. L. (2008). Temporal variations of surface water quality in urban, suburban and rural areas during rapid urbanization in Shanghai, China. *Environmental Pollution*, 152, 2, 387-393.

Weigelhofer, G., Hein, T., & Bondar-Kunze, E. (2018). Phosphorus and nitrogen dynamics in riverine systems: Human impacts and management options. *Riverine ecosystem management*, 187.

Wrage, N., Velthof, G. L., Van Beusichem, M. L., & Oenema, O. (2001). Role of nitrifier denitrification in the production of nitrous oxide. *Soil biology and Biochemistry*, 33, 12-13, 1723-1732.

Wu, D., Yan, H., Shang, M., Shan, K., & Wang, G. (2017). Water eutrophication evaluation based on semi-supervised classification: A case study in Three Gorges Reservoir. *Ecological indicators*, 81, 362-372.

ANEXOS

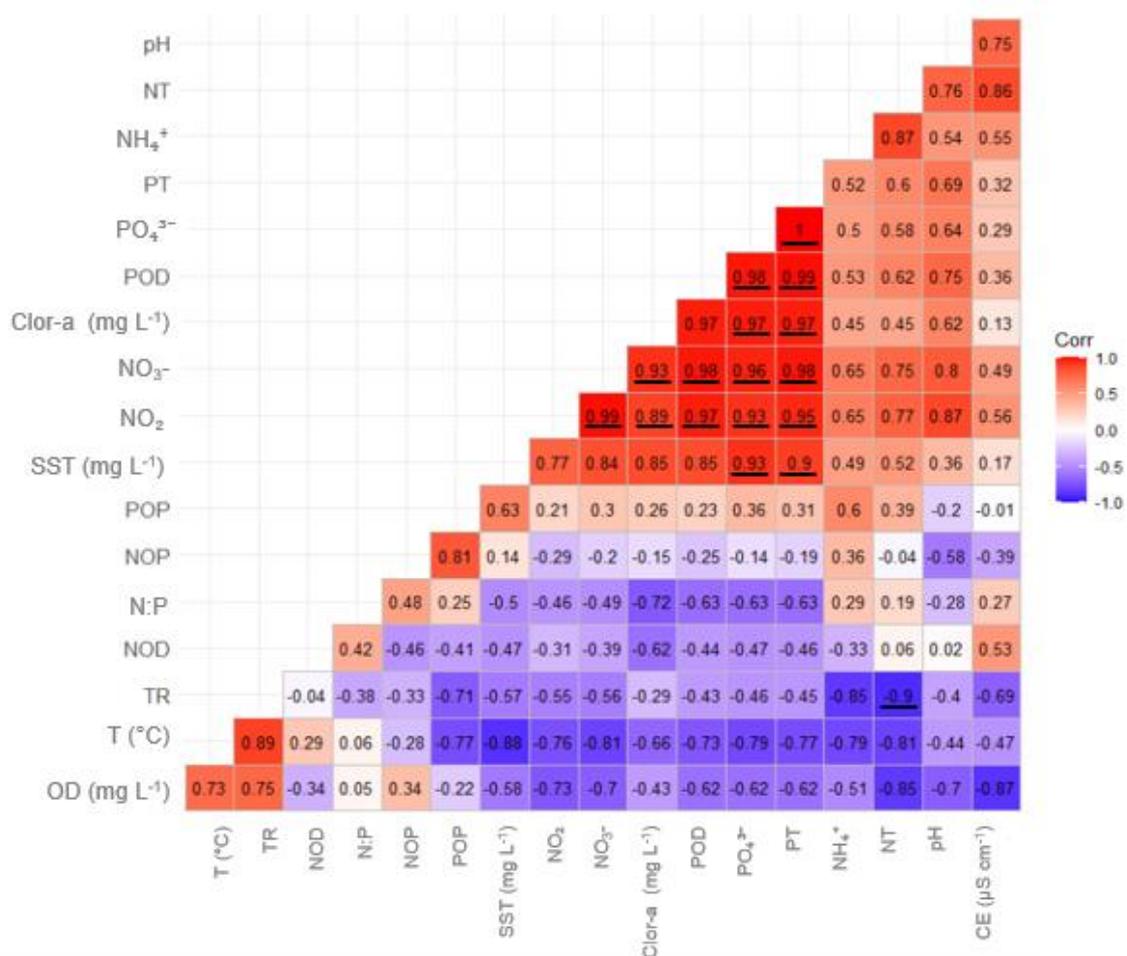


Figura 17. Correlações estabelecidas pelo teste estatístico de Spearman entre os nutrientes e parâmetros abióticos analisados no ponto P1. Valores sublinhados correspondem aos valores de correlações positivas ou negativas. Variáveis: NOD (nitrogênio orgânico dissolvido), TR (taxa respiratória), pH (potencial hidrogeniônico), OD (oxigênio dissolvido), SST (sólidos suspensos totais), NOP (nitrogênio orgânico particulado), POP (fósforo orgânico particulado), POD (fósforo orgânico dissolvido), PO₄³⁻ (fosfato), PT (fósforo total), NO₂⁻ (nitrito), NO₃⁻ (nitrato), CE (condutividade elétrica) (CE), Clor-a (clorofila-a), N:P (razão Nitrogênio:Fósforo), NH₄⁺ (n-amoniaco), NT (nitrogênio total).

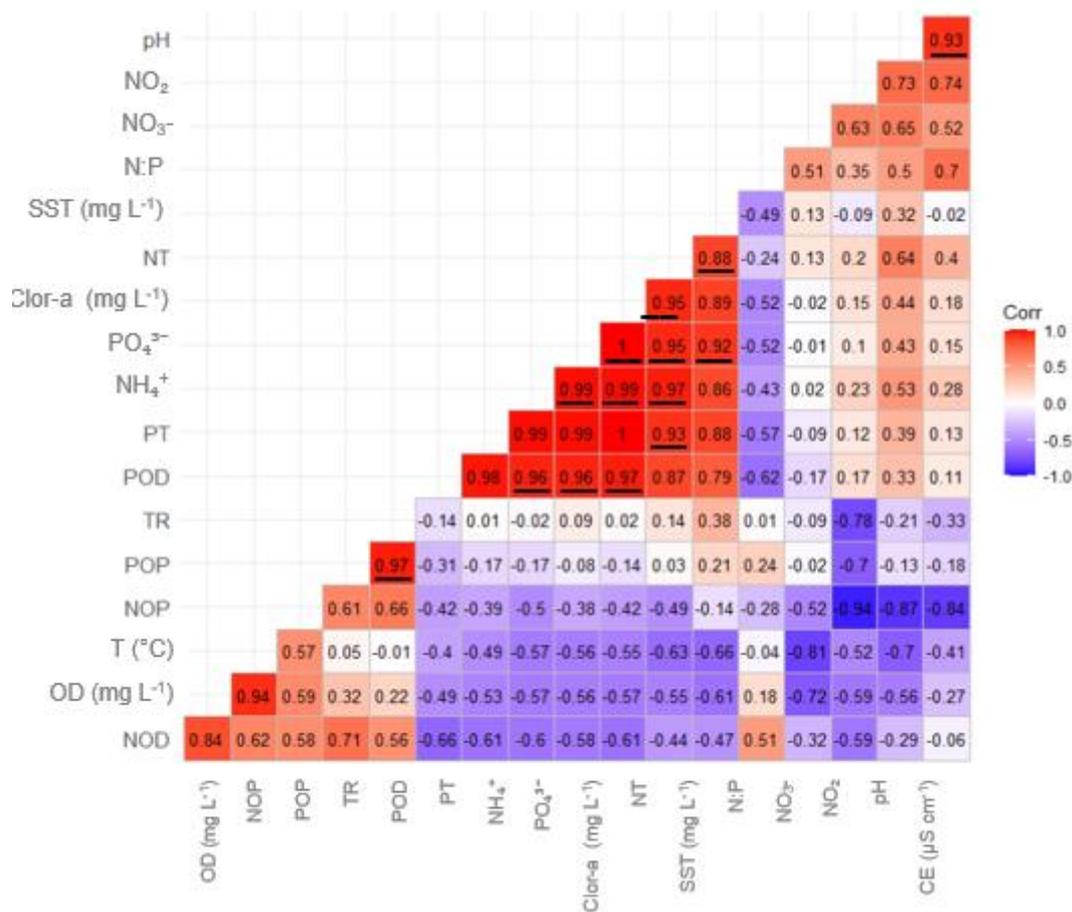


Figura 19. Correlações estabelecidas pelo teste estatístico de Spearman entre os nutrientes e parâmetros abióticos analisados no ponto P3. Valores sublinhados correspondem aos valores de correlações positivas ou negativas. Variáveis: NOD (nitrogênio orgânico dissolvido), TR (taxa respiratória), pH (potencial hidrogeniônico), OD (oxigênio dissolvido), SST (sólidos suspensos totais), NOP (nitrogênio orgânico particulado), POP (fósforo orgânico particulado), POD (fósforo orgânico dissolvido), PO₄³⁻ (fosfato), PT (fósforo total), NO₂ (nitrito), NO₃⁻ (nitrato), CE (condutividade elétrica) (CE), Clor-a (clorofila-a), N:P (razão Nitrogênio:Fósforo), NH₄⁺ (n-amoniaco), NT (nitrogênio total).

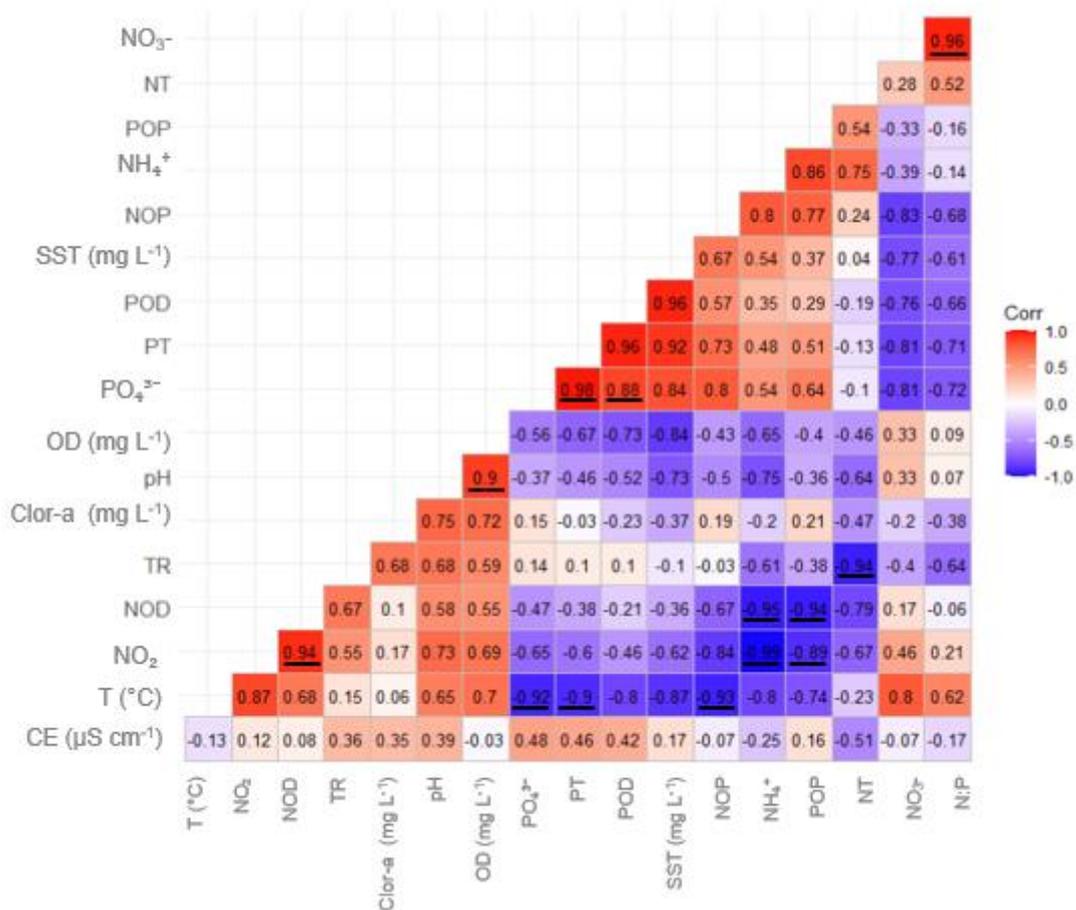


Figura 20. Correlações estabelecidas pelo teste estatístico de Spearman entre os nutrientes e parâmetros abióticos analisados no ponto P4. Valores sublinhados correspondem aos valores de correlações positivas ou negativas. Variáveis: NOD (nitrogênio orgânico dissolvido), TR (taxa respiratória), pH (potencial hidrogeniônico), OD (oxigênio dissolvido), SST (sólidos suspensos totais), NOP (nitrogênio orgânico particulado), POP (fósforo orgânico particulado), POD (fósforo orgânico dissolvido), PO₄³⁻ (fosfato), PT (fósforo total), NO₂⁻ (nitrito), NO₃⁻ (nitrato), CE (condutividade elétrica) (CE), Clor-a (clorofila-a), N:P (razão Nitrogênio:Fósforo), NH₄⁺ (n-amoniaco), NT (nitrogênio total).

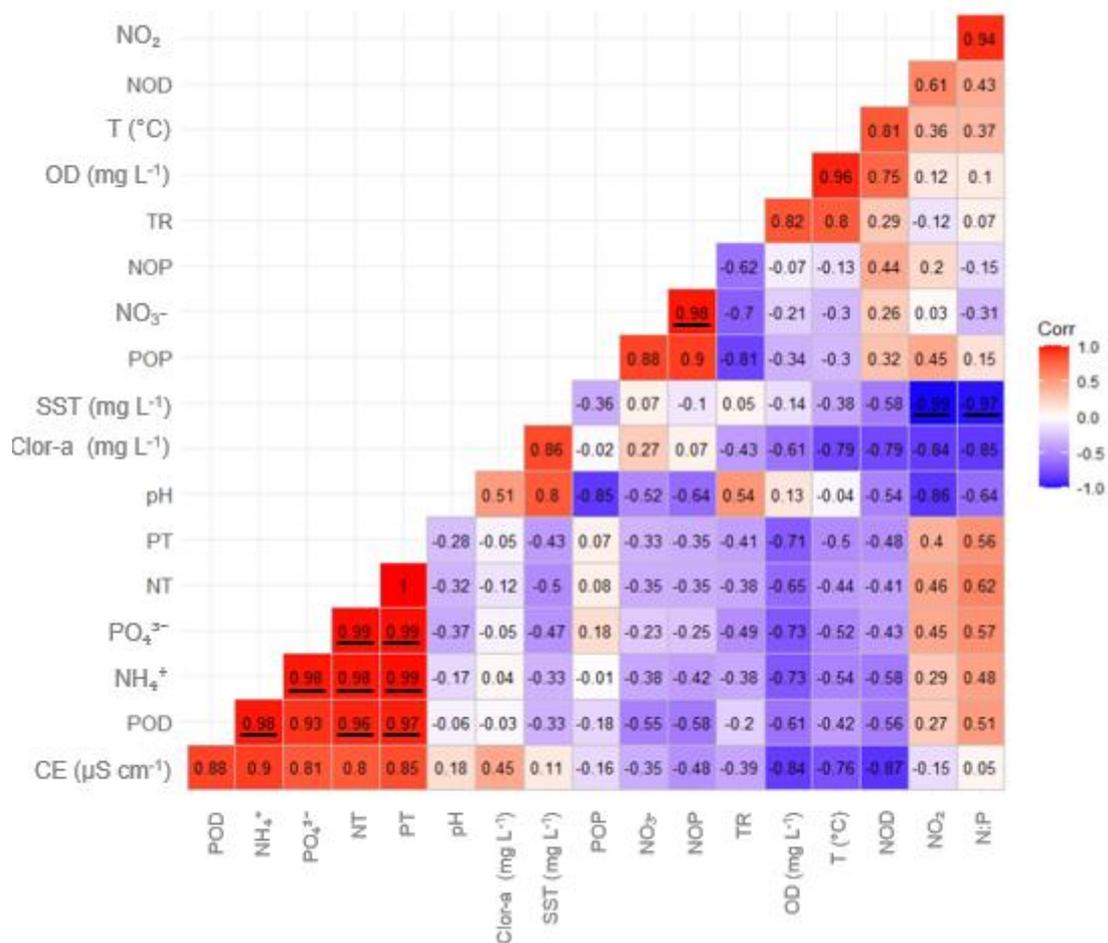


Figura 21. Correlações estabelecidas pelo teste estatístico de Spearman entre os nutrientes e parâmetros abióticos analisados no ponto P5. Valores sublinhados correspondem aos valores de correlações positivas ou negativas. Variáveis: NOD (nitrogênio orgânico dissolvido), TR (taxa respiratória), pH (potencial hidrogeniônico), OD (oxigênio dissolvido), SST (sólidos suspensos totais), NOP (nitrogênio orgânico particulado), POP (fósforo orgânico particulado), POD (fósforo orgânico dissolvido), PO₄³⁻ (fosfato), PT (fósforo total), NO₂⁻ (nitrito), NO₃⁻ (nitrato), CE (condutividade elétrica) (CE), Clor-a (clorofila-a), N:P (razão Nitrogênio:Fósforo), NH₄⁺ (n-amoniaco), NT (nitrogênio total).

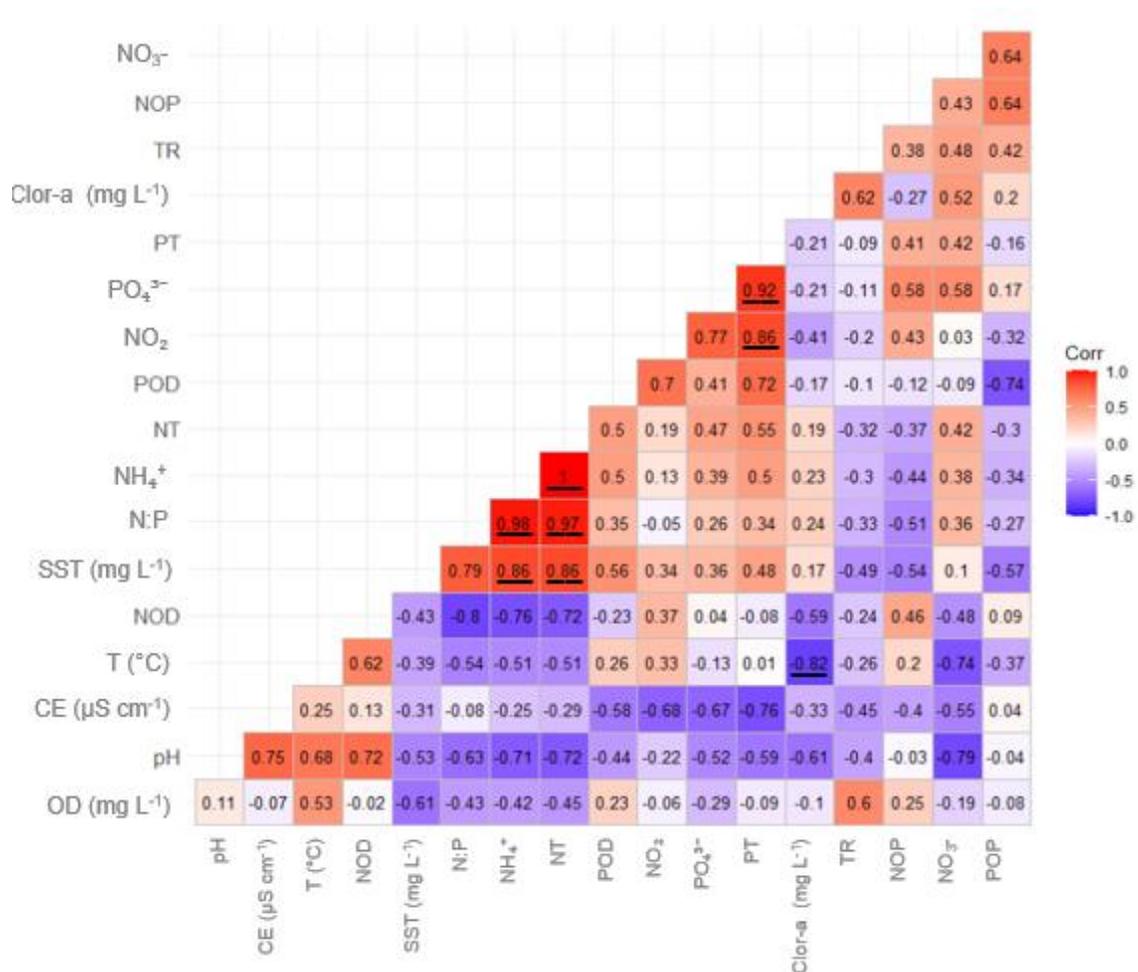


Figura 22. Correlações estabelecidas pelo teste estatístico de Spearman entre os nutrientes e parâmetros abióticos analisados no ponto P6. Valores sublinhados correspondem aos valores de correlações positivas ou negativas. Variáveis: NOD (nitrogênio orgânico dissolvido), TR (taxa respiratória), pH (potencial hidrogeniônico), OD (oxigênio dissolvido), SST (sólidos suspensos totais), NOP (nitrogênio orgânico particulado), POP (fósforo orgânico particulado), POD (fósforo orgânico dissolvido), PO_4^{3-} (fosfato), PT (fósforo total), NO_2^- (nitrito), NO_3^- (nitrato), CE (condutividade elétrica) (CE), Clor-a (clorofila-a), N:P (razão Nitrogênio:Fósforo), NH_4^+ (n-amoniaco), NT (nitrogênio total).

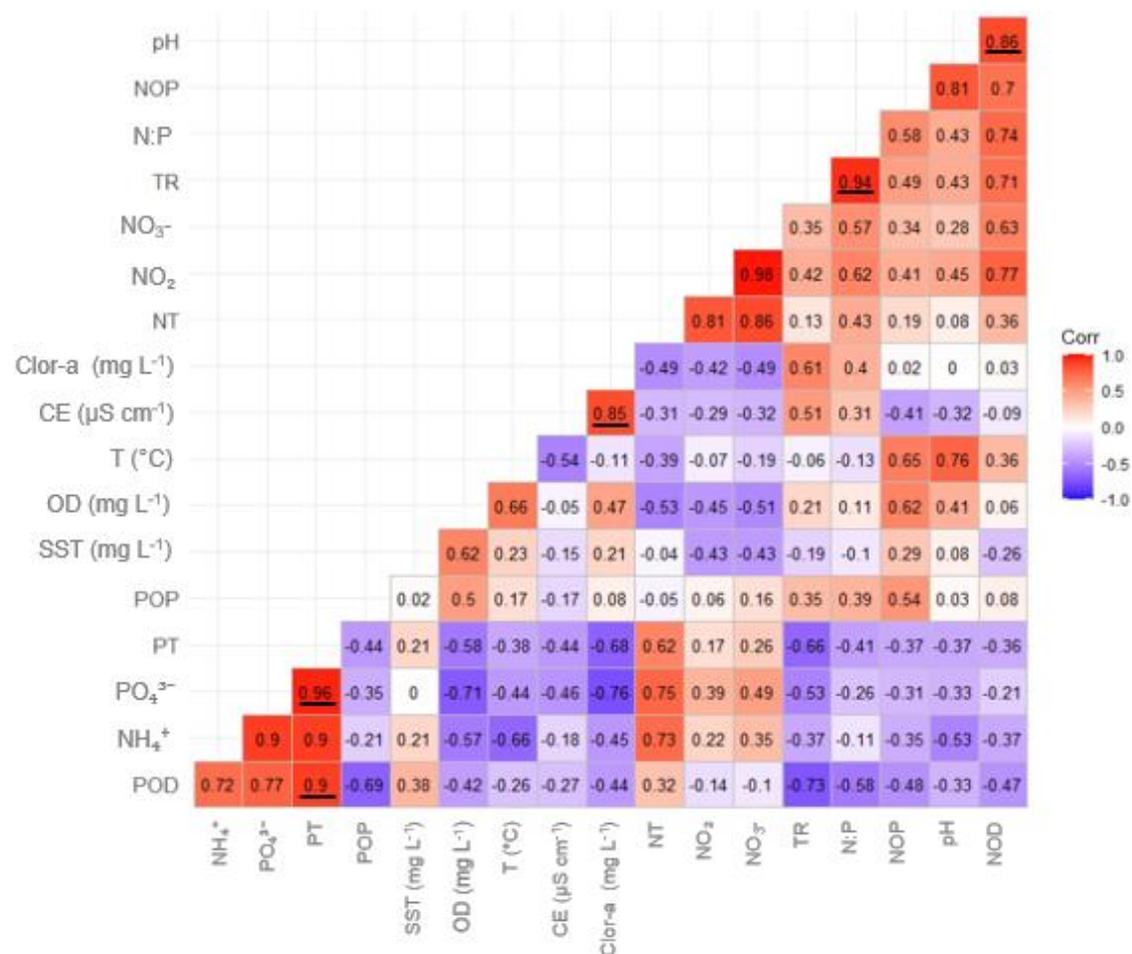


Figura 23. Correlações estabelecidas pelo teste estatístico de Spearman entre os nutrientes e parâmetros abióticos analisados no ponto P7. Valores sublinhados correspondem aos valores de correlações positivas ou negativas. Variáveis: NOD (nitrogênio orgânico dissolvido), TR (taxa respiratória), pH (potencial hidrogeniônico), OD (oxigênio dissolvido), SST (sólidos suspensos totais), NOP (nitrogênio orgânico particulado), POP (fósforo orgânico particulado), POD (fósforo orgânico dissolvido), PO₄³⁻ (fosfato), PT (fósforo total), NO₂⁻ (nitrito), NO₃⁻ (nitrato), CE (condutividade elétrica) (CE), Clor-a (clorofila-a), N:P (razão Nitrogênio:Fósforo), NH₄⁺ (n-amoniaco), NT (nitrogênio total).

