



**UNIVERSIDADE ESTADUAL DE SANTA CRUZ – UESC/
UNIVERSIDADE FEDERAL DO SUL DA BAHIA – UFSB
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SISTEMAS
AQUÁTICOS TROPICAIS – PPGSAT**

**INFLUÊNCIA DA BIODIVERSIDADE AQUÁTICA NA AUTODEPURAÇÃO
DOS RIOS ALMADA E CACHOEIRA NA BAHIA**

Jaielle Rodrigues Nascimento

Ilhéus, BA

2024

Jaielle Rodrigues Nascimento

**INFLUÊNCIA DA BIODIVERSIDADE AQUÁTICA NA AUTODEPURAÇÃO
DOS RIOS ALMADA E CACHOEIRA NA BAHIA**

Dissertação apresentada ao Curso de Pós-Graduação (*Stricto sensu*) em Sistemas Aquáticos Tropicais da Universidade Estadual de Santa Cruz/Universidade Federal do Sul da Bahia como parte dos requisitos para obtenção do título de mestre em Sistemas Aquáticos Tropicais.

Linha de pesquisa: Manejo de Recursos Naturais, Diagnóstico e Remediação de Impactos ambientais

Orientador: Prof. Dr. Nadson Ressayé Simões

Ilhéus, BA

2024

N244

Nascimento, Jaielle Rodrigues.

Influência da biodiversidade aquática na autodepuração dos Rios Almada e Cachoeira na Bahia / Jaielle Rodrigues Nascimento. – Ilhéus, BA: UESC, 2024.

69 f. : il.; anexos.

Orientador: Nadson Ressayé Simões.

Dissertação (Mestrado) – Universidade Estadual de Santa Cruz. Programa de Pós-Graduação em Sistemas Aquáticos Tropicais.

Inclui referências.

1. Água – Qualidade. 2. Zooplâncton de água doce. 3. Macrofitas. 4. Rios – Recuperação. I. Título.

CDD 551.483

TERMO DE APROVAÇÃO

Jaielle Rodrigues Nascimento

Defesa da dissertação de mestrado da Jaielle Rodrigues Nascimento, intitulada: **Influência da Biodiversidade Aquática na Autodepuração dos Rios Almada e Cachoeira na Bahia**, orientado pelo Prof. Dr. Nadson Ressayé Simões, apresentado à banca examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós Graduação em Sistemas Aquáticos Tropicais, em 29 de janeiro de 2024, Ilhéus, Bahia.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Nadson Ressayé Simões (Orientador)
Universidade Federal do Sul da Bahia

Alexandre Schiavetti
Banca I

Sérgio Luiz Sonoda
Banca II

À minha família, que sempre me incentivou a alçar voos maiores.

AGRADECIMENTOS

Em primeiríssimo lugar, gostaria de registrar a minha gratidão ao meu Deus, que me proporcionou viver coisas extraordinárias sob o seu precioso comando.

À toda a minha família, que mesmo de longe sempre me apoiaram e nunca duvidaram de mim. Espero que eu tenha deixado vocês orgulhosos.

Ao meu orientador Nadson Ressayé. São tantos anos juntos que não sei se estou preparada para deixá-lo. Muito do que sou hoje foi pelo que aprendi com o senhor. Espero que não esteja pensando que vai se livrar de mim assim tão fácil, porque não vai!

À Jovenilson Ferreira pela imensa colaboração em todas as etapas do projeto e pelas muitas risadas. Você, com certeza, conseguirá encontrar várias espécies novas. E acredite no seu Nobel!

À Escarlett de Arruda Ramos pela ajuda nas coletas e por topiar locar um carro comigo quando tudo parecia dar errado. Graças a Deus, conseguimos fazer tudo sem você perder nenhum ponto na sua carteira de motorista!

A Gisele Pinha pela ajuda nas coletas, sugestões e apoio na identificação dos bentos. Você fez toda a diferença e essa dissertação não seria o que ela é hoje sem a sua colaboração.

Ao Acácio de Sá pelo socorro prestado com a rede em D. Estava tão novinha que até fiquei com dó de usar, acredite. Escarlett e Jovenilson são testemunhas. Você tem toda a minha gratidão.

Ao professor Rodolfo Mariano e a Jhenny Cabral pela ajuda com a identificação dos macroinvertebrados bentônicos. Vocês me fizeram gostar um pouquinho mais deles, acreditem.

Aos colegas de turma (Escarlett de Arruda Ramos, Saulo Andrade Araújo e Gabriela Dias da Silva) pela amizade e alegria compartilhada com vocês.

Ao PPGSAT por todo o suporte, em especial os professores do programa. Professor Marciel Rodrigues, o senhor tem um talento absurdo no ensino da estatística.

E por fim, a Fapesb pelo apoio financeiro durante todo o meu mestrado.

RESUMO

Os recursos hídricos enfrentam diversos desafios derivados da ação humana que aumentam sua vulnerabilidade e impactam negativamente sua resiliência. Contudo, persistem incertezas sobre a interconexão entre corpo hídrico, biodiversidade e serviços ecossistêmicos. A hipótese deste trabalho é que a biodiversidade aquática está associada com a manutenção do serviço ecossistêmico de melhora da qualidade da água nos rios Almada e Cachoeira na Bahia. Para testar a hipótese, foram realizadas coletas a montante (zona de águas limpas) e a jusante (zonas de decomposição ativa) em três áreas urbanas de cada rio e aplicado o modelo de autodepuração de Streeter-Phelps. A paisagem foi, predominantemente, caracterizada por pastagens e formações florestais. A Análise de Componentes Principais indicou maior variabilidade das variáveis físicas e químicas das zonas de decomposição ativa. O processo de autodepuração foi mais eficiente no Rio Almada. Os trechos de cabeceira foram os mais afetados pela poluição orgânica. No Rio Almada foram identificados 41 táxons de zooplâncton, 44 de macroinvertebrados bentônicos (MIB) e seis de macrófitas, enquanto no Rio Cachoeira foram encontradas 37 espécies zooplanctônicas, 36 táxons de MIB e cinco de macrófitas. Apenas a riqueza e a abundância de zooplâncton apresentaram diferença significativa entre as zonas de águas limpas e as zonas de decomposição ativa. A correlação entre atributos das comunidades bentônicas e planctônicas com variáveis físicas e químicas, como oxigênio dissolvido (OD), pH e demanda bioquímica de oxigênio (DBO) foi evidenciada. A diversidade beta foi maior para a comunidade zooplanctônica. A correlação de Pearson entre atributos das comunidades, incluindo grupos tolerantes, e condições de OD e DBO ao longo de cada trecho, geradas pelo modelo, evidenciou o efeito positivo da composição e da abundância de organismos planctônicos na regeneração da água. E diante dos impactos antrópicos observados, recomenda-se a implementação de medidas de tratamento do esgoto, para que os serviços ecossistêmicos possam ser mantidos.

Palavras-chave: zooplâncton; macrófitas; macroinvertebrados bentônicos; qualidade da água; Modelo de Streeter-Phelps.

ABSTRACT

Water resources face several challenges arising from human action that increase their vulnerability and negatively impact their resilience. However, uncertainties persist about the interconnection between water bodies, biodiversity and ecosystem services. The hypothesis of this work is that aquatic biodiversity is associated with the maintenance of the ecosystem service of improving water quality in the Almada and Cachoeira rivers in Bahia. To test the hypothesis, samples were collected upstream (clean water zone) and downstream (zones of active decomposition) in three urban areas of each river and the Streeter-Phelps self-purification model was applied. The landscape was predominantly characterized by pastures and forest formations. The Principal Component Analysis indicated greater variability in the physical and chemical variables of the active decomposition zones. The self-purification process was more efficient in the Almada River. The headwater stretches were the most affected by organic pollution. In the Almada River, 41 taxa of zooplankton, 44 of benthic macroinvertebrates (MIB) and six of macrophytes were identified, while in the Rio Cachoeira, 37 zooplankton species, 36 MIB taxa and five of macrophytes were found. Only the richness and abundance of zooplankton showed a significant difference between the clean water zones and the active decomposition zones. The correlation between attributes of benthic and planktonic communities with physical and chemical variables, such as dissolved oxygen (DO), pH and biochemical oxygen demand (BOD) was evidenced. Beta diversity was greater for the zooplankton community. The Pearson correlation between community attributes, including tolerant groups, and DO and BOD conditions along each stretch, generated by the model, highlighted the positive effect of the composition and abundance of planktonic organisms on water regeneration. And given the observed anthropogenic impacts, it is recommended that sewage treatment measures be implemented so that ecosystem services can be maintained.

Keywords: zooplankton; macrophytes; benthic macroinvertebrates; water quality; Streeter-Phelps model.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO/JUSTIFICATIVA	14
2. OBJETIVO GERAL	18
2.2 Objetivos específicos.....	18
3. MATERIAL E MÉTODOS.....	18
3.1 Área de estudo.....	18
3.2 Delineamento amostral.....	19
3.3 Obtenção das variáveis físicas, químicas e biológicas da água.....	21
3.4. Análise de uso e cobertura da terra	22
3.5 Análise da capacidade de autodepuração	22
3.6 Análise de dados.....	24
4. RESULTADOS.....	25
4.1 Uso e Cobertura da terra	25
4.2 Variáveis Físicas e Químicas.....	27
4.3 Capacidade de autodepuração	28
4.4 Biodiversidade na Bacia Hidrográfica do Rio Almada	31
4.5 Biodiversidade na Bacia Hidrográfica do Rio Cachoeira	32
4.6 Atributos das comunidades.....	33
4.7 Diversidade beta	37
4.8 Biodiversidade aquática e variáveis físicas e químicas	37
4.9 Influência da diversidade aquática na autodepuração	39
5. DISCUSSÃO	39
5.1 Respostas da biodiversidade aquática à poluição.....	39
5.2 Impactos na capacidade de autodepuração	40
5.3 Efeitos da biodiversidade sobre a autodepuração	41
5.4 Implicações para a gestão de recursos hídricos	42
6. CONCLUSÃO.....	43
7. REFERÊNCIAS	44
8. ANEXOS	60

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1. Área de estudo mostrando a Bacia Hidrográfica do Rio Almada (BHRA) e Bacia Hidrográfica do Rio Cachoeira (BHRC) e seus respectivos pontos de coleta. BHRA: P1a e P1b = Almadina, P2a e P2b = Coaraci, P3a e P3b= Itajuípe; BHRC: P1a e P1b = Itororó, P2a e P2b = Itaju do Colônia, P3a e P3b= Itapé. 19
- Figura 2. Discretização dos trechos analisados na Bacia Hidrográfica do Rio Almada (BHRA) e na Bacia Hidrográfica do Rio Cachoeira (BHRC). D: distância; T= temperatura; pH= potencial hidrogeniônico; CE= condutividade elétrica; V= velocidade; Q= vazão, OD: oxigênio dissolvido; DBO: demanda bioquímica de oxigênio; MIB: macroinvertebrados bentônicos; 1, 2 e 3 são cidades dentro de cada bacia hidrográfica. 1: Almadina – BHRA/Itororó – BHRC; 2: Coaraci –BHRA/Itaju do Colônia – BHRC; 3: Itajuípe – BHRA /Itapé – BHRC. 20
- Figura 3. Análise de uso e cobertura da terra da Bacia Hidrográfica do Rio Almada (BHRA) e Bacia Hidrográfica do Rio Cachoeira (BHRC) para o ano de 2022. 26
- Figura 4. Análise de Componentes principais (ACP) de variáveis ambientais nas zonas de águas limpas e nas zonas de decomposição ativa centros urbanos do Rio Almada e do Rio Cachoeira amostradas em 2023; T – Temperatura da água; pH – potencial Hidrogeniônico; OD – Oxigênio Dissolvido; CE – Condutividade elétrica; DBO_{obs} – Demanda Bioquímica de Oxigênio observada; DBO_{Est} – Demanda Bioquímica de Oxigênio estimada; Q – Vazão. 28
- Figura 5. Perfil de oxigênio dissolvido (OD) (a) e de demanda bioquímica de oxigênio (DBO) (b) para os trechos 1, 2 e 3 do Rio Almada (BHRA)..... 29
- Figura 6. Perfil de oxigênio dissolvido (OD) (a) e de demanda bioquímica de oxigênio (DBO) (b) para os trechos 1, 2 e 3 do Rio Cachoeira (BHRC). 30
- Figura 7. Atributos para os diferentes grupos da comunidade zooplancônica nas zonas de águas limpas (P1a, P2a e P3a) e nas zonas de decomposição ativa (P1b, P2b e P3b) de centros urbanos na Bacia Hidrográfica do Rio Almada (BHRA) e da Bacia Hidrográfica do Rio Cachoeira (BHRC) em 2023. a, b) riqueza de espécies; c, d)

abundância; e, f) equitabilidade. P1a e P1b: trecho 1; P2a e P2b: trecho 2; P3a e P3b: trecho 3. 34

Figura 8. Atributos para os diferentes grupos da comunidade bentônica nas zonas de águas limpas (P1a, P2a e P3a) e nas zonas de decomposição ativa (P1b, P2b e P3b) de centros urbanos na Bacia Hidrográfica do Rio Almada (BHRA) e da Bacia Hidrográfica do Rio Cachoeira (BHRC) em 2023 a, b) riqueza; c, d) abundância; e, f) equitabilidade. P1a e P1b: trecho 1; P2a e P2b: trecho 2; P3a e P3b: trecho 3..... 35

Figura 9. Curvas de rarefação e extrapolação com intervalos de confiança de 95% da comunidade zooplanctônica (a) e de macroinvertebrados bentônicos (b) na Bacia Hidrográfica do Rio Almada e na Bacia Hidrográfica do Rio Cachoeira (c e d), respectivamente, em 2023. 36

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Área e porcentagem das classes de uso e cobertura da terra para a Bacia Hidrográfica do Rio Almada (BHRA) e Bacia Hidrográfica do Rio Cachoeira (BHRC) no ano de 2022.....	26
Tabela 2. Variáveis físicas e químicas do Rio Almada (BHRA) e do Rio Cachoeira (BHRC) amostradas em 2023. T – Temperatura da água; pH – potencial Hidrogeniônico; OD – Oxigênio Dissolvido; CE – Condutividade elétrica; DBO ₅ Obs – Demanda Bioquímica de Oxigênio observada; Q – Vazão. P1a, P2a e P3a: Zonas de águas limpas; P1b, P2b e P3b: Zonas de decomposição ativa.	27
Tabela 3. Concentrações estimadas de OD e DBO ₅ na mistura e no trecho final, menor concentração de OD obtida no trecho (OD mínima) e atendimento ou não a legislação nacional (Resolução CONAMA 357/05) para o Rio Almada (BHRA).....	29
Tabela 4. Concentrações estimadas de OD e DBO na mistura e no trecho final, menor concentração de OD obtida no trecho (OD mínima) e atendimento ou não a legislação nacional (Resolução CONAMA 357/05) para o Rio Cachoeira (BHRC).	30
Tabela 5. Biomassa de macrófitas registradas nas zonas de águas limpas e nas zonas de decomposição ativa após centros urbanos na Bacia Hidrográfica do Rio Almada (BHRA) em 2023.	32
Tabela 6. Biomassa de macrófitas registradas nas zonas de águas limpas e nas zonas de decomposição ativa após centros urbanos na Bacia Hidrográfica do Rio Cachoeira (BHRC) em 2023.....	33
Tabela 7. Índice de diversidade beta de Simpson e índice de Raup-Crick para as comunidades de zooplâncton e de macroinvertebrados bentônicos entre montante e jusante de cada trecho analisado na Bacia Hidrográfica do Rio Almada (BHRA) e na Bacia Hidrográfica do Rio Cachoeira (BHRC) para o ano de 2023.....	37
Tabela 8. Correlação entre componentes da comunidade zooplanctônica e variáveis abióticas a jusante dos centros urbanos para a Bacia Hidrográfica do Rio Almada (BHRA) e para a Bacia Hidrográfica do Rio Cachoeira (BHRC) (p-valor $\leq 0,1$).	38

Tabela 9. Correlação entre componentes da comunidade de macroinvertebrados bentônicos e variáveis abióticas a jusante dos centros urbanos para a Bacia Hidrográfica do Rio Almada (BHRA) e para a Bacia Hidrográfica do Rio Cachoeira (BHRC) (p-valor $\leq 0,1$). 38

Tabela 10. Correlação entre componentes da biodiversidade aquática e variáveis geradas pelo modelo de autodepuração de Streeter-Phelps para a Bacia Hidrográfica do Rio Almada (BHRA) e para a Bacia Hidrográfica do Rio Cachoeira (BHRC) (p-valor $\leq 0,1$). 39

1. INTRODUÇÃO/JUSTIFICATIVA

A água é um recurso essencial para a manutenção de processos vitais (Dudgeon, 2019), e acompanhada da biodiversidade supre serviços ecossistêmicos à sociedade. Os serviços ecossistêmicos são os benefícios que as pessoas obtêm dos ecossistemas, tais como: serviços de provisão (alimentos, água, madeira e fibras), serviços de regulação (que afetam o clima, inundações, doenças, resíduos e qualidade da água), serviços culturais (que proporcionam benefícios recreativos, estéticos e espirituais); e serviços de suporte (formação do solo, fotossíntese e ciclagem de nutrientes) (Deeksha & Shukla, 2022). Já o termo biodiversidade representa as diferentes formas de visualizar a diversidade biológica, sendo as mais conhecidas: diversidade taxonômica, diversidade genética, diversidade funcional e diversidade de habitat (Gaston, 2000). E a combinação entre água e biodiversidade sustenta serviços ecossistêmicos de provisão (água com qualidade e alimento), suporte (ciclagem de matéria, fluxo de energia, resiliência, estabilidade e controle de doenças) e cultural (educação e recreação) (Parron *et al.*, 2019).

A biodiversidade mantém um alto nível de multifuncionalidade dos ecossistemas (Lefcheck *et al.*, 2015). Por isso, debates sobre a perda das espécies sempre levam a implicações negativas sobre os ecossistemas (Branco *et al.*, 2022). Tais ameaças antrópicas não apenas prejudicam o bem-estar social, econômico e cultural humano, mas também desencadeiam uma série de reações entre as atividades humanas e as propriedades ecossistêmicas (Caro *et al.*, 2022). Isso implica que os estressores antropogênicos sobre a biodiversidade resultam em redução na quantidade e qualidade dos serviços ecossistêmicos disponíveis para a população humana. Essa situação pode levar à falsa necessidade de aumentar a exploração dos ecossistemas para atender às demandas da população, o que, por sua vez, amplifica o impacto sobre a biodiversidade (Dudgeon, 2019).

Em paralelo, os recursos hídricos superficiais enfrentam ameaças à sua biodiversidade e às suas funções ecossistêmicas (Dudgeon, 2019). O crescimento das atividades agrícolas, a contaminação proveniente de resíduos domésticos e industriais, a lixiviação de nutrientes, a expansão da pecuária, a supressão da vegetação ciliar e a regulação do fluxo de água têm acelerado o processo de degradação desses corpos d'água (Prakash & Verma, 2022). Essa degradação altera os aspectos abióticos (e.g. aumento da concentração de nutrientes levando à eutrofização) e bióticos (e.g. perda de

espécies e o aumento da predominância de espécies mais resistentes). Além disso, pode ter impactos indiretos ao afetar as relações entre os diferentes níveis tróficos, bem como as dinâmicas interespecíficas e intraespecíficas de competição e predação (Braz *et al.*, 2020), assim como a modificação da produtividade primária (Sabater *et al.*, 2018). Como resultado, funções intrínsecas de autodepuração dos rios podem ser prejudicadas.

Os rios apresentam a capacidade inerente de restabelecer seu estado original ou semelhante após o recebimento de um distúrbio (Ghangrekar, 2022). O processo de autodepuração ocorre por meio de microrganismos que regulam a ciclagem de nutrientes através da decomposição (Ostroumov, 2017). Embora outros fatores, como processos físicos (diluição, sedimentação e turbulência) e químicos (oxidação dos redutores) também atuem no sistema (Pratiwi *et al.*, 2023). A autodepuração pode ainda ser compreendida como uma sucessão ecológica, onde os estágios podem ser identificáveis no corpo d'água, uma vez que este é um processo que se desenvolve ao longo do tempo e do espaço (Von Sperling, 2005). Dessa forma, são definidas quatro zonas de autodepuração: zona de degradação, zona de decomposição ativa; zona de recuperação; e zona de águas limpas.

No entanto, a intensidade da degradação ambiental pode ser superior a capacidade de auto regeneração dos rios (Ghangrekar, 2022) porque altera diretamente a biota aquática, que é essencial para manutenção desse processo. Assim, como previsto pela teoria da biodiversidade e funcionamento dos ecossistemas (Tilman, 1999; Loreau *et al.*, 2001), rios ou trechos de rios com maior biodiversidade de microrganismos poderiam ter mais eficácia no processo de autodepuração. Isto porque o papel dos fatores e processos ecológicos que contribuem para a melhoria da qualidade da água (auto purificação da água) são mais exigidos em corpos de água com elevado grau de deterioração (Ostroumov, 2010).

Como a capacidade de autodepuração varia de um curso d'água para outro, são necessários estudos específicos, visando conhecer a capacidade de cada rio se recuperar da poluição orgânica sem que suas características naturais sejam prejudicadas. Nos rios urbanos do Brasil, a poluição orgânica é um dos grandes problemas de saúde pública, em função da ausência de saneamento básico adequado na maioria dos seus municípios. O índice de esgotamento em todo país representa 92,9% em relação à população urbana, com cerca de 325,6 mil quilômetros de redes de coleta de esgoto. Mas, quanto ao tratamento dos esgotos, observa-se que o índice médio do país chega a 46,3% para a estimativa dos esgotos gerados e 74,5% para os esgotos que são coletados. Infelizmente,

a maior parte destes rejeitos chegam aos rios promovendo sua contaminação e gerando uma cadeia de problemas de saúde pública.

O consumo de oxigênio dissolvido é um dos principais indicadores deste tipo de poluição. Ele é o resultado dos processos de estabilização da matéria orgânica advinda de efluentes. Este fenômeno pode provocar a mortandade de peixes e a consequente redução da diversidade de espécies do ecossistema. Devido sua importância, o oxigênio dissolvido tem sido utilizado tradicionalmente para a determinação do grau de poluição e autodepuração em cursos d'água por meio da modelagem (Von Sperling, 2007; Wen *et al.*, 2017).

A modelagem matemática da qualidade da água em rios surgiu da necessidade de se prever e avaliar os efeitos de ações antrópicas, visando controlar a poluição e proteger a saúde pública (Orlob, 1983; Orlob, 1992). O modelo de Streeter-Pelphs foi o pioneiro, desenvolvido em 1925 a partir de análises no rio Ohio (Chapra, 1997). Ao longo dos anos, foram obtidos avanços nas técnicas numéricas e computacionais, além de adaptabilidade do modelo ao surgimento de novos problemas ambientais (Chapra, 1997). E, devido a sua simplicidade de aplicação, o modelo tem sido difundido cada vez mais em estudos para a gestão dos recursos hídricos (Gonçalves *et al.*, 2012; Wu & Yu, 2021; Mendivil-García *et al.*, 2022; Lung, 2023).

Outro meio utilizado para identificar poluição orgânica é por meio da análise da biodiversidade aquática. Dentre estes, os invertebrados planctônicos e bentônicos podem auxiliar a minimizar os impactos humanos, pois se alimentam de bactérias (coliformes totais), que se proliferam por conta do aporte fecal, e também de algas (clorofila-a), que aumentam devido à entrada de nutrientes em excesso (Ramos *et al.*, 2021). Estes organismos respondem rapidamente às mudanças físicas, químicas e biológicas nos ambientes aquáticos, podendo ser utilizadas como bioindicadores de perturbação ambiental (Dodson *et al.*, 2005; Simões *et al.*, 2012; Bonecker *et al.*, 2013; Simões *et al.*, 2015; Topulniak *et al.*, 2019; Simões *et al.*, 2020).

Poucas políticas ambientais consideram o zooplâncton como ferramenta nas estratégias de conservação, apesar do seu papel ecológico nos sistemas aquáticos (Chiba *et al.*, 2018). Vários estudos têm registrado diferenças desta comunidade entre sistemas aquáticos impactados ou com diferentes graus de trofia (Dodson, 1992; Attayde & Bozelli, 1998; Dodson & Lillie, 2001; Hoffmann & Dodson, 2005; Pinto-Coelho *et al.*, 2005; Dodson *et al.*, 2009; Simões *et al.*, 2015). Além disso, estudos recentes em áreas sujeitas à restauração ambiental, revelaram um aumento na diversidade ou alterações

nas características funcionais do zooplâncton (i.e. tamanho do corpo, biomassa, dentre outros) (Olmo *et al.*, 2016; Bowszys *et al.*, 2020; Chen, 2020; Hernández-Carrasco *et al.*, 2023). Estas observações suportam o uso desses organismos na caracterização da qualidade ambiental dos corpos hídricos.

Os macroinvertebrados bentônicos (MIB) por sua vez, são os mais usados em programas de biomonitoramento em todo o mundo. Isso se deve ao fato destes organismos apresentarem respostas identificáveis a impactos múltiplos ou específicos, difusos ou pontuais, podendo ser estabelecidas relações de causa-efeito entre os estressores ambientais e a composição e estrutura desta comunidade (Nesemann *et al.*, 2004; Buss & Borges, 2008; Gargiulio *et al.*, 2016; Leasi *et al.*, 2018; Topulniak *et al.*, 2019). Possuem função em termos ecológicos na ciclagem de nutrientes, pois participam das cadeias alimentares, formando um elo entre os recursos basais do sistema (algas e detritos) e os peixes (Vega *et al.*, 2019), podendo viver associados à macrófitas aquáticas.

As macrófitas, vegetação aquática visível a olho nu, também podem ser utilizadas como indicadores da qualidade ambiental (Hegel & Melo, 2016). Isso porque desempenha funções na ciclagem e estocagem de nutrientes, constituição de detritos orgânicos, controle da poluição e eutrofização artificial das águas. E além de funcionarem também como fonte de matéria orgânica, enquanto vivas ou até mortas na forma de detritos para organismos, as macrófitas ainda alteram a estrutura espacial dos habitats e influenciam na sedimentação, nas características físicas e químicas da água e na velocidade do fluxo de água (Esteves & Camargo, 1986; Esteves, 1998; Pott & Pott, 2000; Esteves *et al.*, 2011; Thomaz, 2023). No Brasil, diversos estudos têm sido realizados a fim de examinar o papel das macrófitas no processo de melhoria da qualidade da água em ecossistemas aquáticos (Pereira *et al.*, 2012; Hegel & Melo, 2016; Bytyqi *et al.*, 2020; Diniz *et al.*, 2021).

Dessa forma, este estudo analisou a relação entre biodiversidade aquática e serviços ecossistêmicos aquáticos associando-os com regulação da poluição e qualidade de água em rios. A hipótese principal é que a biodiversidade aquática está associada com a manutenção do serviço ecossistêmico de melhora da qualidade da água nos rios Almada e Cachoeira na Bahia. Para que a hipótese seja aceita, espera-se que as seguintes predições sejam atendidas:

- Diminuição do oxigênio dissolvido e um aumento da condutividade elétrica a jusante dos centros urbanos dos trechos mais impactados;

- Diminuição gradual da demanda bioquímica de oxigênio ao longo dos trechos;
- Substituição na composição das comunidades aquáticas após as áreas urbanas;
- Comprometimento da capacidade de autodepuração nos trechos mais degradados;
- Associação entre capacidade de autodepuração e atributos da biodiversidade.

2. OBJETIVO GERAL

Analisar a associação da biodiversidade de zooplâncton, macroinvertebrados bentônicos e macrófitas com a autodepuração dos Rios Almada e Cachoeira na Bahia.

2.2 Objetivos específicos

- Analisar a capacidade de autodepuração da água após áreas urbanas de cada rio;
- Quantificar a biodiversidade de zooplâncton, macroinvertebrados bentônicos e macrófitas a montante e a jusante de centros urbanos de cada rio;
- Relacionar a biodiversidade dos organismos com a capacidade de autodepuração.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Área de estudo

As Bacias Hidrográficas do Rio Almada (BHRA) e do Rio Cachoeira (BHRC), inseridas na Bacia do Atlântico Leste, desempenham um papel vital para o desenvolvimento socioeconômico da região, subsidiando atividades como a pesca, irrigação e abastecimento público (Gomes, 2010; Engelbrecht *et al.*, 2019). A BHRA abrange uma área de drenagem de aproximadamente 1.545 km², percorrendo formações florestais de mata atlântica e cidades locais (Gomes, 2010). Com um clima classificado como Tropical Chuvoso, a região apresenta índices pluviométricos médios anuais de 1780 mm, com pico de precipitação entre março e abril, e uma temperatura média anual de 22,9°C (Bahia, 2001) (Figura 1).

Já a BHRC, abrangendo territórios de 12 municípios, é delimitada ao norte pelas bacias dos rios Contas e Almada e ao Sul pela bacia hidrográfica do Rio Pardo. O

principal curso d'água da BHRC, o Rio Cachoeira, tem origem na Serra da Ouricana, na cidade de Itororó, onde é chamado de Rio Colônia, e se converge com o Rio Salgado na cidade de Itapé para formar o Rio Cachoeira. Caracterizada por um clima quente e úmido, típico das florestas tropicais, a região recebe uma precipitação anual de 1000 mm, distribuída ao longo do ano, e tem uma temperatura média de 24°C, com períodos de estiagem em agosto e setembro (Schiavetti *et al.*, 2005) (Figura 1).

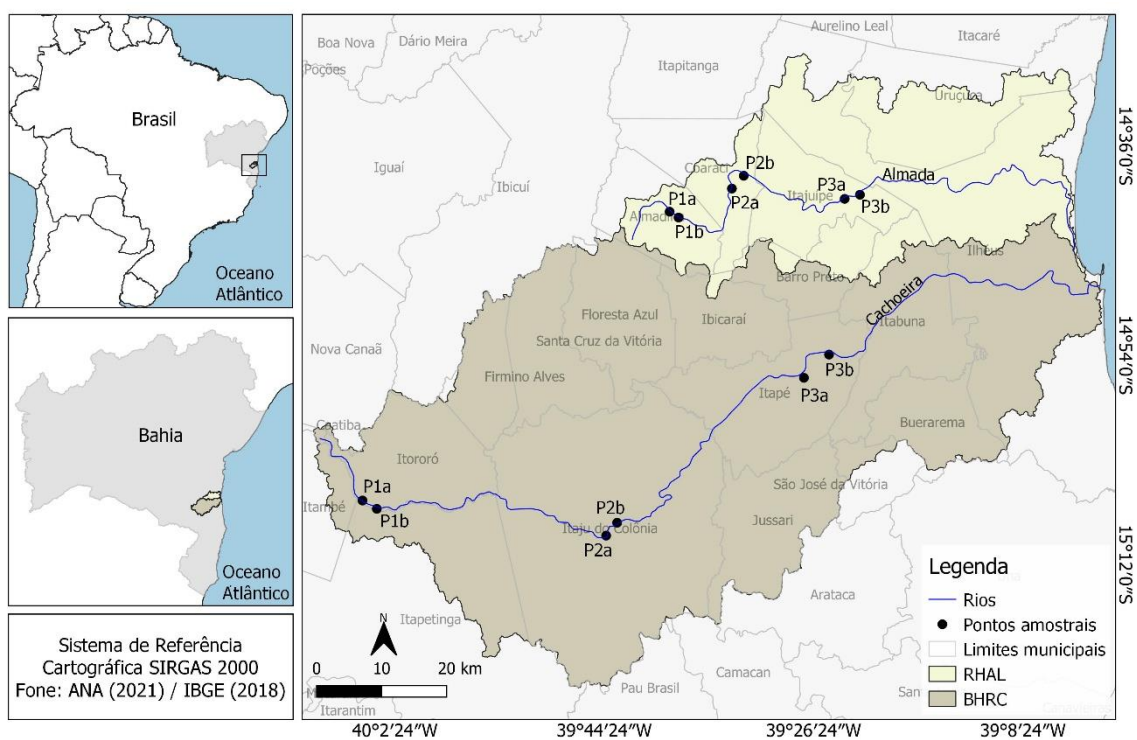


Figura 1. Bacia Hidrográfica do Rio Almada (BHRA) e Bacia Hidrográfica do Rio Cachoeira (BHRC) e seus respectivos pontos de coleta. BHRA: P1a e P1b = Almadina, P2a e p2b = Coaraci, P3a e P3b= Itajuípe; BHRC: P1a e P1b = Itororó, P2a e p2b = Itaju do Colônia, P3a e P3b= Itapé.

3.2 Delineamento amostral

As coletas foram realizadas e separadas por trechos ao longo do eixo longitudinal de cada rio principal das bacias (Trechos 1, 2 e 3). Cada trecho foi caracterizado pela influência de uma cidade, para indicar a presença de uma fonte poluidora (efluente não tratado). Os trechos contiveram um ponto de coleta a montante (entre 0 e 500 m de distância) (a) e outro sob influência de determinada cidade (entre 0 e 500 m de distância) (b). Os pontos a montante de cada cidade foram utilizados como referência (Zona de águas limpas); os pontos sob influência dos centros urbanos representam locais impactados pelos efeitos da poluição (Zona de decomposição ativa).

A montante de cada trecho analisado, as bacias hidrográficas não apresentam nenhuma contribuição pontual representativa e a jusante dos centros urbanos, dentro do mesmo trecho, não há outros lançamentos significativos de efluentes (Figura 2; Anexos: Tabela 4).

Na BHRA foram analisados os trechos das cidades: Almadina, Coaraci e Itajuípe. Da mesma forma, na BHRC foram analisadas as cidades: Itaju do Colônia, Itapé e Itabuna. Um traço comum a esses municípios é a ausência total de tratamento do efluente gerado pela população (IBGE, 2012). As coletas ocorreram durante o ano de 2023, resultando em 18 amostras de biodiversidade por corpo hídrico (06 amostras de zooplâncton, 06 amostras de macrófitas e 06 amostras de MIB), somente nos pontos de águas limpas (a) e de decomposição ativa (b) de cada centro urbano (Figura 2). Os tributários não foram modelados, uma vez que não foi identificada a presença ou, quando presente, vazão significativa dentro dos trechos analisados, para que seus dados fossem considerados representativos nos parâmetros de entrada do modelo (Von Sperling, 2007).

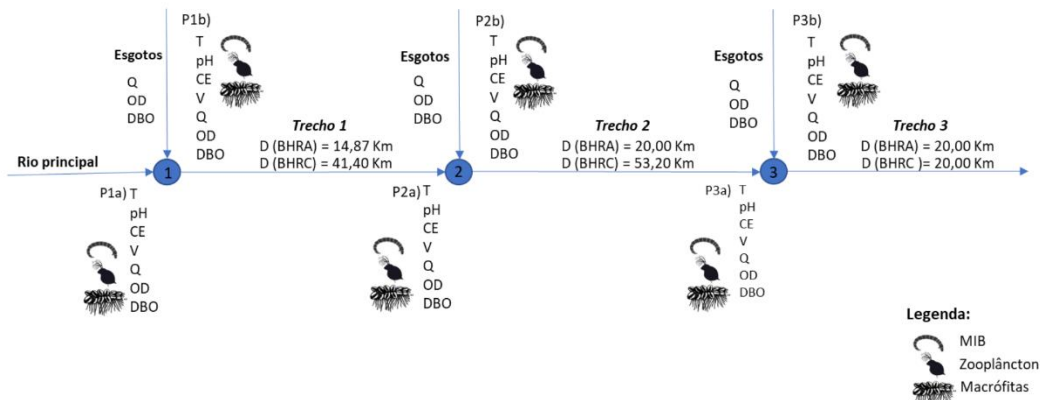


Figura 2. Discretização dos trechos analisados na Bacia Hidrográfica do Rio Almada (BHRA) e na Bacia Hidrográfica do Rio Cachoeira (BHRC). D: distância; T= temperatura; pH= potencial hidrogeniônico; CE= condutividade elétrica; V= velocidade; Q= vazão, OD: oxigênio dissolvido; DBO: demanda bioquímica de oxigênio; MIB: macroinvertebrados bentônicos; 1, 2 e 3 são cidades dentro de cada bacia hidrográfica. 1: Almadina – BHRA/Itororó – BHRC; 2: Coaraci –BHRA/Itaju do Colônia – BHRC; 3: Itajuípe – BHRA /Itapé – BHRC.

3.3 Obtenção das variáveis físicas, químicas e biológicas da água

Em todos os pontos urbanos de amostragem (a e b) foram mensurados *in situ*, com o uso de sonda multiparâmetro Hanna: pH; oxigênio dissolvido (OD); condutividade elétrica (CE); temperatura (T); além da vazão (Q) pelo método do flutuador (Palhares *et al.*, 2007), velocidade média (V) e profundidade média (Santos *et al.*, 2001). Amostras de água foram obtidas e acondicionadas em caixas térmicas para posterior análises laboratoriais, onde foram mensurados: demanda bioquímica de oxigênio (DBO) pelo método da diluição e incubação (20°C por 5 dias) (CETESB, 1978).

Os organismos zooplancônicos foram coletados por meio de arrastos horizontais do centro do rio para as margens com auxílio de uma rede de plâncton de 68 µm de abertura de malha e em seguida fixados em formol a 4% tamponado com carbonato de cálcio. A identificação foi realizada a nível de espécie, sob microscópio estereoscópio e microscópio óptico com o auxílio da bibliografia especializada (Elmoor-Loureiro, 1997; Koste, 1978; Reid, 1985). As contagens foram realizadas em cubetas de acrílico com fundo quadriculado sob microscópio estereoscópico para os microcrustáceos adultos e em câmaras tipo Sedgwick-Rafter para rotíferos e náuplios, onde, no mínimo, 100 indivíduos da espécie mais abundante foi estimada, em três sub amostragens subsequentes obtidas com pipeta do tipo Hensen-Stempel (2 mL) (Bottrell *et al.*, 1976) sendo a densidade final expressa em ind.m⁻³. Esses resultados foram utilizados para estimar a composição da comunidade em cada ponto amostrado.

As coletas dos MIB foram realizadas em áreas de corredeiras e remansos, utilizando-se rede D-frame com malha de 300 µm (0,5 mm), em todos os compartimentos do ambiente. Ao longo de cada ponto analisado foi selecionado um segmento de 30 m de margem e a amostragem consistiu em 20 arrastos individuais de 1 m, da jusante para montante, proporcionalmente ao número de habitats registrados em cada rio (areia, folhagem, matéria orgânica particulada, cascalho, leito rochoso consolidado). Posteriormente, as subamostras foram agrupadas para formar uma amostra composta (Barbour *et al.*, 1996) e preservadas com etanol a 70%. No laboratório, os MIB foram triados e identificados usando microscópio estereoscópico e chaves taxonômicas disponíveis (i.e. Mugnai *et al.*, 2010; Mariano & Froehlich, 2007, Hamada *et al.*, 2018; Garraffoni *et al.*, 2020).

As macrófitas, por sua vez, foram amostradas segundo a metodologia sugerida por Westlake (1965), na qual são lançados dois quadrados flutuantes de PVC com área de 0,25m², sendo que para cada coleta das amostras foram escolhidos os bancos mais homogêneos, ou seja, aqueles com indivíduos de mesma espécie e aspecto fenológico semelhante dentro de uma seção do rio de aproximadamente 5 m (Pompêo & Moschini-Carlos, 2003). Em seguida, os organismos foram lavados com água do próprio local e acondicionados em sacos plásticos. A identificação foi realizada a nível de gênero, com base em literatura especializada (Pott & Pott, 2000; Scremin-Dias *et al.*, 1999; Amaral *et al.*, 2008). Posteriormente, as plantas foram secas em estufa a uma temperatura máxima de 60°C, até atingir peso constante. Em seguida, o material foi pesado, determinando-se, assim, o seu peso seco. Para a obtenção da biomassa em peso seco por metro quadrado (gPS.m⁻²) foi calculada a média dos pesos obtidos, multiplicado por quatro.

3.4. Análise de uso e cobertura da terra

Os mapas de uso e cobertura da terra foram elaborados a partir de imagens do sensor LANDSAT, com resolução espacial de 30 metros. As imagens são geradas a partir do desenvolvimento de códigos na linguagem de programação JavaScript com aplicação do algoritmo Random Forest para classificação dos usos, disponibilizadas gratuitamente pela plataforma do MAPBIOMAS (<https://mapbiomas.org/>). Foram utilizados dados da Coleção 8.0 para a série histórica anual de 2022. Os mapas foram avaliados quanto a área em km² e em porcentagem, utilizando o software QGIS 3.16.

3.5 Análise da capacidade de autodepuração

A capacidade de autodepuração foi simulada através da aplicação do modelo de Streeter-Phelps para lançamento pontual (Von Sperling, 2014). Embora o despejo de efluente doméstico se dê de forma difusa ao longo da zona urbana de cada cidade analisada, para este estudo, toda a área urbana foi considerada como um único ponto de lançamento de efluente (Zona de mistura). Para tanto, foram necessários os seguintes dados de entrada: vazão do rio (Q_r); vazão do esgoto (Q_e), estimada pela equação $Q_e = \frac{P*q*C}{86400}$, sendo P a população (hab.), q o consumo de água per capita (L/hab.dia) (Anexos: Tabela 2) e C o coeficiente de retorno, adotado o valor de 0,8 (Von Sperling,

2005); oxigênio dissolvido do rio (OD_r); oxigênio dissolvido do esgoto bruto (OD_e), sendo adotado como 0,0 mg/L; demanda bioquímica de oxigênio do rio (DBO_r); demanda bioquímica de oxigênio do esgoto bruto (DBO_e), adotando-se o valor padrão de 341 mg/L; demanda bioquímica de oxigênio da zona de decomposição ativa ($DBO5_0$), obtida a partir da equação $DBO5_0 = \frac{Qr*DBOr+Qe*DBOe}{Qr+Qe}$; tempo de percurso, determinado por $t = \frac{d}{v*46400}$, onde d é a distância e v é a velocidade do curso d'água; concentração de saturação de oxigênio (C_s), obtida a partir de valores tabelados (Anexos: Tabela 1), utilizando dados de temperatura da água e altitude para sua definição; oxigênio mínimo permissível (OD_{min}), de 5 mg/L, e demanda bioquímica máxima permitida ($DBO_{máx}$), também de 5 mg/L, admitindo-se os teores permissíveis para rios de Classe 2, conforme Resolução CONAMA 357/2005; e os coeficientes de desoxigenação (K1), de reaeração (K2) e o de decomposição (Kd), pois são os que realmente indicam os níveis de oxigênio dissolvido em um ecossistema aquático (Rodrigues, 2005; Von Sperling, 2014) (Anexos: Tabela 3).

Para determinação do K1, foi adotado o valor de 0,45 (dia^{-1}), conforme estabelecido por Von Sperling (2014) para corpos d'água com características de esgoto bruto concentrado. O Kd foi calculado em função da profundidade, conforme equação de EPA (1985) e Thomann & Mueller (1987), em que a equação consiste em $Kd = 0,3 * \left(\frac{H}{2,5}\right)^{-0,434}$, considerando altura da lâmina d'água (H) $\leq 2,5$ m. Já para o cálculo do K2, optou-se pela utilização da equação de Owens *et al* (*apud* Branco, 1978; Chapra, 1997), em função de sua aplicabilidade a partir de características hidráulicas do corpo d'água, dada por $K2 = 5,3 * v^{0,67} * H^{-1,85}$, sendo v a velocidade do curso d'água (m/s) e H a altura da lâmina d'água (m);

Todos os cálculos para estimativa do K1, K2 e Kd são obtidos, de forma geral, para uma temperatura da água padrão de 20°C. Para a devida correção da temperatura, conforme as condições de cada trecho analisado, aplicou-se as seguintes equações: $K1_T = K1_{20C} * \theta^{(T-20)}$, para K1; $Kd_T = Kd_{20C} * \theta^{(T-20)}$, para Kd; e $K2_T = K2_{20C} * \theta^{(T-20)}$ para K2, onde T é a temperatura da água e θ sendo usualmente empregado os valores de 1,047 para K1 e Kd e 1,024 para K2 (EPA, 1987). Os valores de θ implicam que K1 e Kd aumentam 4,7% a cada acréscimo de 1°C na temperatura da água, enquanto o K2, 2,4%.

Como dados de saída, foram gerados: a concentração de oxigênio da mistura (C_0), a partir da equação $C_0 = \frac{Qr*ODr+Qe*ODe}{Qr+Qe}$; a concentração de DBO última da mistura (L_0), definida por $L_0 = DBO5_0 * K_T$, onde K_T é a constante de transformação da DBO₅; a DBO última, dada pela equação $K_T = \frac{1}{1-e^{-5*k_1}}$; tempo crítico (t_c), segundo a equação $t_c = \frac{1}{K_2-K_d} * \ln \left\{ \frac{K_2}{K_d} * \left[1 - \frac{D_0*(K_2-K_d)}{L_0-K_d} \right] \right\}$, sendo D_0 o déficit de oxigênio, definido pela subtração entre C_s e C_0 ; e concentração crítica de oxigênio dissolvido (OD_c), dada pela equação $OD_c = C_s - D_c$, onde D_c é o déficit crítico, calculado a partir de $D_c = \frac{K_2}{K_d} * L_0 * e^{-k_1*t_c}$.

Estes parâmetros convergiram para a obtenção dos perfis de OD e DBO de cada trecho dos rios analisados. O perfil de oxigênio dissolvido ao longo do tempo e da distância foi, portanto, calculado pela equação $C_t = C_s - \left[\frac{K_d*L_0}{K_2-K_d} * (e^{-k_d*t} - e^{-k_2*t}) + (C_s - C_0) * e^{-k_2*t} \right]$, para diversos valores t (tempo). Para definição do perfil de DBO ao longo do tempo e da distância, foi usada a equação $L = L_0 * e^{-k_d*t}$ (Von Sperling, 2014). Por fim, os valores de OD e DBO obtidos foram comparados quanto aos padrões estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/05.

3.6 Análise de dados

A variabilidade espacial das características físicas e químicas da água foi analisada utilizando uma Análise de Componentes Principais (ACP), para sumarizar os principais gradientes de condições ambientais. Os dados das variáveis foram normalizados previamente (média = 0, desvio padrão = 1) para que apresentassem o mesmo peso na análise.

A diversidade taxonômica foi estimada para cada grupo planctônico, considerando os três componentes da diversidade: local (alfa), beta e regional (gama). A diversidade local foi a riqueza de espécies observada em uma dada localidade, a diversidade beta foi a substituição de espécies entre a zonas de águas limpas e zonas de decomposição ativa e a diversidade gama é a diversidade em uma região (Whittaker, 1972). A diversidade alfa das comunidades de zooplâncton e de MIB foram obtidas através da medição dos seguintes atributos: riqueza, abundância e equitabilidade de Pielou. A diversidade beta foi estimada utilizando os índices de diversidade beta de Simpson, componente de substituição entre comunidades (Koleff *et al.*, 2003) e Raup-

crick, uma medida ponderada da dissimilaridade entre comunidades (Chase *et al.*, 2011). Enquanto a diversidade regional foi estimada através da curva de acumulação de espécies e o estimador não paramétrico Jackknife 1 (Burnham & Overton, 1979; Colwell & Coddington, 1994; Magurran, 2004).

O Teste t de Student ou teste de Mann-Whitney (W) foram realizados para avaliar diferenças nos atributos das comunidades entre zonas de águas limpas e zonas de decomposição ativa dos centros urbanos e das variáveis físicas e químicas. A correlação de Pearson foi aplicada para identificar relações significativas entre os atributos, diversidade beta de *Simpson* e Raup-Crick com as variáveis físicas e químicas nos pontos de decomposição ativa (a jusante de cada zona urbana). Para esta análise os dados foram previamente logaritmizados.

Para analisar a associação entre biodiversidade e capacidade de autodepuração dos rios, também foi realizada a correlação de Pearson, uma vez que os dados atingiram os pressupostos para análises paramétricas. Os componentes da biodiversidade utilizados como variável independente foram diversidade alfa e beta de zooplâncton e macroinvertebrados bentônicos e seus respectivos organismos sensíveis (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera - EPT) e tolerantes ou oportunistas (Bdelloidea, Chironomidae e Oligochaeta), além da biomassa das macrófitas. As medidas de autodepuração (variáveis dependentes utilizadas como indicadores de serviços ecossistêmicos) foram: OD mínimo; OD da mistura; OD no final do trecho; DBO da mistura; e DBO no final do trecho.

Todas as análises estatísticas foram realizadas no software R (R-Core-Team, 2021), por meio dos pacotes Vegan v.2.4.3 (Oksanen *et al.*, 2017) para padronização dos dados, betapart v.1.6 (Baselga *et al.*, 2017) para as análises de diversidade beta, factoextra v.1.0.7 (Kassambara & Mundt, 2020) e FactoMineR v.2.9 (Lê *et al.*, 2008) para a ACP, BiodiversityR v.2.15.4 (Kindt & Coe, 2005) para os calcular os atributos das comunidades, Car v.3.1.2 (Foz & Weisberg, 2019) para testar a homogeneidade da variância dos dados, iNEXT v.3.0.0 (Chao *et al.*, 2014; Hsieh *et al.*, 2022) para a rarefação e ggplot2 v.3.4.4 (Wickham, 2016) para as produções gráficas.

4. RESULTADOS

4.1 Uso e Cobertura da terra

A análise de uso e cobertura da terra para o ano de 2022 revelou 13 categorias para a BHRA e 16 para a BHRC. Mineração, Apicum e Outras Lavouras Perenes foram

categorias de uso exclusivas da BHRC. As classes Formação Florestal, áreas de Pastagem e Mosaico de Usos (envolvendo agricultura, pastagem, entre outros) foram predominantes em ambas as bacias, embora com percentagens distintas. Enquanto na BHRA a Pastagem representou 10,06% de sua área total, na BHRC esse valor atingiu 49,29%. De maneira semelhante, às formações florestais abrangeram uma área 43,96% maior na BHRA em comparação com a BHRC, onde apenas 32,59% de sua extensão total estava coberta por vegetação de Mata Atlântica (Figura 3, Tabela 1).

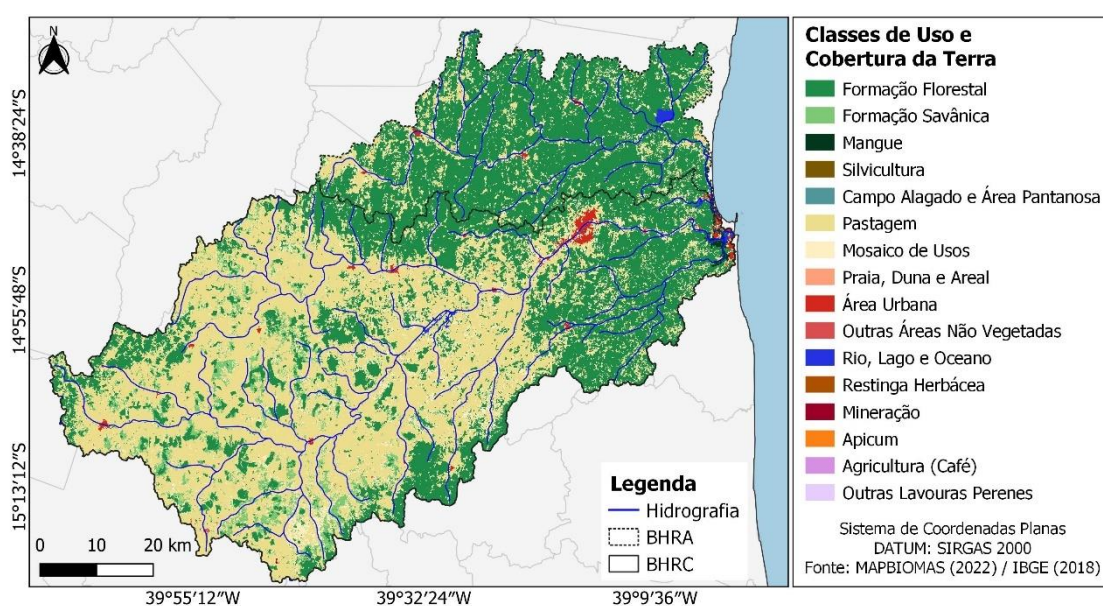


Figura 3. Análise de uso e cobertura da terra da Bacia Hidrográfica do Rio Almada (BHRA) e Bacia Hidrográfica do Rio Cachoeira (BHRC) para o ano de 2022.

Tabela 1. Área e porcentagem das classes de uso e cobertura da terra para a Bacia Hidrográfica do Rio Almada (BHRA) e Bacia Hidrográfica do Rio Cachoeira (BHRC) no ano de 2022.

Classes	BHRA		BHRC	
	Área (km ²)	Área (%)	Área (km ²)	Área (%)
Outras Lavouras Perenes	0,000	0,000	0,036	0,001
Mineração	0,000	0,000	0,401	0,008
Apicum	0,000	0,000	0,865	0,018
Outras Áreas não Vegetadas	0,245	0,015	2,245	0,046
Restinga Herbácea	0,272	0,017	0,000	0,000
Campo Alagado e Área Pantanosa	0,316	0,020	0,242	0,005
Silvicultura (monocultura)	0,544	0,034	0,214	0,004
Mangue	1,044	0,066	8,930	0,184
Formação Savânica	1,650	0,104	285,904	5,878
Agricultura (Café)	4,327	0,273	0,052	0,001

Área Urbanizada	5,627	0,355	38,220	0,786
Praia, Duna e Areal	9,517	0,600	6,055	0,124
Rio, Lago e Oceano	9,041	0,570	13,716	0,282
Mosaico de Usos	148,023	9,335	524,461	10,782
Pastagem	159,574	10,064	2397,757	49,294
Formação Florestal	1245,448	78,546	1585,141	32,588
TOTAL	1585,627	100,000	4864,240	100,000

4.2 Variáveis Físicas e Químicas

O oxigênio dissolvido apresentou os menores valores na zona de decomposição ativa dos trechos iniciais dos rios Almada e Cachoeira. A DBO_5 Obs apresentou maiores valores na zona de decomposição ativa da maioria dos trechos. Já o pH, demonstrou valores menores nas zonas de decomposição ativa de ambos os rios, exceto nos últimos dois trechos do Rio Cachoeira. A condutividade elétrica, por sua vez, apresentou padrão decrescente no Rio Almada e crescente no Rio Cachoeira, com maiores valores registrados no trecho 1 do Rio Almada (929,70 e 880,70 $\mu\text{S}/\text{cm}$, P1a e P1b respectivamente). A temperatura da água foi a única variável a apresentar diferença significativa entre montante e jusante ($T = 3,57$ e $p\text{-valor} = 0,02$).

Tabela 2. Variáveis físicas e químicas do Rio Almada (BHRA) e do Rio Cachoeira (BHRC) amostradas em 2023. T – Temperatura da água; pH – potencial Hidrogeniônico; OD – Oxigênio Dissolvido; CE – Condutividade elétrica; DBO_5 Obs – Demanda Bioquímica de Oxigênio observada; Q – Vazão. P1a, P2a e P3a: Zonas de águas limpas; P1b, P2b e P3b: Zonas de decomposição ativa.

Rio	Ponto amostral	Trecho	OD (mg/L)	T (°C)	pH	CE ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	Q (m ³ /s)	DBO_5 Obs (mg/L)
Almada	P1a	1	7,10	28,60	6,63	929,70	0,16	6,54
Almada	P1b	1	1,25	28,60	5,90	880,70	0,05	5,78
Almada	P2a	2	6,57	26,00	7,54	165,90	0,52	4,24
Almada	P2b	2	8,05	27,70	7,40	158,80	1,50	7,18
Almada	P3a	3	8,54	24,40	6,58	83,40	2,66	6,76
Almada	P3b	3	7,06	24,80	6,50	100,40	3,85	9,18
Cachoeira	P1a	1	6,28	22,30	5,75	63,65	0,21	10,52
Cachoeira	P1b	1	1,27	24,20	6,02	174,60	0,35	6,68
Cachoeira	P2a	2	7,44	25,10	7,79	305,00	0,82	8,88
Cachoeira	P2b	2	8,64	27,18	8,25	344,00	0,79	11,50
Cachoeira	P3a	3	7,67	24,89	7,77	395,00	0,92	3,32
Cachoeira	P3b	3	7,66	26,25	7,88	446,00	1,65	9,78

O primeiro eixo da Análise de Componentes Principais (ACP) explicou 36,9% da variabilidade dos dados, enquanto o segundo eixo contribuiu com 28,6%. O oxigênio dissolvido e o pH apresentaram correlação positiva e a DBO_{Est} negativa com o eixo 1, enquanto a condutividade elétrica e a temperatura da água correlacionaram-se com o eixo 2. Pontos localizados em áreas de decomposição ativa exibiram maior variabilidade em comparação com pontos nas zonas de águas limpas (Figura 4).

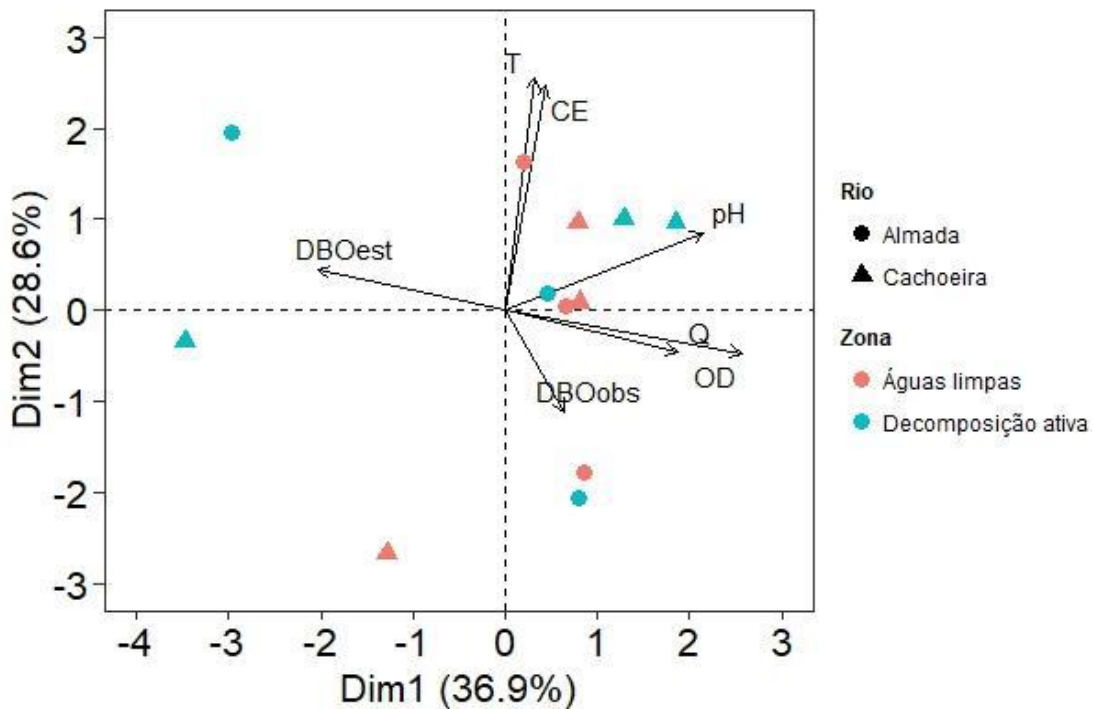


Figura 4. Análise de Componentes principais (ACP) de variáveis ambientais nas zonas de águas limpas e nas zonas de decomposição ativa centros urbanos do Rio Almada e do Rio Cachoeira amostradas em 2023; T – Temperatura da água; pH – potencial Hidrogeniônico; OD – Oxigênio Dissolvido; CE – Condutividade elétrica; DBO_{obs} – Demanda Bioquímica de Oxigênio observada; DBO_{Est} – Demanda Bioquímica de Oxigênio estimada; Q – Vazão.

4.3 Capacidade de autodepuração

A autodepuração no Rio Almada demonstrou que o trecho 1 é o mais afetado pela poluição por matéria orgânica, levando cerca de 6 km para estabilizar o OD. No entanto, a DBO, com valores acima do padrão estabelecido pela Resolução CONAMA 357/05 desde o início do trecho, não conseguiu degradar a matéria orgânica ao ponto de retornar à sua condição inicial. No trecho 2, o OD apresentou baixa variação da sua concentração entre a zona de águas limpas e a zona de decomposição ativa, com alta

taxa de reaeração ao longo do trecho, embora a DBO tenha alcançado o valor máximo permitido somente à 17,8 km de distância do ponto de mistura. No trecho 3, por sua vez, o OD não conseguiu estabelecer suas condições iniciais, mesmo tendo permanecido dentro do valor mínimo permitido. Já a DBO levou cerca de 20 km para se aproximar de suas condições iniciais, embora acima do valor máximo permitido ao longo de todo percurso (Figura 5; Tabela 3).

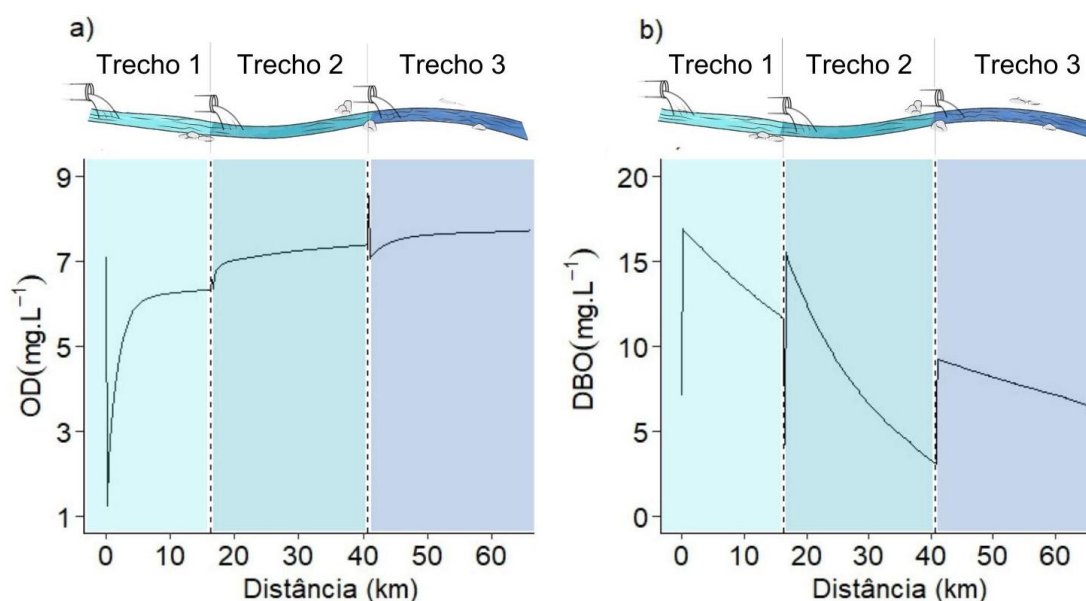


Figura 5. Perfil de oxigênio dissolvido (OD) (a) e da demanda bioquímica de oxigênio (DBO) (b) para os trechos 1, 2 e 3 do Rio Almada (BHRA).

Tabela 3. Concentrações estimadas de OD e DBO₅ na mistura e no trecho final, menor concentração de OD obtida no trecho (OD mínima) e atendimento ou não a legislação nacional (Resolução CONAMA 357/05) para o Rio Almada (BHRA).

Parâmetros	Padrão Resol. CONAMA 357/05	Trecho 1		Trecho 2		Trecho 3	
		Valor resultante	Atende à legislação?	Valor resultante	Atende à legislação?	Valor resultante	Atende à legislação?
OD – mistura (mg/L)	≥5,0	1,25	Não	6,35	Sim	7,06	Sim
OD – final do trecho (mg/L)	≥5,0	6,37	Sim	7,33	Sim	7,69	Sim
OD – mínimo (mg/L)	≥5,0	1,25	Não	6,35	Sim	7,06	Sim
DBO – mistura (mg/L)	≤5,0	16,90	Não	15,50	Não	9,30	Não
DBO – final do trecho (mg/L)	≤5,0	10,70	Não	4,40	Sim	7,00	Não

A autodepuração no Rio Cachoeira também apresentou perfis de OD onde o valor mais crítico foi alcançado no trecho 1, apresentando OD mínimo de 1,25 mg/L e levando, aproximadamente, 2 km para se recuperar. A DBO, neste mesmo ponto, também apresentou o valor mais alto de todo o rio, com uma concentração próxima de 100 mg/L na zona de decomposição ativa, atingindo valores aceitáveis somente a partir de 30 km à jusante. No trecho 2, apesar do valor de OD encontrar-se dentro do valor mínimo permissível, levou cerca de 38 km para retornar a sua condição inicial e a DBO, 50 km para degradar-se por completo. No trecho 3 a DBO necessitou de, aproximadamente, 11 km para degradar a matéria orgânica despejada no aflente, enquanto o OD manteve-se sem muitas variações e acima do valor mínimo permitido pela legislação (Figura 6; Tabela 4).

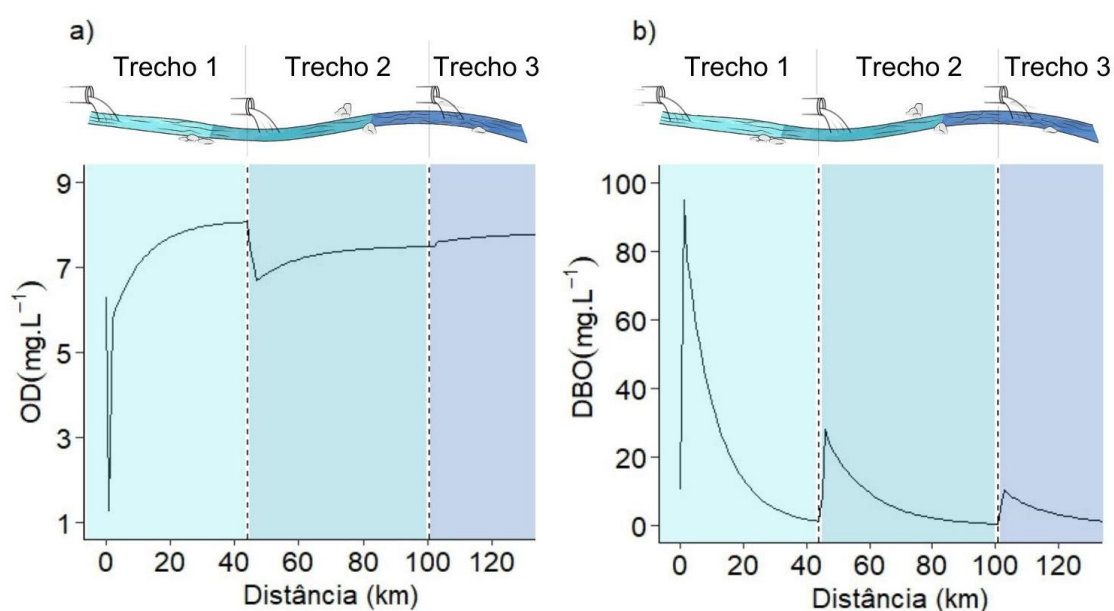


Figura 6. Perfil de oxigênio dissolvido (OD) (a) e da demanda bioquímica de oxigênio (DBO) (b) para os trechos 1, 2 e 3 do Rio Cachoeira (BHRC).

Tabela 4. Concentrações estimadas de OD e DBO na mistura e no trecho final, menor concentração de OD obtida no trecho (OD mínima) e atendimento ou não a legislação nacional (Resolução CONAMA 357/05) para o Rio Cachoeira (BHRC).

Parâmetros	Padrão Resol. CONAMA 357/05	Trecho 1		Trecho 2		Trecho 3	
		Valor resultante	Atende à legislação?	Valor resultante	Atende à legislação?	Valor resultante	Atende à legislação?
OD – mistura (mg/L)	≥5,0	1,27	Não	7,01	Sim	7,59	Sim
OD – final do trecho (mg/L)	≥5,0	7,70	Sim	7,28	Sim	7,73	Sim

OD – mínimo (mg/L)	≥5,0	1,25	Não	6,70	Sim	7,59	Sim
DBO – mistura (mg/L)	≤5,0	94,90	Não	28,00	Não	10,40	Não
DBO – final do trecho (mg/L)	≤5,0	13,40	Não	6,70	Não	2,90	Sim

4.4 Biodiversidade na Bacia Hidrográfica do Rio Almada

A comunidade zooplanctônica na BHRA apresentou um total de 42 táxons, sendo 32 de rotíferos, seis de cladóceros e quatro de copépodos. Os estágios de náuplio e copepodito se destacaram por sua abundância e ocorrência em quase todos os pontos amostrados. A classe Bdelloidea foi a única a estar presente em todos os pontos analisados, além de representar a maior abundância observada. As espécies *Lecane bulla* e *L. papuana* também se destacaram por sua alta abundância, enquanto *Diaphanosoma birgei* e *Ectocyclops cf bromelicola* foram as menos abundantes. Foi evidenciada uma maior abundância de zooplâncton nos pontos localizados nas zonas de decomposição ativa dos municípios avaliados (Anexos: Tabela 5).

Quanto aos macroinvertebrados bentônicos, foram identificados 44 táxons distribuídos em cinco filos, 11 classes e cerca de 16 ordens na BHRA. Destaca-se que Diptera foi a ordem mais representativa, contando com oito famílias, sendo Chironomidae a mais abundante, com ocorrência em todos os pontos de amostragem, seguida por Simuliidae. Por outro lado, algumas famílias, como Caenidae, Tipulidae, Gerridae e Pyralidae, entre outras, foram registradas apenas uma vez ao longo do período de análise. Além disso, as zonas de decomposição ativa apresentaram maior abundância total de organismos (Anexos: Tabela 6).

Foram também identificados seis gêneros de macrófitas na BHRA, sendo *Eichhornia* sp., *Hymenachne* sp. e *Polygonum* sp. os mais recorrentes. Os gêneros *Nymphaea* sp. e *Salvinia* sp. ocorreram apenas uma vez (P1a e P3b, respectivamente). O ponto P2a apresentou a maior biomassa (236,28 gPS.m⁻²), enquanto o P1a o menor (13,24 gPS.m⁻²) (Tabela 5).

Tabela 5. Biomassa de macrófitas registradas nas zonas de águas limpas e nas zonas de decomposição ativa após centros urbanos na Bacia Hidrográfica do Rio Almada (BHRA) em 2023.

Ponto amostral	Trecho	Espécie	Biomassa (gPS.m ⁻²)
P1a	1	<i>Nymphaea</i> sp.	13,24
P1b	1	<i>Hymenachne</i> sp.	128,00
P2a	2	<i>Polygonum</i> sp.; <i>Pistia</i> sp.; <i>Eichhornia</i> sp.; <i>Hymenachne</i> sp.	236,28
P2b	2	<i>Polygonum</i> sp.; <i>Eichhornia</i> sp.; <i>Hymenachne</i> sp.	162,74
P3a	3	<i>Polygonum</i> sp.; <i>Eichhornia</i> sp.; <i>Pistia</i> sp.	100,84
P3b	3	<i>Eichhornia</i> sp.; <i>Salvinia</i> sp.	129,52

4.5 Biodiversidade na Bacia Hidrográfica do Rio Cachoeira

A comunidade zooplanctônica na BHRC apresentou um total de 36 táxons, sendo 27 de rotíferos, oito cladóceros e um copépode. Os copépodos estavam presentes apenas nos estágios de náuplio e copepodito nos pontos P1a, P3a e P3b. *L. bulla* foi a única espécie a estar presente em todos os pontos analisados. Com a ocorrência registrada em apenas dois pontos, a classe Bdelloidea apresentou a maior abundância observada, sobretudo no ponto P1b, seguida de *Euclhanis dilatata* e de *L. bulla*. E assim como na BHRA, também foi evidenciada uma maior abundância de zooplâncton nos pontos localizados nas zonas de decomposição ativa (Anexos: Tabela 5).

Já para os macroinvertebrados bentônicos, foram identificados 35 táxons distribuídos em três filos, cinco classes e 14 ordens. Destacam-se as ordens Odonata e Diptera como as mais representativas. Dentre elas, a família Chironomidae se destacou como a mais comum, com ocorrência em todos os pontos de amostragem, enquanto Oligochaeta se mostrou como a mais abundante. E famílias como Leptoceridae, Corydalidae e Sialidae também registraram apenas uma ocorrência ao longo do período de avaliação. Em contraste com o que foi observado na BHRA, aqui foi identificada uma maior abundância total nos pontos localizados a montante dos centros urbanos, com exceção de Itororó, devido a um aumento súbito de oligochaeta no ponto P1b (Anexos: Tabela 6).

Quanto às macrófitas, foram identificados cinco gêneros, sendo *Eichhornia* a mais recorrente, exceto nos pontos P1a e P1b, onde nenhuma espécie foi encontrada. O

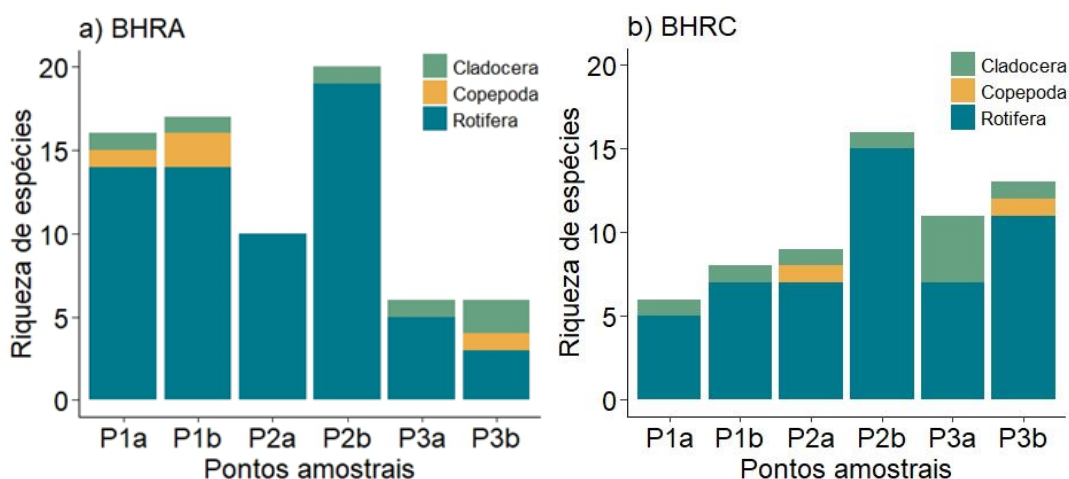
ponto P2b apresentou a maior biomassa de macrófitas (869,06 gPS.m⁻²), enquanto o P2a o menor (361,98 gPS.m⁻²) (Tabela 6).

Tabela 6. Biomassa de macrófitas registradas nas zonas de águas limpas e nas zonas de decomposição ativa após centros urbanos na Bacia Hidrográfica do Rio Cachoeira (BHRC) em 2023.

Ponto amostral	Trecho	Espécie	Biomassa (gPS.m ⁻²)
P1a	1		0,00
P1b	1		0,00
P2a	2	<i>Eichhornia</i> sp.; <i>Salvinia</i> sp.	361,98
P2b	2	<i>Eichhornia</i> sp.; <i>Polygonum</i> sp.	869,06
P3a	3	<i>Eichhornia</i> sp.; <i>Hydrocotyle</i> sp.	531,96
P3b	3	<i>Eichhornia</i> sp.; <i>Pistia</i> sp.; <i>Salvinia</i> sp.	368,12

4.6 Atributos das comunidades

Levando em consideração os atributos da comunidade zooplancônica, a riqueza e a abundância de rotíferos, cladóceros e copépodes foram maiores na zona de decomposição ativa (T = 2,28 e p-valor = 0,07; T = 2,51 e p-valor = 0,05, respectivamente) nas bacias hidrográficas dos rios Almada e Cachoeira (Figura 7).



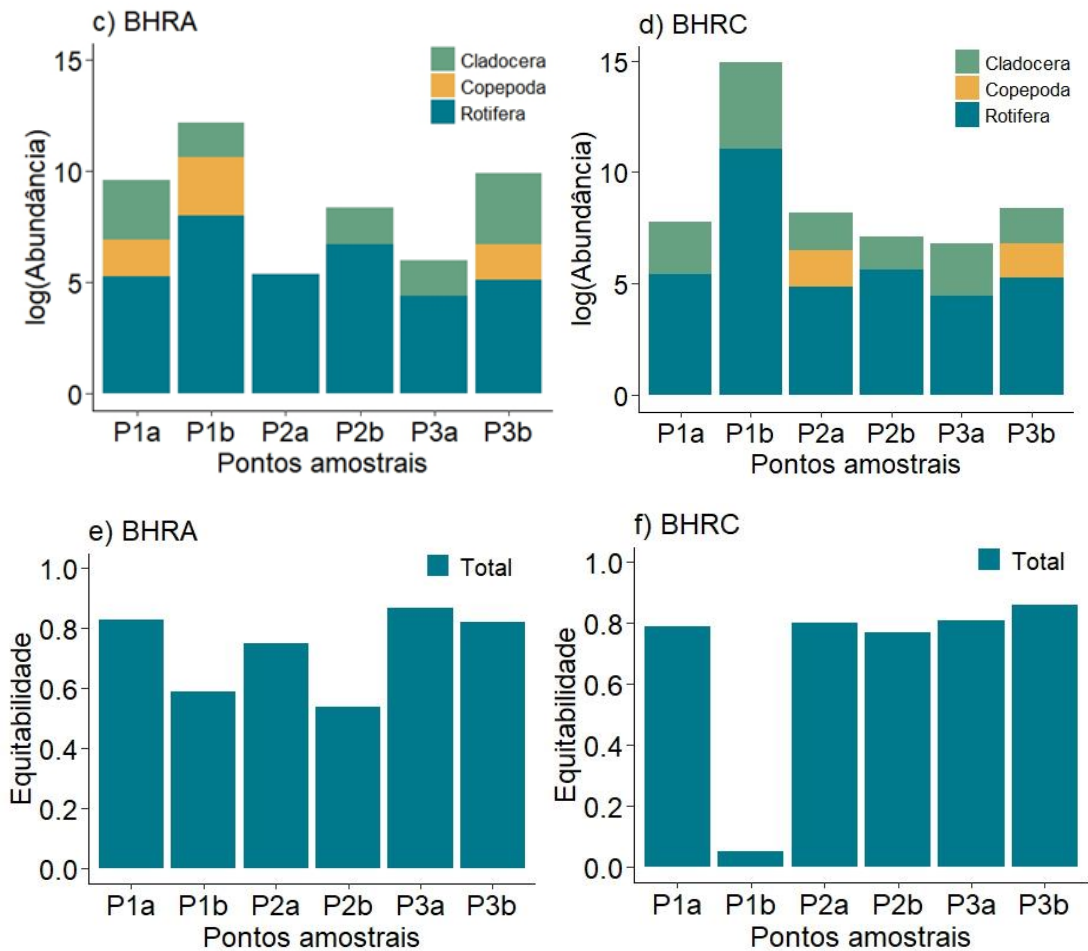


Figura 7. Atributos para os diferentes grupos da comunidade zooplanctônica nas zonas de águas limpas (P1a, P2a e P3a) e nas zonas de decomposição ativa (P1b, P2b e P3b) de centros urbanos na Bacia Hidrográfica do Rio Almada (BHRA) e da Bacia Hidrográfica do Rio Cachoeira (BHRC) em 2023. a, b) riqueza de espécies; c, d) abundância; e, f) equitabilidade. P1a e P1b: trecho 1; P2a e P2b: trecho 2; P3a e P3b: trecho 3.

No que diz respeito aos macroinvertebrados bentônicos, os grupos Anelídeos, Chironomidae, EPT, Moluscos e outros (Odonata, Hemiptera, Coleoptera, etc.) não exibiram variações estatisticamente significativas entre os diferentes ambientes (p -valor $> 0,05$) (Figura 8).

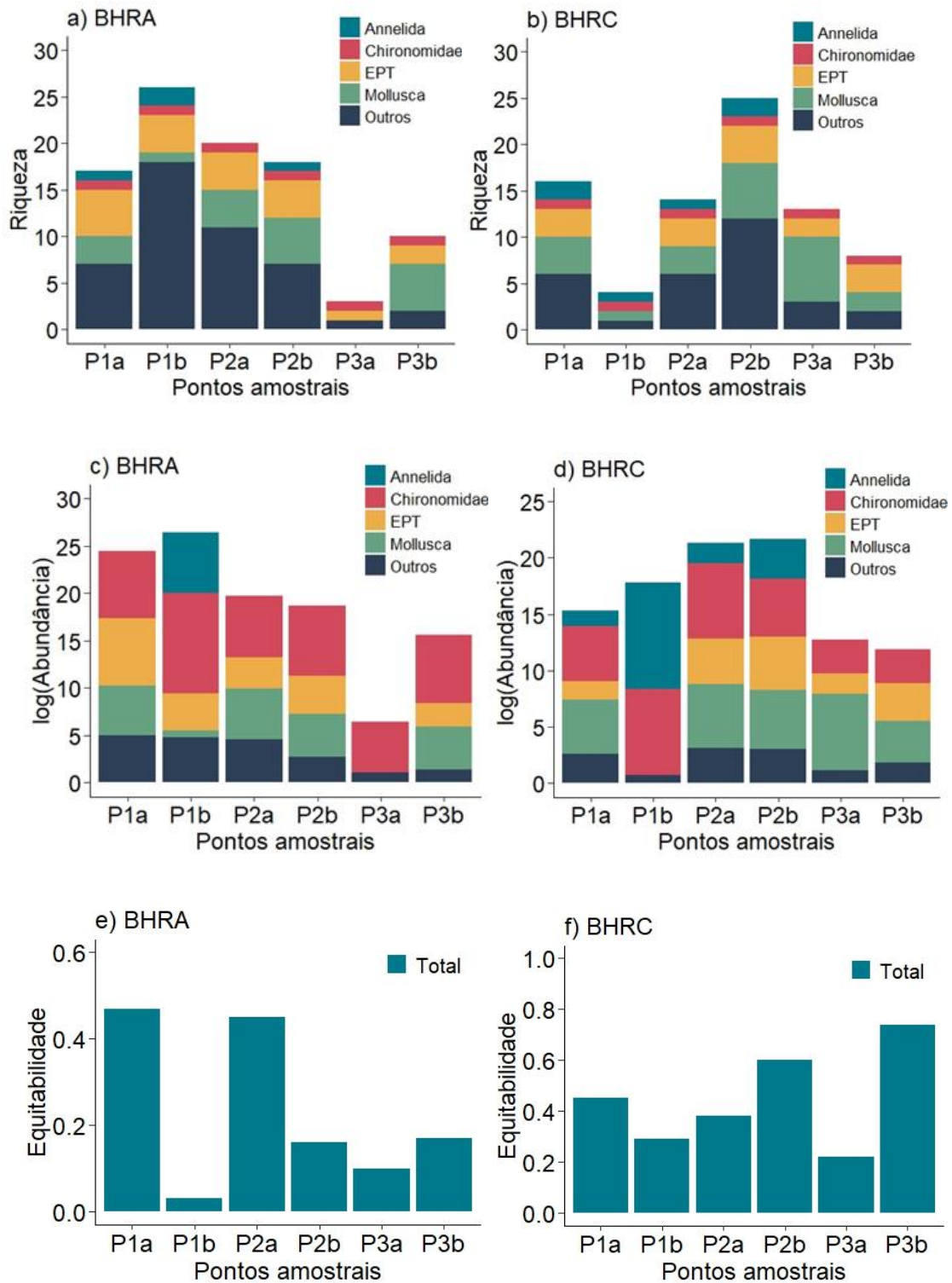


Figura 8. Atributos para os diferentes grupos da comunidade bentônica nas zonas de águas limpas (P1a, P2a e P3a) e nas zonas de decomposição ativa (P1b, P2b e P3b) de centros urbanos na Bacia Hidrográfica do Rio Almada (BHRA) e da Bacia Hidrográfica do Rio Cachoeira (BHRC) em 2023 a, b) riqueza; c, d) abundância; e, f) equitabilidade.

P1a e P1b: trecho 1; P2a e P2b: trecho 2; P3a e P3b: trecho 3.

A riqueza de espécies zooplanctônicas não demonstrou tendência de estabilização para nenhuma das bacias. Já para os macroinvertebrados bentônicos embora haja uma tendência de estabilização em ambas as bacias, a assíntota não foi alcançada (Figura 9). E com base na contagem de espécies raras, o estimador Jackknife 1 estimou a possibilidade de existirem mais 18 espécies de zooplâncton e 15 táxons de macroinvertebrados bentônicos na BHRA, caso houvesse uma amostragem mais abrangente. Para a BHRC, a estimativa sugere a presença de cerca de 23 espécies de zooplâncton adicionais e 12 táxons de macroinvertebrados bentônicos com o aumento no esforço amostral.

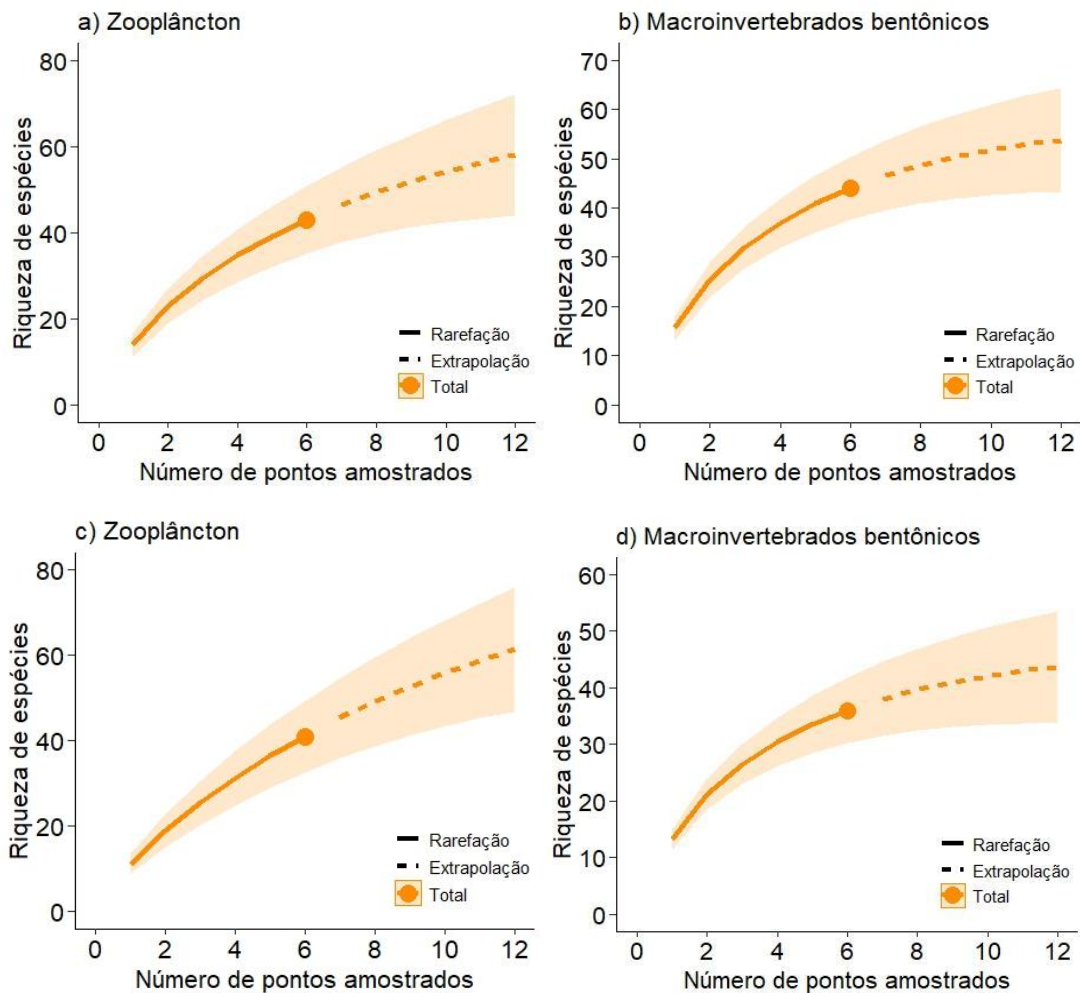


Figura 9. Curvas de rarefação e extrapolação com intervalos de confiança de 95% da comunidade zooplanctônica (a) e de macroinvertebrados bentônicos (b) na Bacia Hidrográfica do Rio Almada e na Bacia Hidrográfica do Rio Cachoeira (c e d), respectivamente, em 2023.

4.7 Diversidade beta

A substituição das espécies zooplancônicas no Rio Almada e no Rio Cachoeira foram maiores em ambos os primeiros trechos, embora apenas o Rio Almada tenha apresentado um decréscimo desses valores ao longo do eixo longitudinal (Tabela 7). Para a comunidade de macroinvertebrados bentônicos, apenas o trecho 1 do Rio Almada apresentou um alto valor do índice (0,59). A dissimilaridade média de Raup-Crick para a comunidade zooplancônica no Rio Almada foi decrescente ao longo dos trechos analisados, com os altos valores para os trechos 1 e 2 (0,94 e 0,82, respectivamente) e baixo valor no trecho 3 (0,01). Para o Rio Cachoeira, os valores de Raup-Crick foram altos em todos os trechos. Quanto à comunidade de macroinvertebrados bentônicos, apenas o trecho 1 do Rio Almada e trecho 2 do Rio Cachoeira apresentaram valores altos de dissimilaridade (i.e. valores entre 0,5 e 1) (Tabela 7).

Tabela 7. Índice de diversidade beta de Simpson e índice de Raup-Crick para as comunidades de zooplâncton e de macroinvertebrados bentônicos entre montante e jusante de cada trecho analisado na Bacia Hidrográfica do Rio Almada (BHRA) e na Bacia Hidrográfica do Rio Cachoeira (BHRC) para o ano de 2023.

Rio	Par	Trecho	Zooplâncton		MIB	
			Beta <i>Simpson</i>	Raup-crick	Beta <i>Simpson</i>	Raup-crick
Almada	P1a-P1b	1	0,63	0,94	0,59	1,00
Almada	P2a-P2b	2	0,50	0,82	0,33	0,12
Almada	P3a-P3b	3	0,33	0,01	0,33	0,20
Cachoeira	P1a-P1b	1	0,67	0,56	0,25	0,39
Cachoeira	P2a-P2b	2	0,50	0,76	0,28	0,86
Cachoeira	P3a-P3b	3	0,64	0,81	0,13	0,01

4.8 Biodiversidade aquática e variáveis físicas e químicas

A riqueza da comunidade zooplancônica correlacionou-se positivamente com a temperatura da água ($r = 0,95$; $p\text{-valor} \leq 0,05$). A abundância apresentou correlação negativa com a $DBO_{5\text{Obs}}$ e OD, bem como o componente de substituição da diversidade beta (Beta de *Simpson*) e a dissimilaridade de Raup-Crick, que foram associados negativamente à vazão ($r = -0,86$; $p\text{-valor} \leq 0,03$ e $r = -0,87$; $p\text{-valor} \leq 0,02$, respectivamente). A equitabilidade, por sua vez, não foi significativamente correlacionada com nenhuma das variáveis abióticas (Tabela 8).

Tabela 8. Correlação entre componentes da comunidade zooplancônica e variáveis abióticas a jusante dos centros urbanos para a Bacia Hidrográfica do Rio Almada (BHRA) e para a Bacia Hidrográfica do Rio Cachoeira (BHRC) (p-valor $\leq 0,1$).

Variável abiótica	Riqueza		Abundância		Equitabilidade		Beta <i>Simpson</i>		Raup-crick	
	r	p	r	p	r	p	r	p	r	p
OD			-0,97	$\leq 0,01$						
pH										
T	0,91	$\leq 0,01$								
CE										
DBO _{5Obs}			-0,88	0,03						
Q							-0,83	0,04	-0,81	0,05

A equitabilidade da comunidade de macroinvertebrados apresentou relação positiva com o pH e com a DBO_{5Obs}. A riqueza de espécies apresentou relação significativa apenas com a temperatura da água ($r = 0,88$; p-valor = 0,02). Por outro lado, houve relação negativa da abundância com o OD, pH e a BDO_{5Obs} das comunidades de macroinvertebrados bentônicos. A dissimilaridade de Raup-Crick e a diversidade beta de *Simpson* não foram significativamente correlacionadas com nenhuma das variáveis abióticas (Tabela 9).

Tabela 9. Correlação entre componentes da comunidade de macroinvertebrados bentônicos e variáveis abióticas a jusante dos centros urbanos para a Bacia Hidrográfica do Rio Almada (BHRA) e para a Bacia Hidrográfica do Rio Cachoeira (BHRC) (p-valor $\leq 0,1$).

Variável abiótica	Riqueza		Abundância		Equitabilidade		Beta <i>Simpson</i>		Raup-crick	
	r	p	r	p	r	p	r	p	r	p
OD			-0,87	0,03						
pH			-0,87	0,02	0,78	0,07				
T	0,88	0,02								
CE										
DBO _{5Obs}			-0,83	0,04	0,78	0,07				
Q										

A biomassa das macrófitas também foi associada com o pH ($r = 0,82$; p-valor = 0,04) e com a DBO_{5Obs} ($r = 0,84$; p-valor = 0,04) nas zonas de decomposição ativa.

4.9 Influência da diversidade aquática na autodepuração

A concentração de oxigênio dissolvido (OD) da mistura esteve associada com a comunidade aquática: correlação positiva com a equitabilidade e negativa com a abundância total e de organismos tolerantes (classe Bdelloidea) zooplancônicos. Adicionalmente, a abundância da comunidade bentônica e a abundância de organismos oportunistas como Chironomidae e Oligochaeta, também apresentaram correlação negativa com o OD da mistura, padrão que se repetiu nos trechos de OD mínimo e no final do trecho. A Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) da mistura não demonstrou correlação com nenhum atributo das comunidades, enquanto, no final do trecho, associou-se com a abundância das duas comunidades aquáticas. A riqueza, a diversidade beta (*Simpson* e *Raup-Crick*), as espécies e famílias sensíveis à poluição orgânica da comunidade zooplancônica e de macroinvertebrados bentônicos, a equitabilidade de MIB e a biomassa das macrófitas não apresentaram relação significativa com nenhuma das variáveis estimadas pelo modelo de autodepuração (Tabela 10).

Tabela 10. Correlação entre componentes da biodiversidade aquática e variáveis geradas pelo modelo de autodepuração de Streeter-Phelps para a Bacia Hidrográfica do Rio Almada (BHRA) e para a Bacia Hidrográfica do Rio Cachoeira (BHRC) (p -valor $\leq 0,1$).

	Zooplâncton						Macroinvertebrados bentônicos			
	Abundância		Equitabilidade		Bdelloidea		Abundância		Chironomidae + Oligochaeta	
	r	p	r	p	r	p	r	p	r	p
OD mistura (mg/L)	-1,00	<0,01	0,78	0,07	-0,92	0,01	-0,85	0,03	-0,87	0,02
OD final do trecho (mg/L)	-0,97	<0,01	0,78	0,06	-0,89	0,02	-0,90	0,02	-0,84	0,04
OD mínimo (mg/L)	-1,00	<0,01	0,78	0,07	-0,92	0,01	-0,85	0,03	-0,87	0,03
DBO mistura (mg/L)										
DBO final do trecho (mg/L)	0,87	0,03			0,82	0,04	0,90	0,01	0,87	0,02

5. DISCUSSÃO

5.1 Respostas da biodiversidade aquática à poluição

A poluição nos rios Almada e Cachoeira desencadeou uma série de respostas por parte das comunidades aquáticas. Dentre essas, a elevada tolerância e capacidade competitiva de alguns táxons dominantes (Bdelloidea, Chironomidae e Oligochaeta) reduziu a riqueza e a diversidade local nos trechos mais impactados. O aumento destes organismos, tipicamente coletores, nestes trechos demonstra que a substituição não se limita apenas à composição taxonômica, mas também ao papel funcional das comunidades aquáticas, como alterações nos padrões de alimentação, reprodução e outras funções vitais (Shen et al., 2021). O que esperamos é que nas zonas de recuperação haja uma maior heterogeneidade biótica, como observado por Souza et al. (2024) ao analisar influências espaciais e ambientais na comunidade de insetos aquáticos no rio Almada.

De acordo com o conceito do rio descontínuo (Poole, 2002), essas mudanças ocorridas na estrutura trófica das comunidades aquáticas indicam uma interferência no gradiente longitudinal dos rios Almada e Cachoeira. Neste caso, a descarga excessiva de poluentes decorrentes da urbanização nos cursos d'água tem contribuído para a configuração atual de meta-estrutura destas bacias. Esse é um padrão já encontrado por diversos autores ao analisarem estas áreas de estudo (Franco et al., 2012; Franco et al., 2015; Póvoas et al., 2020; Nascimento & Simões, 2023; Souza et al., 2024). Assim, a dominância de espécies e famílias tolerantes à poluição orgânica e a alta taxa de substituição da diversidade entre as zonas de águas limpas e de decomposição ativa, sustentam a hipótese do efeito negativo da poluição sobre a biodiversidade aquática.

5.2 Impactos na capacidade de autodepuração

Os trechos iniciais dos rios estudados foram os mais vulneráveis à poluição e apresentaram menor indicador de recuperação, pois foram necessários longos percursos para atingir a estabilização do OD. Destaca-se que a DBO_{5Est} , esteve acima dos padrões normativos desde o início destes trechos. As regiões de cabeceiras dos rios são extremamente sensíveis às paisagens circundantes devido ao seu pequeno tamanho e volumes de água, pois são fortemente reguladas pelo seu entorno e muitas vezes não são protegidas (Suring, 2020; Lane et al., 2023). E por meio da análise de uso e cobertura da terra, nota-se a ausência de mata ciliar adequada para a largura do curso d'água ao longo de todos os trechos analisados do rio Cachoeira, conforme estabelece o Código Florestal

Brasileiro (Brasil, 2012). Além disso, a degradação nesses locais tem efeito cascata, prejudicando todo o curso do rio (Alexander et al., 2007; Colvin et al., 2019).

Nos trechos de OD com pouca variação, a DBO_{5Est} , frequentemente, ultrapassou o valor máximo permitido, apontando para a complexidade nos processos de autodepuração, com a taxa de decomposição não sendo totalmente eficaz na mitigação dos impactos da poluição. Este resultado enfatiza a relevância de considerar não apenas o OD, mas também a DBO na avaliação da autodepuração dos rios, como sugerido por Von Sperling (2014), e evidenciam uma limitação na eficácia da autodepuração ao longo dos cursos dos rios Almada e Cachoeira. Atualmente, essa tem sido uma constatação frequente em rios sob influência urbana (Menezes et al., 2015; Huang et al., 2017; Braum et al., 2018; Ahmad & Barzinji, 2019; Pratiwi et al., 2023).

A elevada concentração de DBO identificada nas áreas de decomposição ativa resultam do despejo irregular de efluente não tratado nos rios. Além dos impactos da poluição urbana, as modificações nos usos da terra, como as extensas áreas de pastagens presentes na BHRC, também desempenham um papel relevante nos padrões observados, potencialmente reduzindo a provisão de diversos serviços de regulação e suporte que afetam a qualidade da água (regulação do clima local e global, melhora da retenção do solo, aumento da biodiversidade, etc.) (Periotto & Tundise, 2017; Costanza, 2020; Grammatikopoulou & Vačkářová, 2021; Schirpke et al., 2023). Por outro lado, a BHRA apresentou uma extensa área coberta pela Mata Atlântica, contribuindo para uma maior resiliência deste sistema em relação à do Rio Cachoeira, indicando a contribuição dos serviços ecossistêmicos de regulação providos pela vegetação nativa.

5.3 Efeitos da biodiversidade sobre a autodepuração

As associações registradas entre indicadores das comunidades aquáticas e da autodepuração sugerem que a composição e a abundância de organismos planctônicos e bentônicos pode auxiliar positivamente na regeneração da água após a poluição, como previsto em nossa hipótese. As entradas exógenas de matéria orgânica modificam a qualidade da água e as espécies que ocorrem nestes ambientes. Ou seja, a correlação negativa entre o OD da mistura e a equitabilidade da comunidade zooplânctônica encontrada nos rios Almada e Cahoeira sugere uma contribuição positiva da distribuição de abundância do zooplâncton para a capacidade de recuperação destes corpos hídricos. Adicionalmente, a associação positiva da abundância do zooplâncton com a DBO_5 no

final dos trechos é explicada pelo maior número de espécies de rotíferos, incluindo aquelas consideradas generalistas e tolerantes (Azevêdo et al., 2015).

Organismos tolerantes à poluição aquática apresentam um papel importante no processo de decomposição da matéria orgânica, uma vez que atuam na degradação da matéria orgânica e participam da produção secundária (Frainer et al., 2018; Huryń & Benstead, 2019; Camargo, 2019; Juvigny-Khenafou et al., 2021). Van Der Meer (2023), ao analisar soluções baseadas na natureza para o tratamento de efluentes, verificou que organismos aquáticos, como os macroinvertebrados bentônicos, podem auxiliar efetivamente na redução do excesso de lodo, de nutrientes e de contaminantes, além de, por meio da bioturbação de táxons coletores, reduzir a produção de metano durante o processo de degradação do lodo proveniente dos esgotos. Portanto, a ausência de relações diretas da autodepuração com outros componentes da biodiversidade aquática (riqueza e diversidade beta) neste estudo pode ser uma expressão da complexidade natural desses ecossistemas, onde múltiplos fatores interagem de maneira dinâmica e nem sempre previsível.

Essa perspectiva destaca a relevância de considerar não apenas os impactos diretos da poluição, mas também os mecanismos ecológicos subjacentes que moldam as comunidades aquáticas. Assim, o conhecimento dos processos e mecanismos que afetam a abundância e biomassa da biodiversidade aquática são de suma importância para manter o equilíbrio biológico dos ecossistemas de água doce (Compte et al., 2016). Nesse sentido, é importante garantir o estado original de funcionalidade do ecossistema para manter equilibrada a manutenção da biodiversidade e a consequente oferta de serviços ecossistêmicos vitais para a população (Nabout et al., 2023; Ferreira et al., 2023; Pinto et al., 2023).

5.4 Implicações para a gestão de recursos hídricos

Os rios são ambientes específicos e troficamente complexos, as comunidades presentes nesses sistemas estão entre as mais diversas (Tornwall et al., 2015), o que evidencia a necessidade de estudos como este. Essa análise abrangente é crucial para uma gestão eficaz e sustentável dos recursos hídricos, reconhecendo as múltiplas interações e processos que influenciam a autodepuração e a qualidade da água nos rios. Ou seja, o modelo de autodepuração por si só não pode capturar completamente a complexidade de um sistema aquático, mas sua associação com as comunidades

aquáticas permite uma visão ampla e necessária (Glińska-Lewczuk et al., 2016; Thoms et al., 2017; Ahmad & Barzinji, 2019; Su et al., 2019; Cabrera et al., 2021; Mequanent et al., 2022; Picapedra et al., 2022).

Além disso, a geração de conhecimento técnico-científico colabora para uma adaptação das condições de saneamento básico atual às exigências da Lei Federal vigente nº14.026/2020 (Brasil, 2020) que institui a universalização deste serviço, inerente aos instrumentos de gestão dos recursos hídricos (e.g. Outorga de direito de uso da água, enquadramento e usos múltiplos) (Brasil, 1997). Os trechos onde o OD mínimo foi inferior ao OD de referência evidenciam a necessidade urgente dos órgãos ambientais adotarem alternativas de tratamento do efluente gerado pelos centros urbanos, pois a oferta de serviços de saneamento básico é um direito de todos (Brasil, 2020). Ademais, segundo a Constituição Federal do Brasil (Brasil, 1988), compete a União proteger o meio ambiente e combater a poluição em qualquer de suas formas. Embora a Resolução CONAMA 357/2005 flexibilize os limites de DBO para corpos d'água de Classe 2, tal como os rios Almada e Cachoeira, permitindo altos valores desde que a concentração mínima de OD não seja desobedecida, com exceção da zona de mistura, aspectos da biodiversidade, lazer e saúde da população devem ser garantidos.

Portanto, ressalta-se também a necessidade de manter áreas verdes preservadas, pois promovem diversos serviços ecossistêmicos, favorecendo o processo de autodepuração dos rios e influenciando positivamente na manutenção da biodiversidade (Chiabai et al., 2011; Bravo-Oviedo et al., 2014; Acharya et al., 2019). Adicionalmente, a degradação dos trechos de cabeceira reflete a urgência de fortalecer e aplicar políticas específicas que visem a conservação dessas áreas críticas para a saúde dos ecossistemas aquáticos. A preservação das cabeceiras dos rios não apenas assegura a funcionalidade dos ecossistemas aquáticos, mas também desempenha um papel vital na proteção das fontes hídricas, prevenindo a degradação da qualidade da água e garantindo a resiliência desses sistemas diante das crescentes pressões antrópicas.

6. CONCLUSÃO

A biodiversidade aquática de zooplâncton e macroinvertebrados bentônicos contribui está associada com o serviço ecossistêmico de melhora da qualidade da água nos rios Almada e Cachoeira na Bahia. Dos atributos das comunidades aquáticas

estudadas, apenas a abundância e a riqueza zooplanctônica apresentaram diferenças significativas entre as zonas de águas limpas e as zonas de decomposição ativa da matéria orgânica, no entanto, a alta taxa de substituição, sobretudo para o plâncton, observada indica um ambiente instável para ambos os rios. E embora as macrófitas não tenham apresentado nenhuma influência direta, uma possível correlação pode ser encontrada em uma análise que contemple também a escala temporal.

Apesar do alto impacto da poluição urbana em ambos os rios analisados, o Rio Cachoeira apresenta maiores taxas de reaeração e de decomposição. No entanto, o Rio Almada apresenta um processo de autodepuração mais rápido ao longo do eixo longitudinal do rio. Os trechos de cabeceira de cada rio foram os mais impactados, e a predominância de espécies e famílias tolerantes à poluição nestes trechos indicam a resiliência desses ambientes.

A capacidade de autodepuração dos rios é um mecanismo que deverá ser cada vez mais exigido devido ao risco crescente da pressão antropogênica. Conhecer esses limites permite ações de gestão mais eficientes e econômicas. Além disso, o aumento da vulnerabilidade desses ecossistemas demandará estratégias integradas à biodiversidade, reforçando a necessidade de estudos abrangentes e que contemplem os diversos compartimentos do ambiente aquático. Conjuntamente, a adoção de medidas de mitigação (implantação de sistemas de coleta e tratamento de esgoto, zoneamento ambiental e o controle de áreas de preservação permanente) serão essenciais para a manutenção dos serviços ecossistêmicos.

Devido à complexidade das dinâmicas fluviais, a influência da biodiversidade aquática no processo de autodepuração dos rios Almada e Cachoeira deve ser analisada, posteriormente, considerando também a variabilidade temporal, complementando a magnitude de habitats dada a este estudo. Portanto, os resultados apresentados neste estudo servem como ponto de partida para futuras investigações, destacando a necessidade de considerar, além da abrangência, a temporalidade nas análises para uma compreensão mais completa desse sistema vital para a sobrevivência humana.

7. REFERÊNCIAS

ACHARYA, R. P.; MARASENI, T.; COCKFIELD, G. Global trend of forest ecosystem services valuation—An analysis of publications. *Ecosystem Services*, v. 39, p. 100979, 2019.

AHMAD, A. B.; BARZINJI, K. T. M. Self-Purification Capacity and Sag Curve of Qalachwalan-Leseer Zab River, in Sulaimanyah Governorate/Iraq. **Journal of Soil Sciences and Agricultural Engineering**, v. 10, n. 10, p. 551-558, 2019.

ALEXANDER, R. B. et al. The role of headwater streams in downstream water quality. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 43, n. 1, p. 41-59, 2007.

AMARAL, M. C. E. et al. **Guia de Campo para Plantas Aquáticas e Palustres do Estado de São Paulo**. Ribeirão Preto: Ed. Holos, 452p., 2008.

ATTAYDE, J.; BOZELLI, R. Assessing the indicator properties of zooplankton assemblages to disturbance gradients by canonical correspondence analysis. **Canadian Journal of Fisheries and ...**, v. 5, p. 1789–1797, 1998.

ATTERMEYER, K. et al. Invasive floating macrophytes reduce greenhouse gas emissions from a small tropical lake. **Scientific reports**, v. 6, n. 1, p. 20424, 2016.

AZEVEDO, D. J. S. et al. Diversity measures in macroinvertebrate and zooplankton communities related to the trophic status of subtropical reservoirs: contradictory or complementary responses?. **Ecological Indicators**, v. 50, p. 135-149, 2015.

BAHIA. GOVERNO DO ESTADO. **Diagnóstico das bacias hidrográficas dos rios Cachoeira e Almada**. Salvador: SEINFRA/SRH/UESC, 2001.

BARBOUR, M. T. et al. A framework for biological criteria for Florida streams using benthic macroinvertebrates. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 15, n. 2, p. 185-211, 1996.

BASELGA, A. et al. Partitioning beta diversity into turnover and nestedness components. **R package version 1.3**, 2017.

BENÍTEZ-MORA, A.; CAMARGO, J. A. Ecological responses of aquatic macrophytes and benthic macroinvertebrates to dams in the Henares River Basin (Central Spain). **Hydrobiologia**, v. 728, p. 167-178, 2014.

BONECKER, C. C. et al. Temporal changes in zooplankton species diversity in response to environmental changes in an alluvial valley. **Limnologia - Ecology and Management of Inland Waters**, v. 43, n. 2, p. 114–121, 2013.

BOTTRELL, H. H. et al. A review of some problems in zooplankton production studies. **Norwegian Journal of Zoology**, v. 24, p. 419–456, 1976.

BOWSZYS, M. et al. Zooplankton communities in a river downstream from a lake restored with hypolimnetic withdrawal. **Knowledge & Management of Aquatic Ecosystems**, n. 421, p. 12, 2020.

BRAGHIN, L. S. M.; SIMÕES, N. R.; BONECKER, C. C. Hierarchical effects of local factors on zooplankton species diversity. **Inland Waters**, v. 6, n. 4, p. 645-654, 2016.

BRANCO, A. F. V. C. et al. Avaliação da perda da biodiversidade na Mata Atlântica. **Ciência Florestal**, v. 31, p. 1885-1909, 2022.

BRANCO, S. M. **Hidrobiologia aplicada à engenharia sanitária**. São Paulo, CETESB, 620 p., 1978.

BRASIL. **Constituição da República Federativa do Brasil de 1988**. Diário Oficial da União. Brasília, DF. Disponível em: <https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/constituicao/constituicao.htm>. Acesso em: 10 dez. 2023.

BRASIL. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. **Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa**. Diário Oficial da União. Brasília, DF. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/112651.htm>. Acesso em: 10 dez. 2017.

BRASIL. Lei nº14.026 de 15 de julho de 2020. **Atualiza o marco legal do saneamento básico**. Presidência da República, Secretaria-geral, Subchefia para Assuntos Jurídicos. 2020.

BRASIL. Lei nº9.433 de 8 de janeiro de 1997. **Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos**. Presidência da República, Casa Civil, Subchefia para Assuntos Jurídicos. 1997.

BRAUM, E. S.; LIMA, G. B.; DE PAULA PINTO, W. Estimativa de esgoto e modelagem da autodepuração dos efluentes domésticos lançados no Rio Doce na cidade de Baixo Guandu, ES. **Natureza Online**, v. 16, n. 3, p. 040-048, 2018.

BRAVO-OVIEDO, A. et al. European mixed forests: definition and research perspectives. **Forest Systems**, v. 23, n. 3, p. 518-533, 2014.

BRAZ, J. E. M. et al. Oligotrophication affects the size structure and potential ecological interactions of planktonic microcrustaceans. **Aquatic Sciences**, v. 82, n. 3, p. 59, 25 jul. 2020.

BRYCE, S. A.; LOMNICKY, G. A.; KAUFMANN, P. R. Protecting sediment-sensitive aquatic species in mountain streams through the application of biologically based streambed sediment criteria. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 29, n. 2, p. 657-672, 2010.

BURNHAM, K. P.; OVERTON, W. Scott. Robust estimation of population size when capture probabilities vary among animals. **Ecology**, v. 60, n. 5, p. 927-936, 1979.

BUSS, D. F.; BORGES, E. L. Application of Rapid Bioassessment Protocols (RBP) for Benthic Macroinvertebrates in Brazil: Comparison between Sampling Techniques and Mesh Sizes. **Ecology, Behavior And Bionomics**, v. 37, n. 3, p. 288 – 295, 2008.

BYTYQI, P. et al. Macrophytes as biological indicators of organic pollution in the Lepenci River Basin in Kosovo. **Journal of Freshwater Ecology**, v. 35, n. 1, p. 105-121, 2020.

CABRERA, S. et al. Variations in benthic macroinvertebrate communities and biological quality in the Aguarico and Coca river basins in the Ecuadorian Amazon. **Water**, v. 13, n. 12, p. 1692, 2021.

CAMARGO, J. A. Positive responses of benthic macroinvertebrates to spatial and temporal reductions in water pollution downstream from a trout farm outlet. **Knowledge & Management of Aquatic Ecosystems**, n. 420, p. 16, 2019.

CAMARGO, J. A.; ALONSO, Á.; DE LA PUENTE, M. Eutrophication downstream from small reservoirs in mountain rivers of Central Spain. **Water research**, v. 39, n. 14, p. 3376-3384, 2005.

CARO, T. et al. An inconvenient misconception: Climate change is not the principal driver of biodiversity loss. **Conservation Letters**, v. 15, n. 3, p. e12868, 2022.

CETESB. **Norma L5-169: Determinação de Oxigênio Dissolvido em águas – Método de Winckler modificado pela azida sódica.** 1978.

CHAO A. et al. Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. **Ecological Monographs**, v. 84, p. 45–67, 2014.

CHAPRA, S. C. **Surface water-quality modeling. McGraw-Hill Series in Water Resources and Environmental Engineering.** 1997, 844 p.

CHASE, J. M. et al. Using null models to disentangle variation in community dissimilarity from variation in α -diversity. **Ecosphere**, v. 2, n. 2, p. art24, 2011.

CHEN, G. Analysis on the changes of zooplankton in the restoration of urban lake water. In: **IOP Conference Series: Earth and Environmental Science.** IOP Publishing, p. 012010, 2020.

CHIABAI, A. et al. Economic assessment of forest ecosystem services losses: cost of policy inaction. **Environmental and Resource Economics**, v. 50, p. 405-445, 2011.

CHIBA, S. et al. Zooplankton monitoring to contribute towards addressing global biodiversity conservation challenges. **Journal of plankton research**, v. 40, n. 5, p. 509-518, 2018.

COLVIN, S. A. R et al. Headwater streams and wetlands are critical for sustaining fish, fisheries, and ecosystem services. **Fisheries**, v. 44, n. 2, p. 73-91, 2019.

COLWELL, R. K.; CODDINGTON, J. A. Estimating Terrestrial Biodiversity through Extrapolation. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences**, v. 345, n. 1311, p. 101–118, 1994.

COMPTE, J. et al. Microhabitat selection and diel patterns of zooplankton in a Mediterranean temporary pond. **Hydrobiologia**, v. 766, p. 201-213, 2016.

CONAMA (BRASIL). Resolução nº 357 de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Diário Oficial [da] União:** n. 053, p. 58-63, 2005.

COSTANZA, R. Valuing natural capital and ecosystem services toward the goals of efficiency, fairness, and sustainability. **Ecosystem Services**, v. 43, p. 101096, 2020.

DEEKSHA; SHUKLA, A. K. Ecosystem services: A systematic literature review and future dimension in freshwater ecosystems. **Applied Sciences**, v. 12, n. 17, p. 8518, 2022.

DINIZ, C. R. et al. Uso de macrófitas aquáticas como solução ecológica para melhoria da qualidade de água. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 9, p. 226-230, 2021.

DODSON, S. I. et al. The relationship between zooplankton community structure and lake characteristics in temperate lakes (Northern Wisconsin, USA). **Journal of plankton research**, v. 31, n. 1, p. 93–100, 2009.

DODSON, S. I. Predicting crustacean zooplankton species richness. **Limnology and Oceanography**, v. 37, p. 848–856, 1992.

DODSON, S. I.; LILLIE, R. A.; WILL-WOLF, S. Land use, water chemistry, aquatic vegetation, and zooplankton community structure of shallow lakes. **Ecological Applications**, v. 15, n. 4, p. 1191–1198, 2005.

DODSON, S.; LILLIE, R. Zooplankton communities of restored depressional wetlands in Wisconsin, USA. **Wetlands**, v. 21, n. 2, p. 292–300, 2001.

DUDGEON, D. Multiple threats imperil freshwater biodiversity in the Anthropocene. **Current Biology**, v. 29, n. 19, p. R960-R967, 2019.

ELMOOR-LOUREIRO, L. **Manual de identificação de cladóceros Limnóticos do Brasil**. Brasília: Universa, v. 156, 1997.

ENGELBRECHT, B. Z. et al. Disponibilidade hídrica e balanço hídrico da bacia do rio Cachoeira na região de Itabuna/Ba. **Geosciences=Geociências**, v. 38, n. 3, p. 731-740, 2019.

EPA, United States Environmental Protection Agency, Athens. **Rates, constants, and kinetics formulations in surface water quality modeling**. 2 ed.: 455 p., 1985

ESTEVEES, F. A.; CAMARGO, A. F. M. Sobre o papel das macrófitas aquáticas na estocagem e ciclagem de nutrientes. **Acta Limnologia Brasiliensia**, v. 1, n. 1, p. 273-298, 1986.

ESTEVEES, F. de A. **Fundamentos de limnologia**. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998.

ESTEVEES, F. de A.; LEAL, J. J. F.; CALLISTO, M. Comunidade Bentônicas. In: ESTEVEES, F. de A. (coord.). Fundamentos de Limnologia. **Interciências Ltda**: [s.n.], 2011. cap. 25, p. 581 – 607.

FERREIRA, V. et al. Aquatic ecosystem services: an overview of the Special Issue. **Hydrobiologia**, p. 1-11, 2023.

FOX, J.; WEISBERG, S. An R Companion to Applied Regression, Third edition. Sage, Thousand Oaks CA, 2019.

FRAINER, A. et al. Enhanced ecosystem functioning following stream restoration: The roles of habitat heterogeneity and invertebrate species traits. **Journal of Applied Ecology**, v. 55, n. 1, p. 377-385, 2018.

FRANCO, G. B. et al. Avaliação da qualidade sanitária da água na bacia hidrográfica do rio Almada–BA. *Caminhos de Geografia Uberlândia*, v. 16, n. 54, p. 254-262, 2015.

FRANCO, G. B.; BETIM, L. S.; MARQUES, E. A. G.; GOMES, R. L.; CHAGAS, C. da S. Relação qualidade da água e fragilidade ambiental da Bacia do Rio Almada, Bahia. *Revista Brasileira de Geociências*, v. 42, n. 1, p. 114-127, 2012.

GARGIULO, J. R. B. C. et al. Benthic macroinvertebrates as bioindicators of water Quality in Billings Reservoir fishing sites (SP, Brazil). **Acta Limnologia Brasiliensia**, v. 28, n. 13, 2016.

GARRAFFONI, A. R. S. et al. Keys to Neotropical and Antarctic Fauna. **Phylum Gastrotricha**. Academic Press, London, p. 125-143, 2020.

GASTON, K. J. Global patterns in biodiversity. **Nature**, v. 405, p. 220–227, 2000.

GHANGREKAR, M. M. Self-Purification of Natural Streams. In: **Wastewater to Water: Principles, Technologies and Engineering Design**. Singapore: Springer Nature Singapore, 2022. p. 207-223.

GLIŃSKA-LEWCZUK, K. et al. The impact of urban areas on the water quality gradient along a lowland river. **Environmental monitoring and assessment**, v. 188, p. 1-15, 2016.

GOMES, R. L. **Implantação do Laboratório de Análise e Planejamento Ambiental da UESC: Projeto Piloto – Avaliação da qualidade ambiental da bacia do rio Almada e área costeira adjacente** – Relatório Final. Universidade Estadual de Santa Cruz. Ilhéus (BA): 2010.

GONÇALVES, J. C. de S. I. et al. Avaliação espaço-temporal da qualidade da água e simulação de autodepuração na bacia hidrográfica do córrego São Simão, SP. **Revista Ambiente & Água**, v. 7, p. 141-154, 2012.

GRAMMATIKOPOULOU, I.; VAČKÁŘOVÁ, D. The value of forest ecosystem services: A meta-analysis at the European scale and application to national ecosystem accounting. **Ecosystem Services**, v. 48, p. 101262, 2021.

HAMADA, N.; THORP, J. H.; ROGERS, D. C. (Ed.). **Thorp and covich's freshwater invertebrates: Volume 3: Keys to neotropical Hexapoda**. Academic press, 2018.

HEGEL, C. G. Z.; MELO, E. F. R. Q. Macrófitas aquáticas como bioindicadoras da qualidade da água dos arroios da RPPN Maragato. **Revista em Agronegócio e Meio Ambiente**, v. 9, n. 3, p. 673-693, 2016.

HERNÁNDEZ-CARRASCO, D. et al. Ecological restoration promotes zooplankton network complexity in Mediterranean coastal lagoons. **Restoration Ecology**, p. e13920, 2023.

HOFFMANN, M. D.; DODSON, S. I. Land Use, Primary Productivity, and Lake Area As Descriptors of Zooplankton Diversity. **Ecology**, v. 86, n. 1, p. 255–261, jan. 2005.

HSIEH T. C.; MA K. H.; CHAO A. iNEXT: Interpolation and Extrapolation for Species Diversity. **R package version 3.0.0**, 2022.

HUANG, J. et al. Modelling dissolved oxygen depression in an urban river in China. **Water**, v. 9, n. 7, p. 520, 2017.

HURYN, A. D.; BENSTEAD, J. P. Seasonal changes in light availability modify the temperature dependence of secondary production in an Arctic stream. **Ecology**, v. 100, n. 6, p. e02690, 2019.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Censo Brasileiro de 2010**. Rio de Janeiro: IBGE, 2012.

JUVIGNY-KHENAFU, N. P. D. et al. Impacts of multiple anthropogenic stressors on stream macroinvertebrate community composition and functional diversity. **Ecology and Evolution**, v. 11, n. 1, p. 133-152, 2021.

KARUS, K. et al. The influence of macrophyte ecological groups on food web components of temperate freshwater lakes. **Aquatic Botany**, v. 183, p. 103571, 2022.

KASSAMBARA, A; MUNDT, F. Factoextra: Extract and Visualize the Results of Multivariate Data Analyses. **R Package Version 1.0.7**, 2020.

KINDT R.; COE R. Tree diversity analysis. A manual and software for common statistical methods for ecological and biodiversity studies. **World Agroforestry Centre (ICRAF)**, ISBN 92-9059-179-X, 2005.

KOLEFF, P.; GASTON, K. J.; LENNON, J. J. Measuring beta diversity for presence-absence data. **Journal of Animal Ecology**, v. 72, n. 3, p. 367–382, maio 2003.

KOSTE, W. **Rotatoria die Rädertiere Mitteleuropas begründet von Max Voight. Monogononta**. Berlin: Gebrüder Borntraeger: 1978.

LANE, C. R. et al. Vulnerable waters are essential to watershed resilience. **Ecosystems**, v. 26, n. 1, p. 1-28, 2023.

LÊ S.; JOSSE J.; HUSSON F. FactoMineR: A Package for Multivariate Analysis. **Journal of Statistical Software**, v. 25, n. 1, p. 1–18, 2008.

LEASI, F. et al. Biodiversity estimates and ecological interpretations of meiofaunal communities are biased by the taxonomic approach. **Communications Biology**, v. 1, n. 1, p. 1-12, 2018.

LEFCHECK, J. S. et al. Biodiversity enhances ecosystem multifunctionality across trophic levels and habitats. **Nature communications**, v. 6, n. 1, p. 1-7, 2015.

LEMMENS, P. et al. How to maximally support local and regional biodiversity in applied conservation? Insights from pond management. **PLoS One**, v. 8, n. 8, p. e72538, 2013.

LIEBIG, J. V. Die Wechselwirtschaft. **Justus Liebig's Annalen Der Chemie**, v. 46, n. 1, p. 58-97, 1843.

LOREAU, M. et al. Biodiversity and ecosystem functioning: current knowledge and future challenges. **Science (New York, N.Y.)**, v. 294, n. 5543, p. 804–8, 2001.

LUNG, W-S. Progression of river BOD/DO modeling for water quality management. **Water Environment Research**, v. 95, n. 4, p. e10864, 2023.

MAGURRAN, A. **Measuring biological diversity - Book.pdf**. [s.l.] Blackwell Publishing Ltd, 2004.

MARIANO, R.; FROEHLICH, C.G. Ephemeroptera. In: Guia on-line: Identificação de larvas de Insetos Aquáticos do Estado de São Paulo. Froehlich, C.G. (org.), 2007.

MENDIVIL-GARCÍA, K. et al. Climate change impact assessment on a tropical river resilience using the Streeter-Phelps dissolved oxygen model. **Frontiers in Environmental Science**, v. 10, p. 903046, 2022.

MENEZES, J. P. C. de et al. Deoxygenation rate, reaeration and potential for self-purification of a small tropical urban stream. **Revista Ambiente & Água**, v. 10, p. 748-757, 2015.

MEQUANENT, D. et al. The investigation of the zooplankton community in the newly formed Ribb Reservoir, Ethiopia: the tropical highland reservoir. **Heliyon**, v. 8, n. 9, 2022.

MINSHALL, G. W. et al. Developments in stream ecosystem theory. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 42, n. 5, p. 1045-1055, 1985.

MUGNAI, R.; NESSIMIAN, J. L.; BAPTISTA, D. L. **Manual de identificação de macroinvertebrados aquáticos do Estado do Rio de Janeiro**. Rio de Janeiro: Technical Books, 2010. 173p.

NABOUT, J. C. et al. Scientific literature on freshwater ecosystem services: trends, biases, and future directions. **Hydrobiologia**, v. 850, n. 12-13, p. 2485-2499, 2023.

NASCIMENTO, J. R.; SIMÕES, N. R. Análise espacial e temporal da qualidade das águas da bacia hidrográfica do Rio Cachoeira, Bahia. *Gaia Scientia, [S. l.]*, v. 17, n. 2, p. 133–150, 2023. DOI: 10.22478/ufpb.1981-1268.2023v17n2.67022.

NESEMANN, H.; SHARMA, G.; SINHA, R. K. Aquatic Annelida (Polychaeta, Oligochaeta, Hirudinea) of the Ganga River and adjacent water bodies in Patna (India: Bihar), with description of a new leech species (Family Salifidae). **Annalen des Naturhistorischen Museums in Wien. Serie B für Botanik und Zoologie**, p. 139-187, 2004.

OKSANEN, F. J. et al. Vegan: Community Ecology Package. **R package Version 2.4-3**, 2017.

OLMO, C. et al. The environmental and zooplankton community changes in restored ponds over 4 years. **Journal of Plankton Research**, v. 38, n. 3, p. 490-501, 2016.

ORLOB, G. T. **Mathematical modeling of water quality: streams, lakes and reservoirs. International series on applied systems analysis**. John Wiley & Sons, 1983, v. 12.

ORLOB, G. T. Water-quality modeling for decision making. **Journal of Water Resources Planning and Management**, v. 118, n. 3, p. 295 – 307, 1992.

OSTROUMOV, S. A. Biocontrol of water quality: Multifunctional role of biota in water self-purification. **Russian Journal of General Chemistry**, v. 80, n. 13, p. 2754–2761, 2010.

OSTROUMOV, S. A. Water Quality and Conditioning in Natural Ecosystems: Biomachinery Theory of Self-Purification of Water. **Russian Journal of General Chemistry**, v. 87, n. 13, p. 3199–3204, 2017.

PALHARES, J. C. P. et al. Medição da vazão em rios pelo método do flutuador. **Embrapa: Comunicado técnico 455**, Concordia, 2007.

PANDIT, D. N.; KUMARI, P.; SHARMA, S. K. Ecology and diversity of Zooplankton of the river Ganga at Bihar, India in Relation to Water Quality. **Current World Environment**, v. 15, n. 2, p. 304, 2020.

PARRON, L. M. et al. Research on ecosystem services in Brazil: a systematic review. **Revista Ambiente & Água**, v. 14, 2019.

PEREIRA, S. A. et al. Aquatic macrophytes as indicators of water quality in subtropical shallow lakes, Southern Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 24, p. 52-63, 2012.

PERIOTTO, N. A.; TUNDISI, J. G. A characterization of ecosystem services, drivers and values of two watersheds in São Paulo State, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 78, p. 397-407, 2017.

PICAPEDRA, P. H. S. et al. Drivers of zooplankton spatial dynamics in a small neotropical river. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 34, p. e13, 2022.

PINESE, O. P.; PINESE, J. F.; DEL CLARO, K. Structure and biodiversity of zooplankton communities in freshwater habitats of a Vereda Wetland Region, Minas Gerais, Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 27, p. 275-288, 2015.

PINTO, I. et al. Can Zooplankton Add Value to Monitoring Water Quality? A Case Study of a Meso/Eutrophic Portuguese Reservoir. **Water**, v. 15, n. 9, p. 1678, 2023.

PINTO-COELHO, R.; PINEL-ALLOUL, B.; HAVENS, K. E. Crustacean zooplankton in lakes and reservoirs of temperate and tropical regions: variation with trophic status. v. 361, p. 348–361, 2005.

POMPÊO, M. L. M.; MOCHINI-CARLOS, V. **Macrófitas aquáticas e perifiton: aspectos ecológicos e metodológicos**. São Carlos: RiMa, 134 p., 2003.

POOLE, G. C. Fluvial landscape ecology: addressing uniqueness within the river discontinuum. *Freshwater biology*, v. 47, n. 4, p. 641-660, 2002.

POTT, V. J; POTT, A. **Plantas aquáticas do Pantanal**. Brasília: EMBRAPA Comunicação para transferência de Tecnologia, 2000.

PÓVOAS, L. V. et al. Avaliação físicoquímica e microbiológica da qualidade da água do rio Cachoeira, Bahia, BR. *Brazilian Journal of Development*, v. 6, n. 8, p. 61258-61269, 2020.

PRAKASH, S.; VERMA, A. K. Anthropogenic activities and Biodiversity threats. **International Journal of Biological Innovations, IJBI**, v. 4, n. 1, p. 94-103, 2022.

PRATIWI, D. et al. Water Quality Influences Self-Purification in the Cihawuk and Majalaya Segments Upstream of the Citarum River, West Java, Indonesia. **Water**, v. 15, n. 16, p. 2998, 2023.

RAMOS, E. DE A. et al. Alpha and beta diversity of planktonic microcrustaceans are associated with environmental heterogeneity in the Frades River Basin, Brazil. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, v. 00, n. 00, p. 1–12, 8 jun. 2021.

R-CORE-TEAM. **R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing**Vienna, 2021. Disponível em: <<https://www.r-project.org/>>. Acesso: 14 jul. 2022.

REID, J. W. Chave de identificação e lista de referências bibliográficas para as espécies continentais sulamericanas de vida livre da ordem Cyclopoida (Crustacea, Copepoda). **Boletim de Zoologia**, v. 9, p. 17–143, 1985.

RIVERA-USME, J. J. et al. Biomass of macroinvertebrates and physicochemical characteristics of water in an Andean urban wetland of Colombia. **Brazilian Journal of Biology**, v. 75, p. 180-190, 2015.

RODRIGUES, R. B. **Sistema de Suporte a Decisão Proposta para a Gestão Quali-Quantitativa dos Processos de Outorga e Cobrança pelo Uso da Água**. [s.l.] Universidade de São Paulo, 2005.

SABATER, S. et al. Effects of human-driven water stress on river ecosystems: a meta-analysis. **Scientific Reports**, v. 8, n. 1, p. 1–11, 2018.

SABO, J. L. et al. Pulsed flows, tributary inputs and food-web structure in a highly regulated river. **Journal of Applied Ecology**, v. 55, n. 4, p. 1884-1895, 2018.

SANTOS, I. et al. **Hidrometria Aplicada**. Curitiba: Instituto de Tecnologia para o Desenvolvimento, 2001. 372 p.

SCHIAVETTI, A.; SCHILLING, A. C.; OLIVEIRA, H. T. Caracterização sócio-ambiental da bacia hidrográfica do Rio Cachoeira Sul da Bahia, Brasil. In: SCHIAVETTI, A.; CAMARGO, A. F. M. (Eds.). **Conceitos de bacias hidrográficas teorias e aplicações**. Ilhéus: Editus, 2005.

SCHIRPKE, U. et al. Past and future impacts of land-use changes on ecosystem services in Austria. **Journal of Environmental Management**, v. 345, p. 118728, 2023.

SCREMIN-DIAS, E.; POTT, V. J.; HORA, R. C; SOUZA, P. R. (Org.). **Nos Jardins Submersos da Bodoquena: guia para identificação de plantas aquáticas de Bonito e região**. Campo Grande: Ed. UFMS, 160p., 1999.

SHELFORD, V. E. **Animal Communities in Temperate America: As Illustrated in the Chicago Region; a Study in Animal Ecology**. Geographic Society of Chicago, Ney York: Arno Press, 1913.

SHEN, J. et al. Urbanization has changed the distribution pattern of zooplankton species diversity and the structure of functional groups. **Ecological Indicators**, v. 120, p. 106944, 2021.

SHEN, J. et al. Urbanization has changed the distribution pattern of zooplankton species diversity and the structure of functional groups. *Ecological Indicators*, v. 120, p. 106944, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106944>

SIMÕES, N. et al. Intra and inter-annual structure of zooplankton communities in floodplain lakes: a long-term ecological research study. **Revista de Biología ...**, v. 60, n. 4, p. 1819–1836, 2012.

SIMÕES, N. R. et al. Changing taxonomic and functional β -diversity of cladoceran communities in Northeastern and South Brazil. **Hydrobiologia**, v. 847, n. 18, p. 3845-3856, 2020.

SIMÕES, N. R. et al. Impact of reservoirs on zooplankton diversity and implications for the conservation of natural aquatic environments. **Hydrobiologia**, p. 1–15, 2015.

SOUZA, F. N.; DA SILVA, R. M. L.; CAMPIOLO, S. Spatial and Environmental Influence on the Community of Aquatic Insects in Atlantic Forest Streams. *Revista de Gestão Social e Ambiental*, v. 18, n. 1, p. e03913-e03913, 2024. DOI: <https://doi.org/10.24857/rgsa.v18n1-030>

SU, P. et al. Variability in macroinvertebrate community structure and its response to ecological factors of the Weihe River Basin, China. **Ecological Engineering**, v. 140, p. 105595, 2019.

SU, P. et al. Variability in macroinvertebrate community structure and its response to ecological factors of the Weihe River Basin, China. *Ecological Engineering*, v. 140, p. 105595, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2019.105595>

SURING, L. H. Freshwater: oasis of life - An overview. **Encyclopedia of the World's Biomes: Elsevier**, ISBN 9780128160978, p. 1-11, 2020.

TAMPO, L. et al. Benthic macroinvertebrates as ecological indicators: their sensitivity to the water quality and human disturbances in a tropical river. **Frontiers in Water**, v. 3, p. 662765, 2021.

THOMANN, R. V.; MUELLER, J. A. **Principles of surface water quality modeling and control**. Harper International Edition, 644 p., 1987.

THOMAZ, S. M. Ecosystem services provided by freshwater macrophytes. **Hydrobiologia**, v. 850, n. 12-13, p. 2757-2777, 2023.

THOMS, M. C. et al. Physical heterogeneity and aquatic community function in river networks: A case study from the Kanawha River Basin, USA. **Geomorphology**, v. 290, p. 277-287, 2017.

TILMAN, D. The ecological consequences of changes in biodiversity: a search for general principles. **Ecology**, p. 1455–1474, 1999.

TOPULNIAK, S. et al. Comunidade de invertebrados bentônicos e estrutura trófica em dois lagos antrópicos. **Biotemas**, v. 32, n. 1, p. 31-38, 2019.

TORNWALL, B. et al. Trends in stream biodiversity research since the river continuum concept. *Diversity*, v. 7, n. 1, p. 16-35, 2015.

VAN DER MEER, T. V. Macroinvertebrate redistribution of environmental pollution. 2023. 232 f. Thesis (PhD) - Faculty of Science (FNWI), Institute for Biodiversity and Ecosystem Dynamics (IBED), University of Amsterdam, Amsterdã, 2023.

VANNOTE, R. L. et al. The river continuum concept. **Canadian journal of fisheries and aquatic sciences**, v. 37, n. 1, p. 130-137, 1980.

VEGA, R. et al. First report of inventory and role of macroinvertebrates and fish in Cautín river (38° S, Araucania region Chile). **Brazilian Journal of Biology**, v. 80, p. 215-228, 2019.

VON SPERLING, M. **Estudos e modelagem da qualidade da água de rios**. 2 ed., Belo Horizonte: UFMG, 2007.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3 ed., Belo Horizonte: UFMG, 2005.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos: princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. 4 ed., Belo Horizonte: UFMG, 470 p., 2014.

WEN, Y.; SCHOUPS, G.; VAN DE GIESEN, N. Organic pollution of rivers: Combined threats of urbanization, livestock farming and global climate change. **Scientific Reports**, v. 7, n. January, p. 1–9, 2017.

WESTLAKE, D. F. Some basic investigation of the productivity of aquatic macrophytes. **Memories of the Italian Institute of Hidrobiologia**, v. 18, p. 229-248, 1965.

WHITTAKER, R. H. Evolution and measurement of species diversity. **Taxon**, v. 21, n. 2/3, p. 213–251, 1972.

WICKHAM, H. ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis. Springer-Verlag New York, 2016.

WU, J.; YU, X. Numerical investigation of dissolved oxygen transportation through a coupled SWE and Streeter–Phelps model. **Mathematical Problems in Engineering**, v. 2021, p. 1-20, 2021.

8. ANEXOS

Tabela 1. Concentração de saturação de oxigênio em água limpa (mg/L).

Temperatura (°C)	Altitude (m)			
	0	500	1000	1500
10,00	11,30	10,70	10,10	9,50
11,00	11,10	10,50	9,90	9,30
12,00	10,80	10,20	9,70	9,10
13,00	10,60	10,00	9,50	8,90
14,00	10,40	9,80	9,30	8,70
15,00	10,20	9,70	9,10	8,60
16,00	10,00	9,50	8,90	8,40
17,00	9,70	9,20	8,70	8,20
18,00	9,50	9,00	8,50	8,00
19,00	9,40	8,90	8,40	7,90
20,00	9,20	8,70	8,20	7,70
21,00	9,00	8,50	8,00	7,60
22,00	8,80	8,30	7,90	7,40
23,00	8,70	8,20	7,80	7,30
24,00	8,50	8,10	7,60	7,20
25,00	8,40	8,00	7,50	7,10
26,00	8,20	7,80	7,30	6,90

27,00	8,10	7,70	7,20	6,80
28,00	7,90	7,50	7,10	6,60
29,00	7,80	7,40	7,00	6,60
30,00	7,60	7,20	6,80	6,40

Fonte: Von Sperling (2014).

Tabela 2. Dados de população e consumo de água per capita para os municípios analisados na Bacia Hidrográfica do Rio Almada (BHRA) e na Bacia Hidrográfica do Rio Cachoeira (BHRC).





Município	Bacia	População	Consumo per capita de água L/(hab.dia)
Almadina	BHRA	5.218	111,10
Coarací	BHRA	17.351	109,30
Itajuípe	BHRA	18.781	114,30
Itororó	BHRC	16.617	466,80
Itaju do Colônia	BHRC	6.037	94,40
Itapé	BHRC	10.341	105,60






Fonte: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) (2022); Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS) (2020).

Tabela 3. Dados de entrada utilizados no modelo de autodepuração de Streeter-Phelps para o Rio Almada (BHRA) e para o Rio Cachoeira (BHRC) no ano de 2023.

Parâmetros	Rio Almada (BHRA)			Rio Cachoeira (BHRC)		
	Trecho 1	Trecho 2	Trecho 3	Trecho 1	Trecho 2	Trecho 3
Vazão do rio (m ³ /s)	0,17	0,52	2,66	0,21	0,82	0,92
Vazão do esgoto (m ³ /s)	0,01	0,02	0,02	0,07	0,05	0,01
DBO do rio (mg/L)	7,10	4,24	6,76	10,52	8,88	6,79
DBO do esgoto (mg/L)	341,00	341,00	341,00	341,00	341,00	341,00
OD do rio (mg/L)	7,10	6,60	8,50	6,30	7,40	7,70
OD do esgoto (mg/L)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
K ₁ (d ⁻¹)	0,67	0,64	0,56	0,44	0,63	0,60
K _d (d ⁻¹)	1,15	0,93	0,79	0,93	1,05	0,99
K ₂ (d ⁻¹)	30,57	26,11	19,82	36,34	34,14	47,36
C _s (mg/L)	6,80	7,50	8,00	8,10	7,50	7,80
Velocidade (m/s)	0,58	0,17	0,67	0,11	0,17	0,18
Distância do trecho (km)	14,87	20,00	20,00	41,40	53,20	20,00

Tabela 4. Caracterização dos pontos de coleta e amostragem no Rio Almada e no Rio Cachoeira em 2023.

Ponto Corpo hídrico Município	Coordenadas geográficas (SIRGAS 2000)	Descritivo de campo	Registro fotográfico
P1 a Rio Almada Almadina	14°41'41,08"S 39°38'46,18"W	Água de cor marrom com aspecto cristalino, sem odor, margens com vegetações, animais e habitações rurais nas proximidades	
P1 b Rio Almada Almadina	14°42'11,17"SS 39°38'0,41"W	Água de cor verde com aspecto turvo, com odor, margens com resíduos orgânicos e inorgânicos, habitações e lançamento de esgoto nas proximidades	
P2 a Rio Almada Coaraci	14°39'41,83"S 39°33'25,07"W	Água de cor marrom, com aspecto turvo, sem odor, muitas macrófitas, margens com mata ciliar e animais nas proximidades	
P2 b Rio Almada Coaraci	14°38'35,66"S 39°32'23,96"W	Água de cor marrom com aspecto turvo, com odor, margens com resíduos orgânicos e inorgânicos, animais, habitações e lançamento de esgoto nas proximidades	

<p>P3 a Rio Almada Itajuípe</p>	<p>14°40'34,8"S 39°23'43,3"W</p>	<p>Água de cor marrom com aspecto turvo sem odor, margens com vegetações</p>	
<p>P3 b Rio Almada Itajuípe</p>	<p>14°40'13,61"S 39°22'24,52"W</p>	<p>Água de cor marrom com aspecto turvo, com odor, margens com resíduos orgânicos e inorgânicos, habitações e lançamento de esgoto nas proximidades</p>	
<p>P1 a Rio Cachoeira Itororó</p>	<p>15°6'30,92"S 40°5'10,79"W</p>	<p>Água de cor marrom, com aspecto turvo, sem odor, margens com mata ciliar animais e habitações rurais nas proximidades</p>	
<p>P1 b Rio Cachoeira Itororó</p>	<p>15°7'14,05"S 40°3'56,88"W</p>	<p>Água de cor verde com aspecto turvo, com odor, margens com resíduos orgânicos e inorgânicos, habitações, animais e lançamento de esgoto nas proximidades</p>	
<p>P2 a Rio Cachoeira Itaju do Colô- nia</p>	<p>15°9'32,04"S 39°44'13,81"W</p>	<p>Água de cor marrom com aspecto cristalino, sem odor, margens com vegetações e animais nas proximidades</p>	

P2 b
Rio Cachoeira
Itajú do Colô-
nia

15°8'25,52"S
39°43'17,15"W

Água de cor marrom
com aspecto turvo,
com odor, margens
com resíduos orgânicos
e inorgânicos, animais
habitações e
lançamento de esgoto
nas proximidades



P3 a
Rio Cachoeira
Itapé

14°55'58,12"S
39°27'13,42"W

Água de cor marrom
com aspecto turvo,
sem odor, margens
sem vegetações e com animais
nas proximidades



P3 b
Rio Cachoeira
Itapé

14°53'58,2"S
39°25'4,03"W

Água de cor marrom
com aspecto turvo,
com odor, margens
com resíduos orgânicos
e inorgânicos,
habitações e
lançamento de esgoto
nas proximidades



Tabela 5. Abundância de zooplâncton registrada na Bacia hidrográfica do rio Almada (BHRA) e na Bacia hidrográfica do rio Cachoeira (BHRC) em 2023. P1a e P1b: trecho 1; P2a e P2b: trecho 2; P3a e P3b: trecho 3.

Taxa	BHRA						BHRC					
	P1a	P1b	P2a	P2b	P3a	P3b	P1a	P1b	P2a	P2b	P3a	P3b
ROTIFERA												
<i>Asplanchna priodonta</i>	5	18	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Bdelloidea	10	1761	80	119	25	63	84	61572	21	36	13	24
<i>Brachionus caudatus</i>	11	0	0	0	0	0	94	0	0	0	0	0
<i>Brachionus quadridentatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0
<i>Colurella</i> sp.	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dicranophorus claviger</i>	5	0	11	10	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Euchlanis dilatata</i>	5	0	0	16	5	0	0	96	58	18	18	0
<i>Euchlanis incisa</i>	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Filinia terminalis</i>	64	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0
<i>Keratella cochlearis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	5	4	0	0
<i>Keratella tropica</i>	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Keratella tropica tropica</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	38
<i>Lecane asymetrica</i>	0	0	0	5	0	0	0	48	0	0	0	0
<i>Lecane bulla</i>	0	0	0	508	25	92	31	577	26	107	29	47
<i>Lecane bulla bulla</i>	14	83	48	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lecane clasterocerca</i>	0	14	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lecane cornuta</i>	5	0	16	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lecane curvicornis</i>	0	0	16	21	0	0	0	96	0	0	3	0
<i>Lecane cf. hamata</i>	0	0	0	10	0	0	0	0	0	4	0	0
<i>Lecane leontina</i>	43	32	0	5	0	0	0	0	10	22	16	28
<i>Lecane ludwigii</i>	0	0	0	16	0	0	0	0	0	4	0	0

<i>Lecane luna</i>	10	111	5	0	0	0	0	0	5	0	0	0
<i>Lecane lunaris</i>	0	0	0	0	20	0	0	0	0	9	3	9
<i>Lecane papuana</i>	0	466	21	10	0	0	0	0	0	4	3	0
<i>Lecane piriformis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lecane punctata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5
<i>Lecane quadridentata</i>	0	5	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lecane sola</i>	0	32	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lecane stenroosi</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0
<i>Lecane tabida</i>	0	5	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lecane ungulata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9
<i>Lepadella bejamini</i>							0	0	0	0	0	0
<i>brasilenses</i>	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lepadella dactyliseta</i>	5	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lepadella patella patella</i>	0	0	0	0	0	0	0	48	0	0	0	5
<i>Leppadela sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0
<i>Mytilina mucronata</i>	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Plationus patulus</i>	0	46	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Plationus patulus</i>							0	0	0	9	0	0
<i>macracanthus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Plationus patulus patulus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5
<i>Platyas quadricornis</i>	0	194	11	16	0	0	0	48	0	9	0	0
<i>Scaridium longicaudum</i>	0	0	0	5	0	0	0	0	0	4	0	0
<i>Testudinella patina</i>	5	203	0	52	5	14	0	0	0	36	0	0
<i>Testudinella patina patina</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	19
<i>Testudinella mucronata</i>	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CLADOCERA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Anthalona sp.</i>	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Alona sp.</i>	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0
<i>Anthalona neotropica</i>	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	5

<i>Ceriodaphnia</i> sp.	14	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5
<i>Chydoridae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0
<i>Chydorus nitidilus</i>	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0
<i>Chydorus</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	48	0	0	0	0
<i>Coronatella serratalhadensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	3	0
<i>Diaphanosoma birgei</i>	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Flavalona margipluma</i>	0	0	0	0	5	19	0	0	0	0	3	0
<i>Flavalona</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0
<i>Moinodaphnia macleayi</i>	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0
COPEPODE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Copepodito</i>	5	92	16	0	5	34	21	0	0	0	0	14
<i>Ectocyclops bromelicola</i>	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Macrothrix</i> sp.	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Mesocyclops meridianus</i>	0	9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Macrothrix trisealis</i>	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0
<i>Náuplio</i>	43	1014	155	26	0	92	52	0	0	0	42	165
<i>Thermocyclops inversus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0
TOTAL	259	4100	389	859	93	324	312	62533	140	278	136	378

Tabela 6. Frequência de ocorrência de taxa de macroinvertebrados bentônicos registrados na Bacia Hidrográfica do Rio Almada (BHRA) e na Bacia Hidrográfica do Rio Cachoeira (BHRC) em 2023. P1a e P1b: trecho 1; P2a e P2b: trecho 2; P3a e P3b: trecho 3.

Taxa	BHRA						BHRC					
	P1a	P1b	P2a	P2b	P3a	P3b	P1a	P1b	P2a	P2b	P3a	P3b
FILO ARTHROPODA												
Classe Insecta												
Ordem Ephemeroptera												
Batidae	19	0	15	36	1	11	0	0	13	49	5	22
Leptohyphidae	1008	16	1	1	0	0	1	0	44	55	0	7
Leptophlebiidae	0	33	0	18	0	0	0	0	0	0	0	0
Caenidae	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ordem Trichoptera												
Hydroptilidae	2	0	8	0	0	0	2	0	0	11	0	0
Hydropsychidae	117	0	0	1	0	0	2	0	0	4	1	1
Polycentropodidae	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Phylopotamidae	9	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Leptoceridae	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Ordem Odonata												
Calopterygidae	0	1	7	4	0	0	1	0	0	1	0	0
Coenagrionidae	3	1	1	1	0	0	0	0	0	2	0	0
Gomphidae	1	0	5	3	0	1	1	0	1	0	1	0
Libellulidae	2	0	3	2	0	0	0	0	0	3	0	0
Aeshnidae	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Ordem Diptera												
Chironomidae	1193	42296	659	1683	196	1360	130	2064	809	165	20	20
Empididae	0	2	0	3	0	0	0	0	0	1	0	0

Tabanidae	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tipulidae	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Ceratopogonidae	0	3	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Simuliidae	102	7	10	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Psychodidae	0	0	0	0	0	0	1	2	0	0	0	0
Chaoboridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Culicidae	0	0	11	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ordem Hemiptera												
Mesoveliidae	0	0	5	0	3	0	0	0	7	4	1	3
Veliidae	0	0	8	0	0	0	0	0	1	2	0	0
Gerridae	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Naucoridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Ordem Coleoptera												
Elmidae	22	5	41	1	0	0	0	0	11	3	0	0
Scirtidae	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dytiscidae	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Ordem Lepidoptera												
Crambidae	7	0	1	0	0	3	0	0	0	0	1	3
Pyralidae	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ordem Megaloptera												
Corydalidae	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Sialidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Ordem Perilestidae												
	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Classe Malacostraca												
Ordem Decapoda												
Trichodactylidae	0	0	0	0	0	0	8	0	0	0	0	0

Classe Chelicerata													
Ordem Aranae	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Classe Arachnida													
Ordem Acari	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ordem Araneae	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Classe Hydracarina	0	29	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Classe Collembola	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Classe Ostracoda	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
FILO MOLLUSCA													
Classe Gastropoda													
Ordem Sorbeoconcha													
Hydrobiidae	5	0	3	36	0	21	0	0	0	2	32	1	
Ordem Neotaenioglossa													
Thiaridae	204	0	103	52	0	12	120	0	267	157	866	39	
Ordem Basommatophora													
Physidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	0	
Planorbidae	0	0	0	3	0	10	0	1	0	1	5	0	
Ancyliidae	1	2	0	0	0	0	1	0	1	4	0	0	
Classe Bivalvia													
Ordem Unionoida													
Hyriidae	0	0	20	2	0	10	1	0	0	0	3	0	

Pisidiidae	0	0	96	1	0	37	10	0	34	14	19	0
Ordem Venerida												
Corbiculidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	14	0
FILO ANNELIDA												
Classe Clitellata												
Subclasse Oligochaeta	0	521	0	1	0	0	1	12955	6	34	0	0
Subclasse Hirudínea	1	49	0	0	0	0	3	0	0	1	0	0
FILO NEMATODA	0	29	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
FILO PLATYHELMINTHES												
Classe Turbellaria	0	21	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Total	2697	43036	1001	1849	200	1466	284	15022	1197	522	976	96