

UNIVERSIDADE DE ARARAQUARA

**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM DESENVOLVIMENTO
TERRITORIAL E MEIO AMBIENTE**

**RESPOSTAS DE MACROINVERTEBRADOS AQUÁTICOS A PADRÕES DE
USO DO TERRITÓRIO: ASSEMBLEIAS DE OLIGOCHAETA COMO
FERRAMENTAS BIOINDICADORAS DE PRECISÃO**

Tese de doutorado do Programa de Pós-
Graduação em Desenvolvimento
Territorial e Meio Ambiente da
Universidade de Araraquara

Área de Concentração: Desenvolvimento
Territorial e Alternativas de
Sustentabilidade

Gabriel Feloni Martins do Rosário

Orientador: **Prof. Dr. Guilherme Rossi
Gorni**

Coorientador: **Prof. Dra. Simone da Graça
Pinto Varandas**

Araraquara/SP

2026

FICHA CATALOGRÁFICA

Autorizo a reprodução e divulgação total ou parcial deste trabalho por qualquer meio, convencional ou eletrônico, para fins de estudo e pesquisa, desde que citada à fonte.

R713r Rosário, Gabriel Feloni Martins do.

Respostas de microinvertebrados aquáticos a padrões de uso do território: assembleias de Oligochaeta como ferramentas bioindicadoras de precisão/Gabriel Feloni Martins do Rosário. – Araraquara: Universidade de Araraquara, 2026.
185f.

Tese (Doutorado)- Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento Territorial e Meio Ambiente- Universidade de Araraquara-UNIARA

Orientador: Prof. Dr. Guilherme Rossi Gorni

1. Biomonitoramento. 2. Oligochaeta. 3. Uso e ocupação do solo (LULC). 4. Índice biótico de Oligochaeta. 5. Ecologia da paisagem. 6. Qualidade da água. 7. Bioindicadores de precisão. 8. Estado de São Paulo. I. Título.

CDU 577.4



UNIVERSIDADE DE ARARAQUARA - UNIARA

Rua Voluntários da Pátria, 1309 - Centro - Araraquara - SP
CEP 14801-320 | (16) 3301-7100 | www.uniara.com.br

FOLHA DE APROVAÇÃO

Nome do Aluno: *Gabriel Feloni Martins do Rosário*

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento Territorial e Meio Ambiente, curso de Doutorado, da Universidade de Araraquara – UNIARA – como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutora em Desenvolvimento Territorial e Meio Ambiente.

Área de Concentração: Desenvolvimento Territorial e Alternativas de Sustentabilidade.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Guilherme Rossi Gorni
UNIARA - Araraquara

Prof. Dr. Adriano Marques Gonçalves
UNIARA - Araraquara

Assinado por: **Simone da Graça Pinto Varandas**
Num. de Identificação: 08098837
Data: 2026.04.07 14:27:45+01'00'

Profa. Dra. Simone da Graça Pinto Varandas
UTAD - Portugal

Prof. Dr. Olavo Nardy
UNIARA - Araraquara

Prof. Dr. Douglas Aparecido Girolli
Departº de Agricultura e Meio Ambiente – Pirangi - SP

Araraquara – SP, 27 de fevereiro de 2026.

AGRADECIMENTOS

Inicialmente agradeço a CAPES pela bolsa de pesquisa e a UNIARA por todo auxílio no desenvolvimento do projeto. Agradecer a Deus, por toda a força que me dá diariamente, pelas lições, por poder enxergar nas pequenas vitórias o que é ser feliz, nas derrotas, por aprender lições e por permitir que meu coração não desmorone.

Agradeço a minha família, em especial a figura da minha querida e amada mãe (Gladys), que sempre foi minha maior incentivadora, fã, amiga e conselheira. Jamais poderei esquecer do meu pai Roque (*in memoriam*), por todo exemplo de luta, honestidade, coragem e por ser um grande homem, meu herói. Queria muito poder ter você aqui para que pudesse ver o quão longe cheguei e ainda vou chegar, poder te dar todo o orgulho que sempre teve de mim. Em toda minha trajetória, não posso esquecer meus avós Duple (*in memoriam*) e Maria (*in memoriam*), mesmo em outro plano sempre soube que estariam comigo, em meu coração. Dedico ao meu sobrinho Pedro e minha irmã Karol. Aos membros da minha família, agradeço pela torcida e auxílio nessa trajetória, em especial a Tia tuca, Tia bel, tio Dito e Tia Edna (*In memoriam*), amo vocês!

Tenho uma enorme gratidão pelos conselhos, amizade e orientação do “chefe” Prof. Dr. Guilherme Rossi Gorni, nosso querido “Piquerez acadêmico”. Agradeço por toda ajuda, empenho e conhecimento que passou. Uma das maiores oportunidades da minha vida devo a você chefe, possibilitou a realização de um sonho e ajudou a abrir as “portas” do mundo para um simples estudante da pós-graduação. Muito obrigado pela confiança e por acreditar em mim! Aqui deixo também meus agradecimentos ao Prof. Olavo Nardy, um dia vou roubar seu cérebro (rsrsrs), além dos conhecimentos, agradeço pela sua amizade. Nessa oportunidade de conhecer o mundo, tive o prazer de encontrar em meu caminho uma das pessoas mais incríveis, a Profa. Dra. Simone da Graça Pinto Varandas, uma mulher que me proporcionou conhecimentos e oportunidades, que acolheu um “gajo brasileiro” em terras lusitanas, é engraçado, quando estamos perdidos o universo nos apresenta pessoas maravilhosas, obrigado pela amizade e por todo carinho, e sempre vou lembrar das frases: “quer café?, quer chocolate?”.

Acredito que em poucas palavras seja muito difícil explicar e de fato agradecer as pessoas que estiveram ao meu lado, mais do que amigos da pós-graduação ou de produção acadêmica, muitas dessas pessoas se tornaram amigos da vida, outras, amigas da alma, do coração. Existem pessoas na nossa vida que nos motivam, empurram, esclarecem, ajudam e transformam nossas vidas em algo com propósito. Sonhos que se tornaram

realidade, loucuras e aventuras, nos momentos de queda, de dor, tristeza e alegrias, algumas dessas pessoas estiveram ao meu lado, posso me esquecer de algumas, mas dentre tantas, tenho algumas que me moldaram, me fizeram crescer e acima de tudo, confiaram em mim. Minha querida amiga-irmã Daiane Raimundo de Barros, a qual tenho tanto orgulho, carinho e admiração, saiba que foi, é e sempre será minha inspiração de força, luta, coragem e fé, quando este texto estiver pronto, tenho certeza de que já estarei te chamando de Dra. Daiane Raimundo de Barros. Você me salvou tantas vezes nessa vida, que minha gratidão por você será eterna, te amo muito minha amiga da vida e irmã de alma, se chego hoje aqui defendendo essa tese e próximo a alcançar um dos meus objetivos pessoais, é por sua “culpa”, sem você minha amiga, provavelmente eu estaria mais perdido, por isso eu sempre digo o quanto te amo minha irmã. Aqui, agradeço ao nosso querido “thebruninho”, meu camisa dez, amigo das resenhas e que a cada dia que passa se torna um amigo da vida e para a vida toda, obrigado Rafael Caracho, por toda a paciência, ensinamentos, pelos campos, oportunidades e por suportar as loucuras da minha cabeça, jamais vou esquecer “Gabriellllllllllllll!!!”, tenho certeza que continuaremos a fortalecer essa amizade, muito além da produção acadêmica, até porque, somos um “trio cientistas”, uma mistura explosiva, forte e poderosa! Aos amigos do Laboratório, minha irmãzinha Micaela, Matheus, Gabi, Laurinha, Malu e Ana Rubia, meus agradecimentos a vocês que participaram dessa trajetória maluca. Não posso esquecer daqueles que antecederam, Douglas, Mari e demais do Lab da ecotox, muito obrigado pela parceria e convivência.

Não posso esquecer da minha amiga lusitana Sofia Tomé, que proporcionou momentos de risos, alegria e experiências em Portugal. Me acolheu como se fosse da sua família, e assim me senti. Os cafés, chocolates e sandes diários eram sempre momentos de risada e frases motivacionais como: “A derrota de hoje sempre será menor que a derrota de amanhã”. O famoso “vai Corinthians” diário sempre será uma frase de incentivo e coragem. Muito obrigado por tudo querida amiga.

Não posso deixar de agradecer aos membros do Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento Territorial e Meio Ambiente – PPGDTM UNIARA pela valorosa contribuição na formação de meu conhecimento científico; agradeço também ao pessoal da secretária, Silvinha, Ivani, Fernanda, dentre outros funcionários, por toda pronta ajuda, pelos cafés e pelos momentos de convivência, sou grato por todo o auxílio prestado, por aguentar os desabafos e por me mostrar que ainda existem pessoas maravilhosas nesse mundo.

Resumo

A qualidade dos rios e reservatórios é profundamente afetada pelo modo como o território ao redor é ocupado: desmatamentos, expansão urbana, agricultura intensiva e lançamento de efluentes degradam progressivamente os ecossistemas aquáticos. Para monitorar essa degradação, os cientistas recorrem a organismos vivos, os chamados bioindicadores, pois eles registram, em sua estrutura comunitária, o histórico das perturbações ambientais de forma muito mais completa do que uma simples análise química da água. Esta tese investiga como as comunidades de macroinvertebrados aquáticos, em especial os vermes oligoquetos (Classe Oligochaeta), respondem às mudanças no uso do solo em diferentes regiões e tipos de ambientes. O trabalho se organiza em quatro capítulos que conectam estudos realizados na Península Ibérica ao desenvolvimento de uma ferramenta de diagnóstico ambiental para o estado de São Paulo. Nos dois primeiros capítulos, conduzidos em Portugal e na Galiza (Espanha), foi aplicado um algoritmo computacional capaz de testar mais de 6 milhões de combinações de variáveis para identificar quais características da paisagem melhor preveem a qualidade biológica da água. Os resultados demonstraram que a estrutura do território em escala de bacia hidrográfica, como a proporção de áreas florestadas e a configuração espacial dos diferentes usos do solo, é o fator que mais determina a saúde das comunidades bentônicas nesses rios de montanha mediterrâneos, sobrepondo-se até mesmo às condições físico-químicas da água medidas localmente. Os dois capítulos seguintes transferiram esse olhar para o contexto neotropical, com dados coletados em 246 pontos amostrais distribuídos pelo estado de São Paulo. Ficou demonstrado que a comunidade de oligoquetos responde de forma previsível e consistente a um gradiente de degradação ambiental em rios (sistemas lóticos): ambientes mais preservados abrigam assembleias diversas, enquanto locais sob maior pressão antrópica são dominados por espécies tolerantes. Já nos reservatórios (sistemas lênticos), as respostas biológicas foram menos diferenciadas, pois processos como o acúmulo de sedimentos e a eutrofização tendem a homogeneizar as condições do ambiente, diluindo o sinal da paisagem circundante. O produto central da tese é o Índice Biótico de Oligochaeta (IBO), uma ferramenta desenvolvida e estatisticamente validada para classificar a qualidade da água a partir da composição da comunidade de oligoquetos, utilizando cinco classes: Excelente, Boa, Razoável, Ruim e Péssima. Uma contribuição particularmente relevante foi a recalibração da ecologia das espécies para as condições regionais: ao contrário do que indicava a literatura europeia clássica, o táxon *Limnodrilus hoffmeisteri* não é um indicador exclusivo de poluição severa em São Paulo, mas sim um organismo oportunista de ambientes com impacto intermediário, uma distinção importante que demonstra o risco de se aplicar índices estrangeiros sem adaptação local. Conclui-se que o IBO é uma ferramenta de baixo custo, ecologicamente robusta e de fácil interpretação para gestores e tomadores de decisão. Seu uso tem potencial direto para subsidiar órgãos como a CETESB na elaboração de políticas de conservação e recuperação dos recursos hídricos paulistas, contribuindo para uma gestão ambiental mais precisa e territorialmente integrada.

Palavras-chave: Biomonitoramento; Oligochaeta; Uso e Ocupação do Solo (LULC); Índice Biótico de Oligochaeta (IBO); Ecologia da Paisagem; Qualidade da Água; Bioindicadores de Precisão; Estado de São Paulo.

Abstract

The quality of rivers and reservoirs is profoundly affected by how the surrounding land is occupied: deforestation, urban expansion, intensive agriculture, and effluent discharge progressively degrade aquatic ecosystems. To monitor this degradation, scientists rely on living organisms known as bioindicators, as they record the history of environmental disturbances within their community structure much more comprehensively than a simple chemical water analysis. This thesis investigates how aquatic macroinvertebrate communities, particularly oligochaete worms (Class Oligochaeta), respond to land-use changes across different regions and environmental types. The work is structured into four chapters that connect studies conducted in the Iberian Peninsula to the development of an environmental diagnostic tool for the state of São Paulo. In the first two chapters, conducted in Portugal and Galicia (Spain), a computational algorithm was applied to test over 6 million variable combinations to identify which landscape characteristics best predict biological water quality. The results demonstrated that landscape structure at the watershed scale—such as the proportion of forested areas and the spatial configuration of different land uses—is the primary factor determining the health of benthic communities in these Mediterranean mountain rivers, even surpassing locally measured physicochemical water conditions. The following two chapters shifted this focus to the Neotropical context, utilizing data collected from 246 sampling sites distributed across the state of São Paulo. It was demonstrated that the oligochaete community responds predictably and consistently to an environmental degradation gradient in rivers (lotic systems): highly preserved environments harbor diverse assemblages, whereas sites under greater anthropogenic pressure are dominated by tolerant species. In reservoirs (lentic systems), however, biological responses were less differentiated, as processes such as sediment accumulation and eutrophication tend to homogenize environmental conditions, thereby diluting the signal from the surrounding landscape. The core product of this thesis is the Oligochaeta Biotic Index (IBO), a developed and statistically validated tool designed to classify water quality based on oligochaete community composition, utilizing five classes: Excellent, Good, Fair, Poor, and Bad. A particularly relevant contribution was the recalibration of species ecology to regional conditions: contrary to classic European literature, the taxon *Limnodrilus hoffmeisteri* is not an exclusive indicator of severe pollution in São Paulo. Instead, it functions as an opportunistic organism in intermediately impacted environments—a crucial distinction that highlights the risk of applying foreign indices without local adaptation. In conclusion, the IBO is a low-cost, ecologically robust, and easily interpretable tool for managers and decision-makers. Its application has the direct potential to support agencies such as CETESB in developing conservation and recovery policies for São Paulo's water resources, contributing to a more precise and territorially integrated approach to environmental management.

Keywords: Biomonitoring; Oligochaeta; Land Use Land Cover (LULC); Biotic Index of Oligochaeta (IBO); Landscape Ecology; Water Quality; Precision Bioindicators; São Paulo State.

Lista de Figuras

Figura 1. Localização geográfica e modelo digital de elevação na região do Douro e Minho - Portugal e região da Galiza – Espanha.	33
Figura 2. Fluxograma metodológico para a escolha dos melhores modelos de predição da qualidade da água.....	38
Figura 3. Gráfico boxplot (diagrama de caixa) mostrando a variação dos valores médios anuais do IBMWP entre os anos (2010 a 2016) nas duas regiões estudadas (Entre Douro e Minho, n=33; e Galiza, n=7).....	42
Figura 4. Gráfico boxplot (diagrama de caixa) mostrando a variação dos valores do IBMWP ao longo dos sete anos estudados (2010-2016) nos locais da Galiza.....	43
Figura 5. Gráfico boxplot (diagrama de caixa) mostrando a variação dos valores das métricas da paisagem (Tabela 1) para a área de estudo de Portugal (n=33) e Galiza (n=7) dentro dos anos estudados.	46
Figura 6. Gráfico boxplot (diagrama de caixa) mostrando a distribuição das variáveis estatísticas e das métricas de desempenho do modelo em todos os modelos de regressão linear.	47
Figura 7. Diagrama de ordenação da PCA (Análise de Componentes Principais) mostrando as relações entre as métricas estatísticas dos modelos de regressão linear (VIF, R ² , R ² ajustado, p_reg, Escore Z, p_norm) e os indicadores de desempenho da validação do modelo (NRMSD, MAPE, PBIAS).....	48
Figura 8. Gráficos de dispersão dos modelos de regressão linear selecionados com o melhor desempenho (A–L) e o modelo ensemble (H), mostrando a relação entre os valores observados e previstos do IBMWP..	53
Figura 9. Localização da área de estudo na Serra de Gredos (Centro da Espanha), apresentando as três sub-bacias de amostragem (Ambroz, Jerte e Tiétar) integradas na bacia hidrográfica do rio Tejo.....	72
Figura 10. Localização dos pontos de amostragem na área de estudo, distribuídos pelas três sub-bacias analisadas (Ambroz, Jerte e Tiétar).....	73
Figura 11. Representação esquemática da estratégia de amostragem do River Habitat Survey (RHS) utilizada para avaliar a qualidade hidromorfológica ao longo do trecho de 500 m em cada local de estudo.....	75
Figura 12. Carta de uso e ocupação do solo da área de estudo.	76
Figura 13. Abundância relativa (%) das ordens taxonômicas de macroinvertebrados bentônicos nas sub-bacias dos rios Ambroz, Jerte e Tiétar (Serra de Gredos).	78
Figura 14. Variação espacial dos parâmetros físico-químicos da água nas sub-bacias do Rio Ambroz, Rio Jerte e Rio Tiétar, Serra de Gredos (Espanha).	80
Figura 15. Análise multivariada da estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos em relação às variáveis ambientais na Serra de Gredos.....	83
Figura 16. Resumo do esquema de fluxo de trabalho desenvolvido no presente capítulo.	97
Figura 17. Distribuição dos pontos amostrais Lênticos e Lóticos no Estado de São Paulo e divisão das Unidades de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGRHI).....	98
Figura 18. Mapa de uso e ocupação do solo do estado de São Paulo nos períodos amostrais de 2013,2016,2019 e 2022..	99
Figura 19. Exemplo da distribuição dos pontos amostrais em rios (a) e reservatórios (b) no Estado de São Paulo com as respectivas sub-bacias e os usos do solo no entorno do ponto amostral.	101
Figura 20. Análise de Componentes Principais (PCA) para ambientes lóticos do estado de São Paulo.	102

Figura 21. Distribuição dos pontos amostrais em recursos lóticos do estado de São Paulo ao longo do Gradiente Ambiental (PC1) por categoria de impacto.....	103
Figura 22. Gráfico de agrupamento da comunidade de Oligochaeta através de análise NMDS para recursos lóticos.....	104
Figura 23. Análise de Componentes Principais para ambientes lênticos do estado de São Paulo.	106
Figura 24. Distribuição dos pontos amostrais em recursos lênticos do estado de São Paulo ao longo do Gradiente Ambiental (PC1) por categoria de impacto.....	107
Figura 25. Gráfico de agrupamento da comunidade de Oligochaeta através de análise NMDS para recursos lênticos.....	108
Figura 26. Distribuição dos pontos amostrais Lênticos e Lóticos no Estado de São Paulo e divisão das Unidades de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGRHI).....	122
Figura 27. Distribuição dos scores do IBO para sistemas lóticos.	127
Figura 28. Distribuição dos scores do IBO para sistemas lênticos.	127
Figura 29. Composição da comunidade de Oligochaeta por tolerância em recursos lóticos.	128
Figura 30. Composição da comunidade de Oligochaeta por tolerância em recursos lênticos.....	129
Figura 31. Scores do IBO por grupo de impacto para recursos lóticos.....	130
Figura 32. Scores do IBO por grupo de impacto para recursos lênticos.....	131
Figura 33. Validação do IBO x Gradiente Ambiental (PCA) (sistemas lóticos).	131
Figura 34. Validação do IBO x Gradiente Ambiental (PCA) (sistemas lênticos).	132

Lista de Tabelas

Tabela 1. Métricas da paisagem calculadas e respectiva nomenclatura. ART significa superfícies artificiais, AGR para áreas agrícolas e FOR para áreas florestais e seminaturais.....	36
Tabela 2. Classificação dos modelos de predição da qualidade da água, com base no Viés Percentual (PBIAS) e no Erro Percentual Absoluto Médio (MAPE).....	39
Tabela 3. Desempenho dos modelos selecionados.	51
Tabela 4. Desempenho Validação de Modelos de Regressão baseada em indicadores de qualidade.....	53
Tabela 5. Espécies indicadoras (IndVal) para Rios associadas aos grupos de impacto (Baixo, Médio, Alto) definidos pelo gradiente da PCA (LULC + Fís-Quím)..	105
Tabela 6. Espécies indicadoras (IndVal) para Reservatórios associadas aos grupos de impacto..	108
Tabela 7. Pontuações de tolerância dos principais táxons de Oligochaeta no IBO	126

Lista de Quadros

Quadro 1. Comparação das associações de espécies indicadoras de Oligochaeta obtidas no presente estudo (utilizando PCA com LULC) versus a literatura local anterior (Lima 2020 / Girolli 2019).	110
Quadro 2. Consolidação dos resultados gerados no capítulo 2 que servem como base para o desenvolvimento do Índice Biótico de Oligochaeta (IBO).	123
Quadro 3. Critérios de atribuição e pontuação para o Índice Biótico de Oligochaeta (IBO).	124

Lista de Abreviaturas e Siglas

- BMWP** - Biological Monitoring Working Party.
- CE** - Condutividade Elétrica.
- CETESB** - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo.
- CLC** - CORINE Land Cover.
- DEM** - Modelo Digital de Elevação (Digital Elevation Model) — ver MDE.
- DQA** - Diretiva-Quadro da Água.
- ED** - Densidade de Bordas (Edge Density).
- EPT** - Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera.
- GL** - Galiza (Espanha).
- HMS** - Habitat Modification Score.
- HQA** - Habitat Quality Assessment.
- IBGE** - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística.
- IBMWP** - Iberian Biological Monitoring Working Party.
- IBO** - Índice Biótico de Oligochaeta.
- IBVol** - Índice Biológico para uso de Voluntários.
- IET** - Índice do Estado Trófico.
- IGN** - Instituto Geográfico de España.
- IndVal** - Análise de Valor Indicador (Indicator Value).
- IOBS** - Índice de Oligoquetas de Bioindicação de Sedimentos.
- IQA** - Índice de Qualidade da Água.
- LPI** - Índice da Maior Mancha (Large Patch Index).
- LSM** - Métricas da Paisagem (Landscape Metrics).
- LULC** - Uso e Ocupação do Solo (Land Use/Land Cover).
- MAPE** - Erro Percentual Absoluto Médio (Mean Absolute Percentage Error).
- MDE** - Modelo Digital de Elevação.
- NMDS** - Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (Non-metric Multidimensional Scaling).
- NRMSD** - Desvio Quadrático Médio Normalizado (Normalized Root Mean Square Deviation).
- OD** - Oxigênio Dissolvido.
- PCA** - Análise de Componentes Principais (Principal Component Analysis).
- PLAND** - Percentagem da Paisagem (Percentage of Landscape).
- pRDA** - Análise de Redundância Parcial.
- PT** - Portugal.
- RDA** - Análise de Redundância (Redundancy Analysis).
- RHS** - River Habitat Survey.
- SIDI** - Índice de Diversidade de Simpson (Simpson's Diversity Index).
- SIG / GIS** - Sistema de Informação Geográfica (Geographic Information System).
- TSCC** - Tubificidae sem cerdas capilares.
- UGRHI** - Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos.
- VIF** - Fator de Inflação da Variância (Variance Inflation Factor).

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO	15
JUSTIFICATIVA	23
OBJETIVOS E HIPÓTESES	26
OBJETIVO ESPECÍFICOS	26
CAPÍTULO 1. Da Terra para a Água: o Impacto da Paisagem na Qualidade da Água Através de Modelos Lineares	27
1. Introdução.....	29
2. Materiais e Métodos	32
2.1. Área de Estudo	32
2.2. Coleta de Dados e Seleção de Variáveis para Análise da Qualidade da Água	33
2.2.1. Avaliação da Qualidade da Água Usando Assembleias de Macroinvertebrados Bentônicos	33
2.2.2 Métricas da Paisagem	36
2.2. Análise de Dados	37
2.3.1. Modelos de Regressão Linear para predição da qualidade da água	37
2.3.2. Avaliação do modelo	39
3. Resultados e Discussão.....	39
3.1. Diversidade de macroinvertebrados e qualidade da água.....	39
3.2. Avaliação das métricas da paisagem.....	43
3.3. Resultados globais dos modelos	47
3.4. Melhores Modelos	49
4. Considerações Finais	53
5. Conclusões.....	54
Referências	56
CAPÍTULO 2. A estrutura da paisagem como principal determinante da diversidade taxonômica e funcional em comunidades de macroinvertebrados bentônicos de riachos de montanha mediterrâneos	67
1.Introdução.....	68
2. Material e Métodos.....	70
2.1 Área de Estudo	70
2.2 Amostragem e coleta de dados	73
Métricas de paisagem	75
2.3 Análise estatística	77
3. Resultados e Discussão.....	77
3.1 Composição taxonômica e qualidade biológica das comunidades macrobentônicas.....	77
3.2 Caracterização ambiental.....	79
3.3 Fatores ambientais determinantes das comunidades de macroinvertebrados.....	81
4. Considerações Finais	85
Referências	86
CAPÍTULO 3. Respostas da comunidade de oligochaeta a um gradiente de entropia ambiental em ecossistemas lóticos e lênticos paulistas	92
1. Introdução	93
2. Material e Métodos.....	97
2.1. Área de Estudo e Amostragem	97
2.2. Coleta e Análise de Dados Ambientais e Biológicos.....	98
2.3. Análise de Dados	101
3. Resultados.....	102
3.1 Ecossistemas Lóticos (Rios).....	102

3.1.1 Gradientes Ambientais.....	102
3.1.2 Estrutura da Comunidade e Espécies Indicadoras.....	103
3.2 Ecossistemas Lênticos (Reservatórios)	105
3.2.1 Gradientes Ambientais.....	105
3.2.2. Validação do Gradiente de Impacto.....	106
3.2.3. Estrutura da Comunidade e Espécies Indicadoras.....	107
4. Discussão.....	109
5. Conclusão	112
Referências	113
CAPÍTULO 4. Desenvolvimento e validação de um Índice Biótico de Oligochaeta (IBO) para o biomonitoramento de rios e reservatórios paulistas.....	118
1. Introdução	119
2. Material e Métodos	122
2.1. Área de estudo	122
2.2. Base de Dados de Origem	122
2.3. Desenvolvimento do Índice Biótico de Oligochaeta (IBO).....	123
2.4. Validação Estatística do Índice	124
2.5. Definição das Classes de Qualidade Ecológica.....	125
3. Resultados	126
4. Discussão.....	132
Referências	135
DISCUSSÃO E CONSIDERAÇÕES FINAIS	139
REFERÊNCIAS	143
Material Suplementar 1 a 1.4 – Códigos do modelo de regressão linear	151
Material Suplementar 2.1- Índices HMS e HQA	155
Material Suplementar 2.2 - Métricas para a análise de paisagem.	156
Material Suplementar 2.3 – Métricas de Paisagem	157
Material Suplementar 2.4 - Subíndices e Índices RHS das Sub-Bacias do rio Ambroz, Jerte e Tiétar.	161
Material Suplementar 3 - Banco de dados com as espécies indicando presença (1) e ausência (0) nos pontos amostrais utilizados.....	164
Material Suplementar 3.1 - Script unificado para análise ecológica e biomonitoramento	175
Material Suplementar 4 – Script IBO (Rios e Reservatórios)	178

1 INTRODUÇÃO

2 A era moderna caracteriza-se por uma acelerada e intensa pressão humana sobre
3 os sistemas naturais (Steffen *et al.*, 2011), dentre eles, os ecossistemas de água doce
4 superficiais são um dos mais impactados e vulneráveis em escala global (Dudgeon *et al.*,
5 2006; Vörösmarty *et al.*, 2010). Além das disputas e conflitos por água, o uso demasiado
6 dos recursos naturais, acaba influenciando e degradando este meio (Rosário *et al.*, 2021).

7 O aumento populacional, junto a modificações da paisagem, tais como,
8 desmatamento, expansão agrícola e utilização não adequada dos usos da terra, auxiliam
9 em processos de alteração da paisagem e conseqüentemente nas bacias hidrográficas
10 (Foley *et al.*, 2005; Allan, 2004). Essas alterações, quando somadas as influências de
11 lançamentos de efluentes, industriais e domésticos, entre outros compostos nos recursos
12 hídricos, tornam o processo de degradação ambiental ainda mais complexo (Tundisi &
13 Tundisi, 2008). A partir do enriquecimento por nutrientes de fontes pontuais ou difusas é
14 possível ocorrer processos de eutrofização (Smith & Schindler, 2009).

15 Outros impactos também podem afetar as dinâmicas nas bacias, tais como,
16 contaminação, aumento da toxicidade por pesticidas (Malaj *et al.*, 2014) e canalização e
17 ou represamento de cursos hídricos (Poff *et al.*, 1997; Nilsson *et al.*, 2005) são alguns dos
18 exemplos que podem alterar os habitats aquáticos.

19 Essa degradação constante não apenas resulta na perda da biodiversidade aquática
20 (Dudgeon *et al.*, 2006; IPBES, 2019), mas também impacta na capacidade de
21 autodepuração dos corpos d'água e no fornecimento de água para consumo, irrigação e
22 recreação (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). Nesse contexto, uma gestão
23 responsável dos recursos hídricos depende fundamentalmente da capacidade de realizar
24 um diagnóstico preciso e ecologicamente relevante da saúde dos ecossistemas aquáticos
25 (Rapport *et al.*, 1998; Hering *et al.*, 2010).

26 Ao longo do tempo, a avaliação da qualidade da água tem se apoiado fortemente
27 em parâmetros físico-químicos. Embora indispensáveis, esses métodos fornecem apenas
28 respostas pontuais, por vezes não refletindo a realidade ambiental, e inviabilizando uma
29 detecção de eventos de poluição ou compreender os efeitos cumulativos ao longo do
30 tempo (Rosenberg & Resh, 1993; Bonada *et al.*, 2006). Em resposta a essas limitações,
31 um modelo de monitoramento surgiu, focado no conceito de integridade biótica (Karr &
32 Dudley, 1981).

33 As comunidades biológicas funcionam como “historiadores” da condição
34 ambiental, integrando os efeitos de todas as alterações e perturbações, resultando assim,

35 em um diagnóstico mais robusto e temporalmente relacionado com a real condição do
36 ecossistema (Karr, 1991; Friberg *et al.*, 2011).

37 A principal dificuldade da abordagem biótica encontra-se na complexidade dos
38 dados gerados. As listas taxonômicas, por vezes são extensas e as matrizes de abundância
39 são ricas em informação, contudo, torna-se difícil a interpretação para não especialistas,
40 criando assim, uma barreira entre a ciência ecológica e os tomadores de decisão
41 (*stakeholders*) (Ryder & Miller, 2005; Hering *et al.*, 2010). Os índices bióticos surgem,
42 então, para transpassar essas barreiras, servindo como ferramentas de tradução que
43 transformam a interpretação da complexidade ecológica em um único valor numérico.
44 Essa tradução quali-quantitativa permite a classificação objetiva dos corpos d'água,
45 estabelecendo diretrizes para recuperação e facilitando a comunicação eficaz do estado
46 ambiental (Metcalf, 1989; Karr, 1991), tornando-o uma ferramenta central em
47 legislações como a Diretiva-Quadro da Água (DQA) na Europa (Directive 2000/60/EC;
48 Birk *et al.*, 2012) a qual adota a integridade ecológica como o critério principal para o
49 "bom estado" das águas europeias.

50 Dentre os organismos utilizados no biomonitoramento, os macroinvertebrados
51 bentônicos atuam como ferramentas na avaliação dos corpos hídricos (Rosenberg & Resh,
52 1993). A utilização de índices baseados nesses organismos, como o Iberian Biological
53 Monitoring Working Party (IBMWP), tem se mostrado confiável para avaliações
54 ecológicas regionais, correlacionando a presença de famílias sensíveis e tolerantes a
55 diferentes níveis de contaminação (Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega, 1988; Jáimez-
56 Cuéllar *et al.*, 2002).

57

58 **Entropia Ambiental**

59 O conceito de entropia é algo complexo e não intuitivo que representa o grau de
60 desordem ou aleatoriedade em um sistema, com profundas implicações em múltiplas
61 disciplinas científicas (Marques *et al.*, 2020). Trata-se de um termo enraizado na
62 mecânica estatística, onde posteriormente evoluiu para se tornar um conceito crucial na
63 teoria da informação, computação quântica e termodinâmica (Pineda *et al.*, 2006). Nota-
64 se que alguns pesquisadores argumentam que a entropia não deve ser restrita a estados de
65 equilíbrio, sugerindo uma compreensão mais dinâmica (Bassi *et al.*, 2018).

66 O conceito análogo à entropia ambiental, quando aplicado a ecossistemas
67 aquáticos, descreve um gradiente que vai de sistemas complexos e estruturados, com alta
68 heterogeneidade de habitat (baixa entropia), a ambientes fisicamente simplificados e

69 homogêneos (alta entropia). Ecossistemas de baixa entropia possuem alta diversidade de
70 habitats e condições físico-químicas estáveis, como maiores concentrações de oxigênio
71 dissolvido (Jacobsen *et al.*, 1997; Allan & Castillo, 2007). Essas condições sustentam
72 uma comunidade de macroinvertebrados rica e com a presença de espécies sensíveis à
73 poluição (Rosenberg & Resh, 1993; Townsend *et al.*, 1997).

74 Em contrapartida, o aumento da entropia, impulsionado por impactos antrópicos
75 que causam assoreamento e a modificação do leito dos rios, leva à perda de habitats e à
76 deterioração da qualidade da água (Wood & Armitage, 1997; Buss *et al.*, 2004). Isso
77 resulta em uma comunidade biológica simplificada, com a predominância de organismos
78 tolerantes à poluição, como diversas espécies da classe Oligochaeta (Annelida: Clitellata)
79 (Alves & Lucca, 2000; Chapman, 2001). Neste estudo, o gradiente de entropia é
80 interpretado como o principal eixo de variação ambiental que ordena os locais de coleta,
81 permitindo avaliar como a estrutura das assembleias de Oligochaeta responde a diferentes
82 níveis de integridade ecológica.

83

84 **Importância dos macroinvertebrados no monitoramento ambiental**

85 Os macroinvertebrados aquáticos são amplamente aceitos como bioindicadores da
86 qualidade ambiental em recursos hídricos (Rosenberg & Resh, 1993; Gamboa *et al.*,
87 2008; Rashid & Pandit, 2014), poluição orgânica e alterações físicas do habitat (Baptista,
88 2008; Roldán-Pérez, 2016; Chagas *et al.*, 2017). Sua eficácia como indicadores de
89 alterações ambientais está baseada nos ciclos de vida e baixa mobilidade (Merritt &
90 Cummins, 1996; Bonada *et al.*, 2006). Conforme destacado por Allan & Castillo (2007),
91 estes organismos desempenham papéis importantes no processamento de matéria
92 orgânica e no fluxo de energia em ecossistemas aquáticos. Bonada *et al.* (2006)
93 demonstraram que diferentes grupos de macroinvertebrados apresentam respostas
94 específicas a distintos tipos de perturbação ambiental, tornando-os particularmente úteis
95 em programas de biomonitoramento. De acordo com Dudgeon *et al.* (2006), essas
96 comunidades são especialmente vulneráveis às alterações no uso do solo e à poluição
97 aquática, respondendo rapidamente a mudanças na qualidade da água. O estudo de
98 Vörösmarty *et al.* (2010), destaca que estas comunidades estão entre os grupos mais
99 ameaçados pela degradação dos ecossistemas de água doce em escala global.

100 Sua abundância e distribuição são influenciadas por propriedades físicas e
101 químicas do substrato, composição da vegetação e profundidade da água (Barbola *et al.*,
102 2011). Certos táxons, como Ephemeroptera, Trichoptera e Plecoptera, são sensíveis à

103 poluição, enquanto outros como Chironomidae e Hirudinea são mais tolerantes (Amorim
104 & Castillo, 2010; Barbola *et al.*, 2011). Nesse sentido, diversos índices podem ser usados
105 para avaliar a resposta da comunidade bentônica às mudanças ambientais (Gamboa *et al.*,
106 2008). Fatores como conteúdo de matéria orgânica, composição de sedimentos e uso da
107 terra impactam comunidades de macroinvertebrados (Amorim & Castillo, 2010; Barbola
108 *et al.*, 2011). Dentre essas ferramentas, temos o BMWP (Biological Monitoring Working
109 Party) criado no Reino Unido e o IBF (Hilsenhoff Biotic Index) concebido nos EUA, que
110 são utilizados para avaliar a saúde do ecossistema aquático (Monteiro *et al.*, 2008; Guarda
111 *et al.*, 2022). Ambos são índices globais, contudo, exigem calibração regional para uma
112 aplicabilidade em biomas distintos. Esses índices atribuem pontuações às famílias com
113 base em sua tolerância à poluição, fornecendo uma melhor compreensão sobre impactos
114 ecológicos de longo prazo (Guarda *et al.*, 2022).

115 A adaptação a partir de índices biológicos demonstra bons resultados, sendo
116 eficientes na análise da qualidade ambiental. Estudos em várias bacias hidrográficas
117 brasileiras demonstraram como principais resultados o desenvolvimento de um sistema
118 de classificação da qualidade da água, baseado na presença e nas pontuações de diferentes
119 famílias de macroinvertebrados bentônicos (Monteiro *et al.*, 2008; Guarda *et al.*, 2022).

120 Além disso, índices simplificados como o Índice Biológico para uso de
121 Voluntários (IBVol) foram desenvolvidos para uso por voluntários da comunidade em
122 programas de monitoramento da qualidade da água (Buss, 2008). Esses índices biológicos
123 têm se mostrado capazes de refletir alterações ambientais e correlacionar-se com
124 parâmetros físico-químicos, oferecendo ferramentas valiosas para avaliação e
125 monitoramento da qualidade da água em corpos hídricos brasileiros (Buss, 2008; Ruaro
126 *et al.*, 2010).

127 Dentre os bioindicadores apresentados, a Classe Oligochaeta, juntamente com as
128 larvas de Chironomidae, são os componentes mais relevantes da fauna de
129 macroinvertebrados em habitats aquáticos (Harman, 1982). Atualmente, o Brasil possui
130 cerca de 70 espécies conhecidas de oligoquetas, com 46 delas registradas no estado de
131 São Paulo. Os primeiros registros de Oligochaeta em ambientes aquáticos brasileiros
132 datam do início do século XX, mas foi somente nas décadas de 1940-1960 que o
133 conhecimento da fauna de oligoquetas límnicas brasileiras se expandiu devido ao trabalho
134 dos pesquisadores Marcus e du Bois-Reymond Marcus (Righi, 2002).

135 Esses organismos podem ser encontrados em diversos substratos, como ambientes
136 arenosos e argilosos (Dornfeld *et al.*, 2006; Alves *et al.*, 2008; Petsch *et al.*, 2013; Petsch

137 *et al.*, 2015) e em ambientes enriquecidos com matéria orgânica (Behrend *et al.*, 2012).
138 Também são encontrados associados à outros organismos, como briófitas e macrófitas
139 aquáticas (Correia, Trivinho-Strixino, 1998; Trivinho-Strixino *et al.*, 2000; Alves; Gorni,
140 2007; Gorni; Alves, 2007), esponjas (Gorni; Alves, 2008), moluscos gastrópodes (Gorni;
141 Alves, 2006), larvas de insetos (Corbi *et al.*, 2004) e anfíbios (Oda *et al.*, 2015).

142 Os oligoquetos desempenham um papel fundamental na decomposição da matéria
143 orgânica (Esteves *et al.*, 2011). Por possuírem baixa mobilidade e um hábito alimentar
144 focado na ingestão de sedimentos finos (Brinkhurst; Jamieson, 1971; Rodriguez;
145 Reynoldson, 2011), esses organismos se destacam como excelentes bioindicadores da
146 qualidade dos sedimentos (Lafont, 1989; Rosso, 1995; Prygiel *et al.*, 2000). Eles também
147 demonstram uma ampla variação de sensibilidade à poluição, abrigando desde espécies
148 vulneráveis ao enriquecimento orgânico até aquelas que toleram metais pesados (Lafont,
149 1989; Verdonschot, 2006; Rodriguez; Reynoldson, 2011; Behrend *et al.*, 2012).
150 Consequentemente, a estrutura dessa fauna é capaz de prever alterações em gradientes
151 ambientais (Suriani *et al.*, 2007; Behrend *et al.*, 2012), evidenciando de forma nítida até
152 mesmo impactos antrópicos de pequena magnitude, conforme apontado por Paula (2008).

153 O uso de *Oligochaeta* tem demonstrado grande relevância para estudos de
154 qualidade de corpos d'água. Diversos estudos abordando esse tema foram conduzidos
155 pelo Centro de Estudos Ambientais (CEAM) vinculado ao Programa de Pós-Graduação
156 em Desenvolvimento Territorial e Meio Ambiente da Universidade de Araraquara (PPG-
157 DTMA/UNIARA). Esses estudos destacam a composição, distribuição e ecologia de
158 oligoquetos (Gorni *et al.*, 2015; Gorni *et al.*, 2018; Girolli *et al.*, 2018; Girolli, 2019;
159 Girolli *et al.*, 2020; Girolli *et al.*, 2021). Outros estudos também focam no mesmo tema
160 (*Oligochaeta*) em diversos ambientes, como rios e lagos (Trivinho-Strixino; Correia;
161 Sonoda, 2000; Corbi *et al.*, 2004; Pamplin; Rocha; Marchese, 2005; Gorni, 2007;
162 Behrend *et al.*, 2012; Sales *et al.*, 2014; Sanches *et al.*, 2016; Amo *et al.*, 2017; Gomes *et al.*,
163 2017; Takeda *et al.*, 2017), reservatórios (Dornfeld *et al.*, 2006; Jorcin, Nogueira,
164 2008; Molozzi *et al.*, 2011) e áreas de conservação (Gorni, 2007; Alves, Marchese,
165 Martins, 2008; Gorni, Alves, 2008; Sanches *et al.*, 2021).

166 Índices já conhecidos, como o Índice de Qualidade da Água (IQA), o Índice de
167 Integridade Biológica (IIB), Índice de Shannon-Wiener e o Índice de Simpson, Índice de
168 Qualidade da Fauna Aquática (IQFA), Índice Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera
169 (EPT), Índice de Integridade de Peixes (IIP), Fish-Based Index of Biotic Integrity (FIBI),
170 Índice de Diversidade de Fitoplâncton, entre outros, podem ser adaptados de acordo com

171 as características dos ecossistemas aquáticos de São Paulo. O desenvolvimento de um
172 índice específico possibilita uma melhor compreensão sobre a dinâmica das comunidades
173 de oligoquetas e outros macroinvertebrados de forma mais precisa.

174 No que se refere à diversidade de matrizes, os usos do solo atuam de forma
175 diferente nos ecossistemas aquáticos, influenciando diretamente na qualidade dos
176 recursos hídricos e conseqüentemente nas populações de macroinvertebrados, dentre eles
177 as Oligochaeta. Compreender como o uso e ocupação do solo afetam os parâmetros físico-
178 químicos da água pode auxiliar na previsão de alterações ambientais que possam impactar
179 as dinâmicas populacionais desses organismos. Correlacionar comunidades ecológicas
180 com parâmetros físico-químicos possibilita uma abordagem mais abrangente no
181 monitoramento da qualidade da água e nas condições desse ecossistema como um todo
182 (Barbola *et al.*, 2011).

183 Indicadores da comunidade de macroinvertebrados bentônicos podem auxiliar no
184 reconhecimento e categorização da qualidade de cursos d'água urbanos (Guimarães *et al.*,
185 2009). O Método de Características Funcionais (TRF) e o Índice de Oligoquetas de
186 Bioindicação de Sedimentos (IOBS) foram empregados com êxito na avaliação de
187 sedimentos finos, arenosos e grossos, conforme descrito por Vivian *et al.* (2015). A
188 presença elevada de Tubificidae, especialmente *Limnodrilus hoffmeisteri*, sinaliza a
189 presença de contaminação orgânica em rios urbanos (Universitário, 2008; Frizzera &
190 Alves, 2012). Indicadores bióticos, tais como a densidade de Tubificidae, a porcentagem
191 de *L. hoffmeisteri* e o Índice Ambiental Modificado de Howmiller e Scott, têm sido
192 aplicados para avaliar a qualidade da água (Universitário, 2008). Ressalta-se que a
193 identificação de Oligochaeta em nível de família pode fornecer informações suficientes
194 para a avaliação da qualidade da água, tornando-se uma abordagem viável econômica e
195 metodologicamente para órgãos ambientais (Frizzera & Alves, 2012).

196 A comunidade de Oligochaeta oferece um potencial de diagnóstico, ainda é muito
197 pouco utilizado no contexto neotropical (Alves *et al.*, 2008). Enquanto muitos índices se
198 concentram em grupos sensíveis como Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT),
199 que tendem a desaparecer rapidamente sob estresse, os oligoquetos persistem ao longo de
200 todo o gradiente de degradação (Verdonschot, 2006; Rodriguez e Reynoldson, 2011;
201 Behrend, 2012.), fornecendo informação valiosa, e suprimindo a ausência de informações
202 de outros indicadores. Sua natureza sedentária, ciclo de vida inteiramente aquático
203 associado ao sedimento, principal ambiente de acúmulo de poluentes, lhes dão o status de
204 indicadores da real condição do meio em que vivem. Além disso, a comunidade de

205 Oligochaeta fornece respostas à poluição: táxons da subfamília Tubificinae, por exemplo,
206 dominam ambientes com severo enriquecimento orgânico e hipóxia, enquanto muitas
207 espécies de Naididae são altamente sensíveis a essas mesmas condições (Lafont & Vivier,
208 2006). Essa polarização de respostas ecológicas torna a composição da comunidade de
209 oligoquetas um indicativo da integridade do ecossistema (Alves *et al.*, 2006).

210 Contudo, a avaliação da saúde de um ecossistema aquático não pode se restringir
211 apenas às condições locais. Os rios e reservatórios refletem os processos naturais e
212 antrópicos que ocorrem em toda a sua bacia de drenagem (Hynes, 1975). Portanto, a
213 integração de como a composição e a configuração da paisagem influenciam a qualidade
214 da água é cada vez mais importante (Allan, 2004). A quantificação da paisagem por meio
215 de métricas que descrevem a proporção, a forma e a distribuição espacial dos diferentes
216 usos do solo (áreas agrícolas, florestais e urbanas) permitem estabelecer relações diretas
217 com os parâmetros da água e a saúde biológica dos rios. Estudos demonstram que a perda
218 de cobertura florestal e a expansão agrícola, por exemplo, estão diretamente ligadas à
219 redução da riqueza ecológica, enquanto paisagens mais heterogêneas e conectadas
220 aumentam a resiliência do ecossistema (Sponseller *et al.*, 2001; Casatti *et al.*, 2009).

221 Quando observamos o cenário internacional, especialmente na Europa, o uso de
222 macroinvertebrados bentônicos já faz parte de políticas públicas, como a Diretiva-Quadro
223 da Água, que realiza o monitoramento biológico para classificar os corpos hídricos
224 (Cortes *et al.*, 2013; Acuña-Alonso *et al.*, 2021; Rosário *et al.*, 2025). Essa implementação
225 em larga escala é favorecida tanto por investimentos estruturais quanto pela menor
226 complexidade taxonômica da fauna de clima temperado (Hering *et al.*, 2010; Buss *et al.*,
227 2015). Em contraste, a institucionalização dessas ferramentas no Brasil ainda não
228 alcançou seu total potencial. Embora o país, com destaque para o estado de São Paulo ,
229 possua expressiva produção científica em biomonitoramento (Goulart & Callisto, 2003;
230 Baptista *et al.*, 2007; Buss, 2008), o conhecimento gerado ainda é fragmentado. A
231 aplicação prática esbarra na megadiversidade da região Neotropical, que dificulta a
232 padronização observada na Europa. Esse cenário é severamente limitado pelo
233 impedimento taxonômico, caracterizado pela grande quantidade de táxons não descritos
234 e pela escassez de literatura para identificação em níveis mais específicos. Diante dessa
235 barreira, a simples transferência de metodologias externas é inviável, o que reforça a
236 necessidade urgente de desenvolver e validar índices e métricas que sejam moldados
237 especificamente para a complexidade ecológica dos ecossistemas paulistas (Buss &
238 Roque, 2016).

239 Apesar deste reconhecimento global, a aplicação de Oligochaeta no
240 biomonitoramento de ecossistemas na região neotropical, um centro de biodiversidade
241 aquática sob intensa pressão de desenvolvimento, enfrenta uma lacuna metodológica
242 crítica: a carência de ferramentas quantitativas calibradas para esses organismos e as
243 condições ambientais locais. A tentativa de transpor índices e sistemas de pontuação
244 desenvolvidos na Europa ou América do Norte para o contexto neotropical representa
245 uma ferramenta válida, contudo, não consideram diferenças nas dinâmicas locais ou
246 endêmicas, como usos do solo, clima etc. (Baptista *et al.*, 2007; Suriano *et al.*, 2011). Essa
247 ausência de um índice regionalmente aplicável não apenas limita a precisão dos
248 diagnósticos ambientais, mas também impede que os órgãos ambientais aproveitem todo
249 o potencial informativo de um dos componentes mais abundantes e reativos da fauna
250 bentônica, resultando em uma avaliação potencialmente incompleta da qualidade da água.

251

252

253

254

255

256

257

258

259

260

261

262

263

264 **JUSTIFICATIVA**

265 Considerando a crescente pressão antrópica sobre os recursos hídricos, se faz
266 necessária a criação de ferramentas que possam considerar não somente parâmetros
267 físico-químicos, que por vezes não retratam a realidade ambiental. O biomonitoramento
268 com a utilização de macroinvertebrados bentônicos tem se mostrado de forma
269 consolidada, especialmente na Europa, contudo a aplicação em sistemas neotropicais
270 ainda é desafiadora.

271 O Brasil apresenta uma carência em ferramentas calibradas as condições regionais
272 que possam demonstrar a complexibilidade ambiental em uma forma simples para os
273 *stakeholders* (tomadores de decisão). Nesse sentido, a utilização da comunidade de
274 Oligochaeta torna-se uma ferramenta pontencial para a caracterização e respostas sobre a
275 qualidade dos recursos hídricos paulistas.

276 A validação entre os usos do solo; a comunidade biótica e a criação de um Índice
277 Biótico de Oligochatea (IBO) busca proporcionar o preenchimento de lacunas
278 metodológica para o monitoramento de rios e reservatórios paulistas, mas também
279 fornece às agências ambientais, como a CETESB, uma ferramenta de precisão,
280 econômica e ecologicamente robusta, para fortalecer a gestão dos recursos hídricos.
281 Como complemento essa tese justifica-se, pois, complementa estudos anteriores e serve
282 como finalização dos trabalhos já desenvolvidos a partir dos dados obtidos junto ao
283 projeto FAPESP 18/12069-9.

284 A partir das justificativas apresentadas, a tese se divide em quatro capítulos, essa
285 divisão busca apresentar resultados alcançados fora do Brasil (Portugla/Espanha) e
286 regional (estado de São Paulo), apontando a utilização de índices de qualidade e
287 alterações da paisagem como ferramentas avaliadoras da qualidade da água, bem como
288 as influências sobre comunidades de macroinvertebrados aquáticos. Abaixo será
289 apresentado um breve resumo de cada capítulo desenvolvido. Por ser uma tese em
290 capítulos, o desfecho e consolidação das metodologias utilizadas se dá no capítulo 4 (um
291 dos objetivos centrais dessa pesquisa), pois trata-se de um capítulo que aborda:
292 Gradientes ambientais, usos do solo, macroinvertebrados (Oligochaeta) e índices de
293 qualidade.

294

295

296

297 **Capítulo 1 – Da Terra para a Água: o Impacto da Paisagem na Qualidade**
298 **da Água Através de Modelos Lineares.**

299 Este capítulo estabelece a conexão fundamental entre as atividades terrestres e a
300 saúde aquática, investigando a relação entre as métricas da paisagem e a qualidade da
301 água na região da Galícia (Espanha) e de Portugal. O trabalho justifica-se, pois, parte da
302 premissa que os usos do solo agem como fatores determinantes para a integridade
303 ecológica, sendo necessário mensurar essa influência, buscando assim, manejos mais
304 eficazes. O capítulo tem como objetivo o desenvolvimento e validação de modelos
305 preditivos baseados em regressão linear, utilizando métricas de paisagem para prever a
306 qualidade biológica da água. Para o desenvolvimento desses modelos é empregado a
307 utilização do índice IBMWP (Iberian Biological Monitoring Working Party). No
308 desenvolvimento do capítulo é possível ter um maior detalhamento dos processos
309 metodológicos que foram processadas em ambiente Python. Trata-se de um capítulo onde
310 é possível observar que as análises ecológicas são multivariadas, demonstrando a
311 complexibilidade da relação paisagem, ser humano e organismos aquáticos.

312

313 **Capítulo 2 - A estrutura da paisagem como principal determinante da diversidade**
314 **taxonômica e funcional em comunidades de macroinvertebrados bentônicos de**
315 **riachos de montanha mediterrâneos.**

316 Este capítulo investiga a influência da paisagem sobre a biodiversidade aquática
317 em ecossistemas de cabeceira na Serra de Gredos (Espanha). O trabalho se apoia na teoria
318 dos "filtros ambientais", tendo como ponto de partida que, as alterações nos usos e
319 ocupação do solo de uma bacia atuam como condicionantes primários que selecionam as
320 comunidades biológicas antes mesmo dos fatores locais. O capítulo tem como objetivo
321 analisar os padrões de distribuição da macrofauna bentônica e determinar o peso relativo
322 das variáveis de paisagem versus variáveis físico-químicas e hidromorfológicas na
323 estruturação dessas comunidades. No desenvolvimento do estudo, utilizou-se uma
324 abordagem integradora com métricas de paisagem através de softwares, como
325 FRAGSTATS e SIG, avaliação hidromorfológica (River Habitat Survey - RHS) e índices
326 bióticos (IBMWP e EPT), processados através de Análises de Redundância (RDA e
327 pRDA). Esse segundo capítulo acaba evidenciando que, mesmo em sistemas com
328 qualidade da água classificada como "Excelente", a estrutura da paisagem explica a maior

329 parte da variação biológica, reforçando a necessidade de uma gestão integrada à escala
330 da bacia.

331 **Capítulo 3 – Respostas das assembleias de Oligochaeta (Annelida, Clitellata) a um** 332 **gradiente de entropia ambiental em ecossistemas lóticos e lênticos paulistas.**

333 Este capítulo aprofunda a investigação no nível biológico, focando na resposta da
334 comunidade de Oligochaeta (Annelida: Clitellata) a um gradiente de impacto ambiental
335 em 246 pontos amostrais separados entre rios e reservatórios no estado de São Paulo. O
336 desenvolvimento do capítulo 2 justifica-se, pois, considerando que os usos dos solos
337 influenciam nas respostas biológicas dos organismos aquáticos, ainda assim, existe uma
338 lacuna ferramental que possa quantificar essa pressão de forma prática. Observando essas
339 lacunas buscou-se estruturar um gradiente ambiental baseado nos dados de uso e
340 ocupação do solo do estado de São Paulo. A utilização desses dados junto à comunidade
341 de Oligochaeta visa fornecer uma ferramenta de análise robusta, capaz de servir como
342 linha de base para avaliar como diferentes níveis de pressão antrópica na paisagem
343 influenciam a integridade ecológica dos ecossistemas aquáticos.

344

345 **Capítulo 4 – Desenvolvimento e validação de um Índice Biótico de** 346 **Oligochaeta (IBO) para o biomonitoramento da qualidade hídrica de rios** 347 **e reservatórios paulistas**

348 Esse capítulo trate-se do complemento do capítulo 2, a partir da criação do
349 gradiente ambiental para comunidades aquáticas (Oligochaeta) viu-se a necessidade da
350 criação e validação de um índice biótico que fosse robusto e calibrado especificamente
351 para os ecossistemas paulistas (rios e reservatórios). Ao percorrer esse capítulo será
352 possível observar que esse Índice Biótico de Oligochaeta (IBO), propõe a criação de um
353 sistema de pontuação e utiliza métodos estatísticos que procuram validar sua utilização,
354 tornando-o uma ferramenta valiosa para as tomadas de decisão por parte dos órgãos
355 ambientais.

356

357

358

359

360

361

362 **OBJETIVOS E HIPÓTESES**

363

364 Investigar as respostas das comunidades de macroinvertebrados aquáticos a
365 diferentes padrões de usos do solo e gradientes de degradação ambiental, utilizando
366 modelos preditivos validados em cenários de monitoramento consolidados (Península
367 Ibérica) como base metodológica para o desenvolvimento de um índice de precisão
368 (Índice Biótico de Oligochaeta - IBO) calibrado especificamente aos sistemas lóticos e
369 lênticos do Estado de São Paulo.

370 **OBJETIVO ESPECÍFICOS**

371 • Verificar como as métricas de paisagem e usos de índices de qualidade
372 podem prever a qualidade da água em regiões distintas da península ibérica
373 (Portugal e Espanha).

374 **Hipótese:** As métricas de composição e configuração da paisagem, especialmente
375 o percentual de áreas agrícolas e florestais, são preditores estatisticamente significantes
376 da integridade biótica (medida pelo IBMWP), permitindo a criação de modelos lineares
377 com poder explicativo robusto.

378

379 • Avaliar a relação entre o uso do solo e as respostas das comunidades de
380 Oligochaeta a um gradiente de entropia ambiental em rios e reservatórios.

381 **Hipótese:** O uso intensivo do solo, como áreas urbanas e agrícolas, está associado
382 a uma maior abundância de espécies de Oligochaeta tolerantes à poluição, enquanto áreas
383 florestadas promovem uma maior diversidade de espécies sensíveis, indicando melhores
384 condições ambientais.

385

386 • Desenvolver um Índice Biótico de Oligochaeta (IBO) com base em scores
387 de tolerância e validar estatisticamente classes de impacto para rios e
388 reservatórios paulistas.

389 **Hipótese:** A aplicação do IBO reflete de forma robusta e estatisticamente
390 significativa os níveis de degradação ambiental, permitindo a discriminação entre classes
391 de impacto em rios e reservatórios.

392

393

394

CAPÍTULO 1

Da Terra para a Água: o Impacto da Paisagem na Qualidade da Água Através de Modelos Lineares

Artigo publicado

Water 2025, 17(21), 3088; <https://doi.org/10.3390/w17213088>

Gabriel Rosário^{a,b}, Carolina Acuña-Alonso^c, Xana Álvarez^c, Luís Filipe Fernandes^d, Daniela Terêncio^{d,e}, Vitor Pereira^d, Cátia Santos^d, Marisa de Oliveira Lopes^d, Fernando Pacheco^e, Guilherme R. Gorni^a, Simone Varandas^{d,f,g,h}, António Fernandes^{d*}

^a: Postgraduate Program in Territorial Development and Environment, University of Araraquara (UNIARA), Araraquara/SP, 14801-340, Brazil. E-mail: gafelloni@gmail.com (G.R.), rgorni@gmail.com (G.G.)

^b: University of Trás-os-Montes e Alto Douro, Vila Real, 5001-801, Portugal

^c: Universidade de Vigo, Hydro-Forestry Geomodeling Research Group, School of Forestry Engineering, 36005 Pontevedra, Spain. E-mail: carolina.alonso@uvigo.es (C.A.A.), xaalvarez@uvigo.es (X.Á.)

^d: Centre for the Research and Technology of Agroenvironmental and Biological Sciences, CITAB, Inov4Agro, Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, UTAD, Quinta de Prados, 5000-801 Vila Real, Portugal. E-mail: lfilipe@utad.pt (L.F.), acpf91@utad.pt (A.F.)

^e: Center of Chemistry of Vila Real, University of Trás-os-Montes e Alto Douro, Ap. 1013, 5001-801 Vila Real, Portugal. E-mail: fpacheco@utad.pt (F.A.P.)

^f: CIBIO/InBIO-Research Center in Biodiversity and Genetic Resources, University of Porto, Campus Agrário de Vairão, 4485-661 Vairão, Portugal. E-mail: simonev@utad.pt (S.V.)

^g: BIOPOLIS Program in Genomics, Biodiversity and Land Planning, CIBIO, Campus de Vairão, Vairão, Portugal (S.V.)

^h: AB2Unit—Antimicrobials, Biocides & Biofilms Unit, Veterinary Sciences Department, University of Trás-os-Montes and Alto Douro (UTAD), Vila Real, 5001-801, Portugal. (S.V.)

* Correspondence: acpf91@utad.pt

Resumo

Este trabalho explora a relação entre métricas da paisagem e a água superficial na Eurorregião Galiza-Norte de Portugal, empregando 6.220.767 modelos de regressão linear através de scripts em Python para prever a qualidade da água superficial. O índice *Iberian Biological Monitoring Working Party* (IBMWP), baseado nas comunidades de macroinvertebrados bentônicos de 40 locais em Portugal (PT) e na Galiza (GL), serviu como o indicador biológico. Os modelos foram inicialmente selecionados com base nos pressupostos da regressão linear (17 testes) e validados com dados reais, avaliando-se o desempenho estatístico por meio de indicadores como o coeficiente de determinação (R^2), o erro percentual absoluto médio (MAPE) e o viés percentual (PBIAS). Os resultados indicaram que a Galiza (GL) apresentou maior abundância de macroinvertebrados, enquanto Portugal (PT) demonstrou maior diversidade e riqueza de famílias. A análise estatística revelou que as métricas da paisagem, especialmente em áreas agrícolas e florestais, influenciaram significativamente a qualidade da água, sendo que a composição e a configuração do uso do solo determinaram as diferenças nas condições ecológicas entre as regiões. Os modelos com melhor desempenho demonstraram um valor elevado de R^2 de 0,7 e um MAPE de 27% para a calibração (PT) e 10% para a validação (GL), indicando uma forte relação preditiva. Os modelos fornecem *insights* valiosos sobre as interações complexas entre os padrões da paisagem e a qualidade da água, destacando

442 como as variações na estrutura da paisagem podem afetar diretamente a integridade
443 ecológica. Esses resultados reforçam a necessidade de uma gestão territorial estratégica
444 para preservar a qualidade da água e enfatizam a importância da governança
445 transfronteiriça em toda a Euroregião para fomentar o desenvolvimento sustentável.

446 **Palavras-chave:** Diversidade de Macroinvertebrados Bentônicos; IBMWP; Qualidade
447 Ecológica; Métricas da Paisagem; Padrões Espaciais; Avaliação da Qualidade da Água;
448 Modelagem da Qualidade da Água

449

450 **Abstract**

451 This work explores the relationship between landscape metrics and surface water in the
452 Galicia-North Portugal Euroregion, employing 6,220,767 linear regression models
453 through Python scripts to predict surface water quality. The Iberian Biological Monitoring
454 Working Party (IBMWP) index, based on benthic macroinvertebrate communities from
455 40 sites across Portugal (PT) and Galicia (GL), served as the biological indicator. The
456 models were initially selected based on linear regression assumptions (17 tests), and
457 validated against real-world data, evaluating statistical performance through indicators
458 such as R-squared, mean absolute percentage error (MAPE), and percentage bias
459 (PBIAS). Results indicated that GL had a higher macroinvertebrate abundance, whereas
460 Portugal showed greater diversity and family richness. Statistical analysis revealed that
461 landscape significantly influenced water quality, with land use composition and
462 configuration driving differences in ecological conditions between regions. The best-
463 performing models demonstrated a high R-squared value of 0.7, a MAPE of 27% for
464 calibration (PT) and 10% for the validation (GL), indicating a strong predictive
465 relationship. The models provide valuable insights into the complex interactions between
466 landscape patterns and water quality, highlighting how variations in landscape structure
467 can directly affect ecological integrity. These findings reinforce the need for strategic land
468 management to preserve water quality and emphasizing the importance of transboundary
469 governance across the Euroregion to foster sustainable development.

470 **Keywords:** Benthic macroinvertebrate Diversity; IBMWP; Ecological Quality;
471 Landscape Metrics; Spatial Patterns; Water Quality Assessment; Water Quality
472 Modelling

473

474

475

476

477

478

479

480

481

482 **1. Introdução**

483 A água é crucial para a sobrevivência e o desenvolvimento humano. A gestão dos
484 recursos hídricos acompanha a civilização há milhares de anos (Berking, 2018), com
485 estruturas legais que remontam a 1750 a.C. (Campos, 2013). Atualmente, a gestão dos
486 recursos hídricos é um processo complexo e dinâmico (Lewis, Staddon, Sirunda, 2019)
487 que exige adaptação contínua. Essa complexidade aumentou com o crescimento da
488 demanda por água, impulsionado pelo crescimento populacional (Widianingsih,
489 Riswanda, Paskarina, 2020) e pelas mudanças climáticas (Lv *et al.*, 2020; Terêncio *et al.*,
490 2020), que amplificam tanto as inundações (Rehana, Sireesha Naidu, 2021) quanto as
491 secas (Li; Wu, 2019). À medida que avança o conhecimento sobre as fontes de poluição
492 e seus impactos na saúde humana (Santos *et al.*, 2021) e nos ecossistemas (União
493 Europeia, 2000; Meshesha, Wang, Melaku, 2020), as preocupações com a disponibilidade
494 de recursos de água doce potável tornam-se ainda mais prementes.

495 Para orientar a governança da água, a União Europeia (UE) implementou a
496 Diretiva-Quadro da Água (DQA) no início do século XXI (União Europeia, 2000). Esta
497 diretiva estabelece um quadro abrangente para a gestão dos recursos hídricos em termos
498 de qualidade e quantidade em toda a UE. A sua implementação é monitorizada através
499 dos Planos de Gestão de Bacia Hidrográfica (PGBH), que propõem medidas para alcançar
500 os objetivos da DQA (Skoulikaris, Zafirakou, 2019), incluindo a meta de atingir um
501 estado ecológico bom ou superior das águas superficiais até 2027 (Carvalho *et al.*, 2019).
502 Alcançar esses objetivos exige pesquisa sistemática (De Mello *et al.*, 2018) para orientar
503 os tomadores de decisão (Martins *et al.*, 2019).

504 As águas superficiais são sistemas complexos, influenciados por interações com
505 as águas subterrâneas (Bhurtun *et al.*, 2019) e o clima (Khatri, Tyagi, 2015). Elas refletem
506 processos naturais e antropogênicos que ocorrem em bacias hidrográficas conectadas
507 (Voza *et al.*, 2015; Reid *et al.*, 2019), à medida que substâncias do solo são transportadas
508 para os rios através do escoamento superficial (*runoff*) (Ekholm *et al.*, 2020).

509 As fontes de poluição são geralmente classificadas em emissões pontuais e difusas
510 (Guadie *et al.*, 2021). As fontes pontuais incluem principalmente descargas de águas
511 residuais de estações de tratamento urbanas e industriais (Pérez Andrés, Martínez Santa-
512 maria, Fernández Yuste, 2019; Muhammad *et al.*, 2021). Embora essas instalações visem
513 reduzir as cargas de contaminantes, elas ainda podem degradar a qualidade da água
514 superficial (Ferreira *et al.*, 2017), e mesmo concentrações dentro dos limites legais podem

515 prejudicar a integridade ecológica (Mohamadi, Kavian, 2015; Fonseca *et al.*, 2016;
516 Fonseca *et al.*, 2017).

517 As emissões difusas, por outro lado, originam-se de contaminantes espalhados por
518 grandes áreas e transportados por escoamento superficial e percolação (Jayasumana *et al.*,
519 2014). Na agricultura, o uso excessivo de fertilizantes e pesticidas (Zörb, Senbayram,
520 Peiter, 2014; Cameira, Mota, 2017) representa ameaças significativas, pois a irrigação e
521 a chuva carregam poluentes para a superfície e para as águas subterrâneas (Zhang *et al.*,
522 2020). Campos de pecuária contribuem similarmente com poluentes orgânicos e aceleram
523 a erosão do solo (Li *et al.*, 2019). Superfícies artificiais exacerbam a poluição através de
524 baixas taxas de infiltração, acumulando contaminantes durante períodos secos, que são
525 então lavados para esgotos e rios durante eventos de chuva (Clément *et al.*, 2017).

526 As florestas são o único tipo de uso do solo que beneficia consistentemente a
527 qualidade da água (Warrington *et al.*, 2017). Quando estrategicamente localizadas, as
528 florestas atuam como barreiras, retendo os fluxos de poluentes (Hilary *et al.*, 2021),
529 especialmente como vegetação ribeirinha ao longo das margens dos rios (Santos *et al.*,
530 2015). Portanto, o manejo florestal eficaz é crucial para preservar os recursos hídricos
531 (Uemaa, Roosaare, Mander, 2007). A composição e a configuração do uso do solo
532 também influenciam significativamente a qualidade da água (Zhao *et al.*, 2011). Seus
533 efeitos são frequentemente avaliados através de relações entre parâmetros da água
534 superficial e métricas da paisagem (Mcgarigal, 1995). Essas métricas quantificam
535 características da paisagem como proporção, forma e distribuição espacial (Dwivedi,
536 Shikha, 2016). Dadas as múltiplas ameaças à qualidade da água, a pesquisa
537 multidisciplinar é essencial para abordar de forma abrangente as interações complexas
538 que afetam os sistemas hídricos e para apoiar a tomada de decisão baseada em evidências
539 (Flotemersch *et al.*, 2016).

540 Para gerir eficazmente os ecossistemas de água doce, diversas ferramentas e
541 técnicas foram desenvolvidas para avaliar a qualidade da água, analisar impactos na
542 segurança hídrica da bacia e apoiar a tomada de decisão (Acuña-Alonso *et al.*, 2021; Fang
543 *et al.*, 2024). Modelos notáveis de qualidade da água incluem o *Soil and Water*
544 *Assessment Tool* (SWAT) (Terry; Lindenschmidt, 2023; Rohith *et al.*, 2024), o *Water*
545 *Quality Simulation Program* (WASP) (K. C. *et al.*, 2023; Mummdivarapu, Rehana, Rao,
546 2023) e o modelo QUAL2K (Dai *et al.*, 2020; Zehra *et al.*, 2023). Esses modelos são
547 amplamente utilizados para simular o fluxo da água, o transporte de nutrientes e a
548 dispersão de poluentes. Métodos estatísticos, como a análise de regressão, também

549 desempenham um papel crítico na previsão da qualidade da água, na análise de
550 sedimentos e na avaliação do impacto da cobertura do solo na integridade ecológica
551 (Fernandes *et al.*, 2019; Villar-Rúa, Acuña-Alonso, Álvarez, 2024; Chatrabhuj *et al.*,
552 2024).

553 A integração de Sistemas de Informação Geográfica (SIG) impulsionou ainda
554 mais a gestão da qualidade da água, ao permitir a visualização e análise de padrões
555 espaciais e temporais de poluição (Ibrahim *et al.*, 2023; Shravan Kumar, Pandey, Shukla,
556 2024). Associar o SIG à análise estatística e a métodos de aprendizado de máquina
557 (*machine learning*) aumenta tanto a precisão quanto a adaptabilidade no enfrentamento
558 dos desafios de gestão da água (Alzubaidi *et al.*, 2023; Jayaraman *et al.*, 2024). No
559 entanto, o uso dessas técnicas ainda é limitado pela disponibilidade de dados, demandas
560 computacionais e pela necessidade de conhecimento especializado (Taye, 2023;
561 Fernandes *et al.*, 2023). Uma abordagem particular eficaz envolve o uso de algoritmos de
562 regressão automática para avaliar e prever a qualidade da água (Rashid *et al.*, 2022). Esses
563 algoritmos exploram eficientemente combinações de variáveis, garantindo que os
564 pressupostos da regressão linear sejam atendidos. Ao empregar uma estratégia de "força
565 bruta" (*brute-force*), o algoritmo produz modelos robustos e precisos para avaliar e prever
566 a qualidade da água (Piçarra *et al.*, 2006; Riyad *et al.*, 2020).

567 Com base na necessidade crítica de gestão eficaz dos recursos hídricos delineada
568 acima, este estudo investiga as complexas relações entre as métricas da paisagem e a
569 qualidade da água na Euroregião Galiza-Norte de Portugal. A integração da composição
570 e configuração do uso do solo nas avaliações da qualidade da água é cada vez mais
571 reconhecida como vital. Essa abordagem ajuda a compreender melhor e a mitigar os
572 impactos das atividades humanas nos ecossistemas de água doce (Mcgarigal, 1995; Zhao
573 *et al.*, 2011). Ao utilizar o índice *Iberian Biological Monitoring Working Party*
574 (IBMWP), um indicador biológico robusto do estado ecológico, este estudo conecta
575 dados espaciais e biológicos para desvendar as interações entre os padrões da paisagem e
576 a saúde fluvial. A aplicação de um Modelo de Regressão Linear, implementado em
577 Python, não só garante rigor estatístico, mas também oferece *insights* preditivos sobre a
578 qualidade da água superficial. Isso se alinha à crescente dependência de métodos baseados
579 em dados para informar a tomada de decisão sustentável na governança da água (Acuña-
580 Alonso *et al.*, 2021; Rashid *et al.*, 2022).

581 A originalidade deste estudo reside na sua abordagem interdisciplinar, que
582 combina ferramentas estatísticas avançadas com conjuntos de dados espaciais e

583 biológicos para enfrentar desafios regionais. O foco na Euroregião Galiza-Norte de
584 Portugal é particularmente significativo, pois representa uma área transfronteiriça com
585 redes hidrológicas compartilhadas e políticas ambientais sob a Diretiva-Quadro da Água
586 (DQA). Ao analisar duas áreas de estudo, uma na Espanha e outra em Portugal, esta
587 pesquisa oferece uma visão abrangente dos determinantes da qualidade da água através
588 de fronteiras políticas e ecológicas. Além disso, os resultados contribuem para os
589 objetivos compartilhados da Euroregião de alcançar o bom estado ecológico das águas
590 superficiais até 2027, conforme exigido pela DQA.

591

592 **2. Materiais e Métodos**

593 **2.1. Área de Estudo**

594 O estudo foi realizado no Noroeste da Península Ibérica, abrangendo a
595 Euroregião Galiza-Norte de Portugal, um território transfronteiriço de aproximadamente
596 51.000 km² (Figura 1). Esta região apresenta uma história geológica complexa, dominada
597 por rochas ígneas e metamórficas do Maciço Hespérico (Ibérico) e solos derivados de
598 granito e xisto. O uso do solo, segundo o Sistema de Informação de Ocupação do Solo
599 (SIOSE), é diversificado, com florestas (49,41%), pastagens e matagais (29,61%), áreas
600 agrícolas (12,64%), superfícies artificiais (7,86%) e corpos d'água (0,49%).

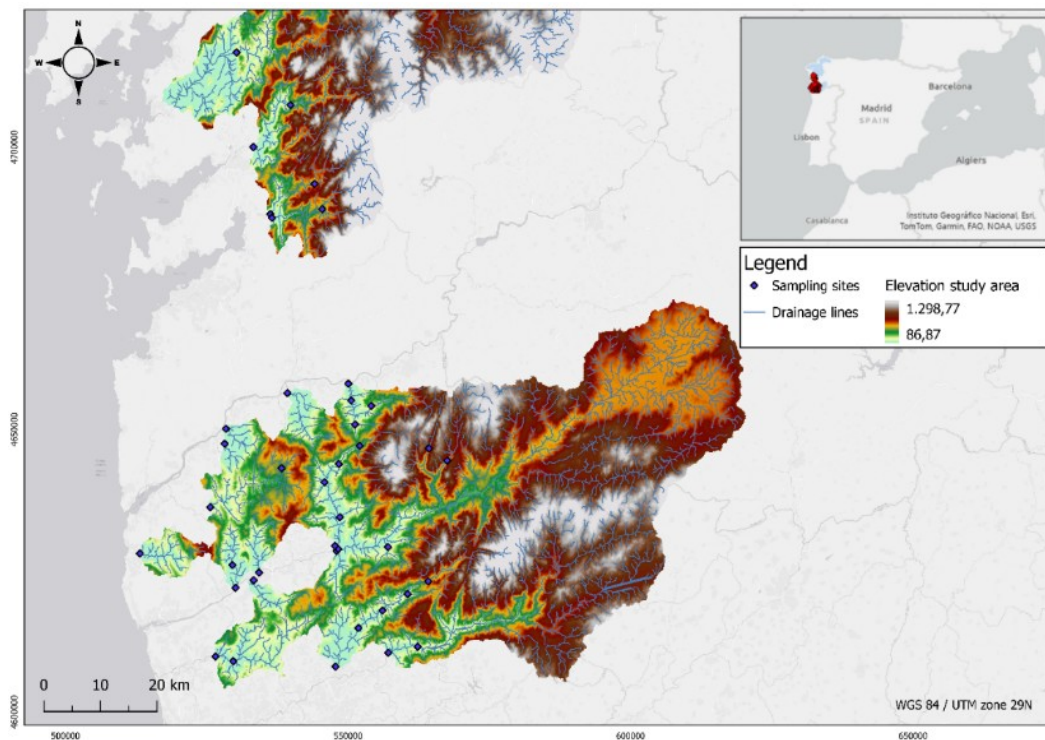
601 As florestas, principalmente de pinheiro-bravo (*Pinus pinaster* Aiton 1789) e
602 eucalipto (*Eucalyptus globulus* Labill., 1800), frequentemente substituem espécies
603 nativas de carvalho (*Quercus rubra* L., 1753), enquanto as zonas ribeirinhas abrigam
604 salgueiros, amieiros, choupos, freixos e olmos, dependendo das condições edáficas (do
605 solo) e microclimáticas, do regime hídrico da linha de água e da intervenção humana. O
606 clima atlântico da área, influenciado por ventos marítimos e continentais, sustenta
607 ecossistemas produtivos, mas enfrenta escassez sazonal de água devido a aquíferos rasos
608 e capacidade de armazenamento reduzida. As características hidrológicas incluem uma
609 densa rede fluvial, com padrões de drenagem moldados por estruturas tectônicas e
610 caracterizados pela variabilidade sazonal do escoamento superficial (*runoff*) (Ribeiro,
611 Barros, Daveau, 1986; Queijeiro, Blanco, Alvarez, 2006; Harding, Palutikof, 2009).

612 As principais bacias hidrográficas analisadas (Figura 1) incluem o Minho, Lima e
613 Cávado em território português, bem como o Oitavén, Verdugo, Lérez e Umia na Galiza,
614 que deságuam nas altamente produtivas Rías Baixas — sistemas costeiros caracterizados
615 por costas profundamente recortadas, moldadas por subsidência gradual (Pagés
616 Valcarlos, 2000). A Euroregião abriga diversas áreas protegidas, incluindo o Parque

617 Nacional Peneda-Gerês, o Parque Natural do Litoral Norte, a Serra do Cando, várias
618 paisagens protegidas e zonas de proteção especial, sítios RAMSAR (por exemplo, o
619 Complexo Intertidal Umia-O Grove), reservas da biosfera da UNESCO e Geossítios.

620 Essas áreas são críticas para a conservação da biodiversidade e para garantir a
621 conectividade ecológica. No entanto, atividades humanas como agricultura, pecuária e
622 silvicultura alteraram significativamente a vegetação nativa, levando à degradação do
623 ecossistema (Pedrosa et al., 2010). Apesar dos seus desafios ambientais e
624 socioeconômicos, a Eurorregião oferece oportunidades únicas para estudar as interações
625 entre as métricas da paisagem e a qualidade da água, de forma a apoiar estratégias de
626 gestão sustentável.

627



629 **Figura 1.** Localização geográfica e modelo digital de elevação na região do Douro e Minho -
630 Portugal e região da Galiza – Espanha.

631

632 **2.2. Coleta de Dados e Seleção de Variáveis para Análise da Qualidade da** 633 **Água**

634 **2.2.1. Avaliação da Qualidade da Água Usando Assembleias de** 635 **Macroinvertebrados Bentônicos**

636 Os macroinvertebrados bentônicos constituem um grupo taxonômica e
637 funcionalmente diverso de organismos aquáticos, incluindo larvas de insetos como
638 Ephemeroptera (efêmeras), Plecoptera (plecópteros) e Trichoptera (tricópteros), bem

639 como Diptera (por exemplo, Chironomidae), crustáceos, moluscos e anelídeos (por
640 exemplo, Oligochaeta). Esses organismos habitam os substratos de rios e riachos e
641 respondem sensivelmente a mudanças na qualidade da água, estrutura do habitat e
642 condições hidromorfológicas. Devido à sua mobilidade relativamente limitada e ciclos de
643 vida que abrangem vários meses, as assembleias de macroinvertebrados fornecem uma
644 medida integrada das condições ecológicas ao longo do tempo, refletindo influências
645 tanto naturais quanto antropogênicas. As comunidades de macroinvertebrados foram
646 amostradas em um total de 40 locais, 7 na região da Galiza (amostrados durante os anos
647 de 2010 e 2016) e 33 em Entre Douro e Minho (amostrados nos anos de 2010 e 2015-
648 2016). O maior número de locais portugueses reflete a maior disponibilidade de dados
649 das redes de monitoramento nacionais e regionais da DQA (Diretiva-Quadro da Água).
650 Na Galiza, apenas locais com informações completas sobre os valores do IBMWP e as
651 métricas da paisagem correspondentes para os mesmos anos de amostragem foram
652 incluídos, garantindo a consistência dos dados e a representatividade regional.

653 Em Portugal, a amostragem foi realizada durante a primavera/verão (estação
654 seca), de acordo com os regulamentos da DQA, que padronizam o período das avaliações
655 ecológicas. Na Galiza, os dados correspondem a programas regionais de monitoramento
656 conduzidos ao longo de todas as quatro estações. Embora essas campanhas não tenham
657 sido especificamente desenhadas para comparação direta com os locais portugueses, elas
658 fornecem informações suficientes para aplicar o índice IBMWP e avaliar a qualidade
659 ecológica, permitindo comparações regionais significativas.

660 A amostragem de macroinvertebrados bentônicos seguiu um protocolo
661 comparável tanto em Portugal quanto na Espanha, garantindo a harmonização dos dados
662 em toda a área de estudo transfronteiriça. Em ambos os países, a amostragem baseou-se
663 numa abordagem de *kick-sampling* (pontapé) multihabitat, usando uma rede tipo D-frame
664 com malha de 500 μm . Os tipos de habitat foram selecionados proporcionalmente à sua
665 cobertura no trecho. Apenas habitats que ocupavam pelo menos 5% do leito do rio foram
666 incluídos. Em Portugal, os macroinvertebrados foram coletados em um trecho de 50 m
667 centrado numa corredeira (25 m a montante e 25 m a jusante), usando seis unidades de
668 amostragem de 1 m \times 0,25 m (área total amostrada \approx 1,25 m²). Essas unidades foram
669 distribuídas proporcionalmente entre os micro-habitats disponíveis. Os substratos
670 inorgânicos incluíam rocha-mãe/blocos, pedras, cascalho/seixos, areia, silte e argila,
671 enquanto os substratos orgânicos compreendiam macrófitas e algas, e matéria orgânica
672 particulada grosseira. A amostra composta resultante foi preservada em etanol 99%. Na

673 Espanha, a amostragem foi realizada ao longo de um trecho de 100 m, usando 20 amostras
674 *kick* padronizadas de 0,5 m × 0,25 m (0,125 m² cada), cobrindo uma área total de 2,5 m².
675 O esforço de amostragem foi alocado proporcionalmente à cobertura estimada do habitat,
676 e o mesmo tipo de rede e direção de amostragem (contra a corrente) foram usados como
677 em Portugal. Apesar das pequenas diferenças no comprimento do trecho e na área total
678 amostrada, ambos os protocolos são oficialmente reconhecidos e usados rotineiramente
679 em seus respectivos países para o índice *Iberian Biological Monitoring Working Party*
680 (IBMWP). Portanto, ambos os métodos são válidos e confiáveis, fornecendo resultados
681 comparáveis sem comprometer a precisão dos dados ou a integridade ecológica.

682 Apesar da implementação da DQA e do desenvolvimento de novos índices
683 biológicos baseados em macroinvertebrados, o índice *Iberian Biological Monitoring*
684 *Working Party* (IBMWP) (Alba-Tercedor, 1996; Alba-Tercedor *et al.*, 2002) continua
685 sendo amplamente utilizado. Devido à sua confiabilidade comprovada e uso generalizado
686 tanto em Portugal quanto na Espanha, este índice IBMWP foi escolhido. Adaptado do
687 índice BMWP do Reino Unido (Armitage *et al.*, 1983), ele incorpora famílias ibéricas
688 específicas, modifica algumas pontuações de tolerância e correlaciona seus valores com
689 cinco níveis de contaminação. Isso o torna altamente adequado para avaliações ecológicas
690 regionais. Portanto, ambas as metodologias foram implementadas de acordo com os
691 requisitos da DQA e são totalmente comparáveis para apoiar as avaliações do estado
692 ecológico sob este quadro regulatório.

693 O método IBMWP avalia a qualidade da água com base nos diferentes níveis de
694 tolerância dos invertebrados aquáticos à poluição orgânica. Espécies sensíveis como
695 efêmeras e plecópteros, que indicam água mais limpa, recebem uma pontuação de
696 tolerância alta de 10, enquanto espécies menos sensíveis, como vermes (Oligochaeta),
697 recebem uma pontuação de 1. A presença e a diversidade de macroinvertebrados são
698 indicadores-chave. Uma qualidade da água superior sustenta uma maior variedade de
699 espécies sensíveis, o que sinaliza menos poluentes. A pontuação do índice IBMWP (um
700 índice de métrica única (Munné, Prat, 2009; Couto-Mendoza, Vieira-Lanero, Cobo, 2015)
701 é calculada somando-se as ponderações de sensibilidade (pontuações de tolerância) dos
702 táxons presentes em uma amostra.

703 A pontuação do IBMWP varia de 0 a >100. Sua interpretação é a seguinte:
704 qualidade muito boa (pontuação IBMWP >100), qualidade boa (pontuação IBMWP entre
705 61-100), qualidade razoável (pontuação IBMWP entre 36-60), qualidade ruim (pontuação
706 IBMWP entre 16-35) e qualidade muito ruim (pontuação IBMWP <16).

707

708

2.2.2 Métricas da Paisagem

709

710

711

712

713

714

715

716

717

718

Para cada local de amostragem, a área de drenagem correspondente foi delimitada usando as ferramentas ArcHYDRO do ArcGIS e um modelo digital de elevação com resolução de 25 por 25 m como dados de entrada (EEA Copernicus Land Monitoring Service). A direção do fluxo, o fluxo acumulado e as linhas de drenagem foram calculados primeiro. Em seguida, a área de drenagem desde o ponto a montante até o local de amostragem foi delimitada usando o ArcHydro (Kraemer, Panda, 2009).

Tabela 1. Métricas da paisagem calculadas e respectiva nomenclatura. ART significa superfícies artificiais, AGR para áreas agrícolas e FOR para áreas florestais e seminaturais. ALL significa métricas da paisagem que incluem todos os usos do solo no cálculo da métrica.

Nomenclature	Description	Units	land use category			
			ART Artificial	AGR Agriculture	FOR Forest	ALL all
$ppc_{(LU_A)}$	percentage of land use patches	%	LU _A	LU _A	LU _A	
$pz_{(LU_A)}$	area proportion occupied by LU _A	%	LU _A	LU _A	LU _A	
$lpi_{(LU_A)}$	area percentage occupied by the large land use patch of LU _A	%	LU _A	LU _A	LU _A	
$sol_{(LU_A)}$	percentage of land occupied by the of LPI for each land use type.	%				LU _A
$shdi_{(LU_A)}$	Shannon's diversity index of LU _A		LU _A	LU _A	LU _A	LU _A
$ed_{(LU_A)}$	edge length LU _A /total area	m/km ²	LU _A	LU _A	LU _A	LU _A
$ed_{spec}_{(LU_A)}$	edge length LU _A /area LU _A	m/km ²	LU _A	LU _A	LU _A	
$edp_{(LU_A)}$	edge length of LU _A by total edge length	m/m	LU _A	LU _A	LU _A	
$cce_{(LU_A)/(LU_B)}$	edge length shared between LU _A and LU _B divided by the edge length of LU _B	m/m	LU _A and LU _B	LU _A and LU _B	LU _A and LU _B	
$cedp_{(LU_A)/(LU_B)}$	edge length shared between LU _A and LU _B divided by the edge length of all land uses	m/m	LU _A and LU _B	LU _A and LU _B	LU _A and LU _B	
$cedd_{(LU_A)/(LU_B)}$	edge length shared between LU _A and LU _B divided by total area	m/km ²	LU _A and LU _B	LU _A and LU _B	LU _A and LU _B	

719

720

721

722

723

As métricas da paisagem (LSM) foram calculadas a partir do mapa CORINE Land Cover para quantificar a configuração e a composição da paisagem de cada área de drenagem, utilizando vários índices. A *Python toolbox* (caixa de ferramentas Python)

724 Adamczyk; Tiede, 2017) introduzida no ArcGIS 10.8 foi utilizada para esse fim. Ela
725 fornece uma interface gráfica intuitiva e permite cálculos em lote (Anselin, Kelejian,
726 1997).

727 As métricas foram calculadas para cada tipo de uso do solo: agricultura (AGR),
728 floresta (FO) e áreas artificiais (ART), conforme apresentado na Tabela 1.
729 Adicionalmente, algumas métricas, como o índice de diversidade de Shannon, foram
730 calculadas englobando todos os tipos de uso do solo. No total, 42 métricas foram
731 derivadas para caracterizar a configuração e a composição do uso do solo. Essas métricas
732 foram subsequentemente utilizadas como regressores candidatos nos modelos.

733

734 **2.2. Análise de Dados**

735 **2.3.1. Modelos de Regressão Linear para predição da qualidade da água**

736 Após a preparação dos dados de entrada das 33 amostras portuguesas, os modelos
737 de regressão linear foram estimados usando uma abordagem de força bruta (brute force)
738 em Python (Fernandes et al., 2023), (Material Suplementar S1). O objetivo foi identificar
739 todas as combinações possíveis de métricas da paisagem (variáveis independentes) que
740 pudessem prever um parâmetro de qualidade da água superficial, o IBMWP (variável
741 dependente) (Figura 2). O algoritmo utilizado está exhaustivamente descrito por Fernandes
742 et al., 2023. Em resumo, a execução do algoritmo requer a definição de várias entradas:
743 regressores candidatos (LSM), a variável dependente (IBMWP), o número mínimo e
744 máximo de regressores, o Fator de Inflação da Variância (VIF) máximo e o limiar de
745 significância estatística. Para este estudo, o número de regressores foi definido entre 1 e
746 6, o VIF máximo foi estabelecido em 5 e o nível de significância estatística em 0,05.

747 A multicolinearidade entre as variáveis independentes foi rigorosamente avaliada
748 antes do ajuste do modelo. Os valores de VIF foram calculados para todos os regressores
749 potenciais. Apenas variáveis com $VIF < 5$ foram incluídas nos modelos para garantir
750 multicolinearidade mínima e uma estimativa confiável dos efeitos individuais no índice
751 IBMWP.

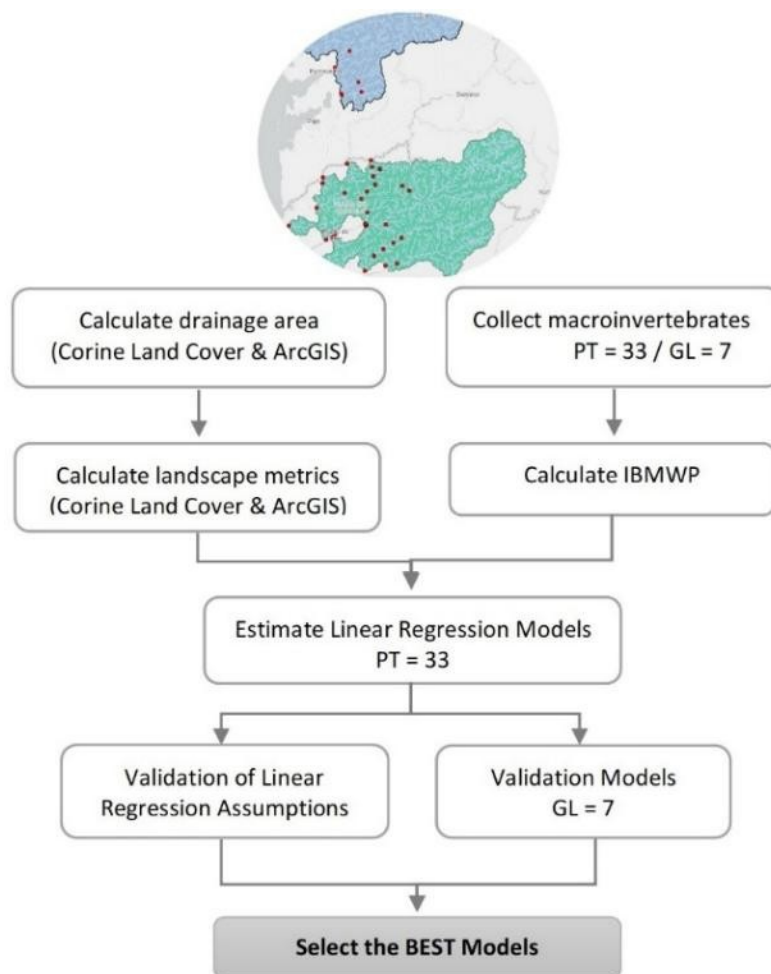
752 O algoritmo gerou todas as combinações possíveis de regressores dentro dos
753 limites definidos. Para cada combinação, ele calculou o modelo de regressão linear, o VIF
754 para cada regressor, o R^2 , o R^2 ajustado, a significância dos regressores e os resultados
755 dos testes de heterocedasticidade e normalidade dos erros. Caso os limiares definidos não
756 sejam atendidos, o algoritmo prosseguia para a próxima combinação de regressores

757 candidatos, continuando até que todas as combinações fossem avaliadas. O resultado é
758 uma lista de modelos de regressão linear, incluindo todos os resultados de testes
759 estatísticos relevantes e coeficientes de regressão (Material Suplementar S1.1).

760 O algoritmo não realiza testes de autocorrelação, pois estes são tipicamente
761 necessários quando cada amostra corresponde a um passo de tempo (timestep) diferente.
762 Neste estudo, cada amostra representa uma área de drenagem. Portanto, a autocorrelação
763 espacial do termo de erro foi avaliada separadamente usando o teste I de Moran (Anselin,
764 Kelejian, 1997) para garantir que os resíduos não estivessem espacialmente agrupados
765 (Material Suplementar S1.2).

766 Os modelos resultantes foram então analisados considerando os pressupostos da
767 regressão linear. Eles foram calibrados com dados de Portugal (33 amostras) e validados
768 com dados da região da Galiza (7 amostras).

769



770

771 **Figura 2.** Fluxograma metodológico para a escolha dos melhores modelos de predição
772 da qualidade da água.

773

774

2.3.2. Avaliação do modelo

775

Os modelos gerados pelo algoritmo aderem aos limiares estatísticos predefinidos.

776

No entanto, selecionar um único "melhor" modelo não é simples, pois múltiplos fatores

777

precisam ser considerados. Características-chave de modelos adequados incluem altos

778

valores de R^2 e altos valores-p para os testes de heterocedasticidade e normalidade dos

779

erros, já que o modelo de regressão é válido quando a hipótese nula é aceita.

780

Adicionalmente, modelos com baixos Escores-Z (Zscores) foram considerados

781

preferíveis. O desempenho do modelo foi ainda avaliado usando o Erro Percentual

782

Absoluto Médio (MAPE), o Viés Percentual (PBIAS) e o Desvio Quadrático Médio

783

Normalizado (NRMSD) (Montaño *et al.*, 2013; Salis *et al.*, 2019; Fernandes *et al.*, 2023).

784

Essas métricas foram calculadas para as previsões nas áreas de drenagem da Galiza e

785

comparadas com os valores observados (Tabela 2).

786

787

Tabela 2. Classificação dos modelos de previsão da qualidade da água, com base no Viés

788

Percentual (PBIAS) e no Erro Percentual Absoluto Médio (MAPE), adaptado de Salis *et al.*, 2019

789

(Li, Zheng, Liu, 2010) e Fernandes *et al.*, 2023 (Rashid *et al.*, 2022).

Rating	PBIAS	MAPE
High	0 % - 10 %	0 % - 10 %
Good	10 % - 15 %	10 % - 20 %
Reasonable	15 % - 25 %	20 % - 50 %
Low	>25 %	>50 %

790

791

792

793

3. Resultados e Discussão

794

3.1. Diversidade de macroinvertebrados e qualidade da água

795

Neste estudo, 1.926.343 indivíduos de macroinvertebrados bentônicos pertencentes

796

a 106 famílias foram identificados nos 40 locais estudados (7 GL e 33 PT). A densidade

797

de macroinvertebrados variou significativamente. A maior densidade foi registrada na

798

estação GL_SS_1 (23.662,4 ind/m²) e a menor na PT_T22 (25,6 ind/m²). A densidade

799

média também diferiu acentuadamente entre as regiões: GL teve uma média de 9.713,9

800

ind/m², enquanto PT teve uma média de 815,5 ind/m². Apesar dos locais da GL terem

801

maior abundância de macroinvertebrados, os locais de PT exibiram maior riqueza de

802

famílias, com 103 famílias em comparação com 75 na GL. O índice de diversidade de

803 Shannon-Wiener na GL variou de 1,95 a 2,83, com o valor mais alto em GL_SS_4 e o
804 mais baixo em GL_SS_1 (1,36). Esses valores de diversidade foram moderados,
805 refletindo uma comunidade dominada por algumas poucas famílias (Chironomidae,
806 Simuliidae, Elmidae, Baetidae, Hydropsychidae, Leptophlebiidae e Nemouridae). Essa
807 dominância resulta em uma menor diversidade geral. Em contraste, os locais de PT
808 exibiram uma gama mais ampla de valores de diversidade de Shannon-Wiener, de 0,17
809 em PT_T8 a 3,08 em PT_T55. No geral, PT demonstrou maior diversidade,
810 particularmente em locais como PT_T55, PT_T50 e PT_T3, onde os valores excederam
811 2,5. Isso se alinha com a descoberta anterior de que os locais de PT, apesar da menor
812 abundância de macroinvertebrados, exibem maior diversidade e riqueza de famílias.

813 Embora existam algumas diferenças metodológicas entre os países, ambos os
814 protocolos são baseados em *kick-sampling* (pontapé) multihabitat. Eles foram projetados
815 para capturar a heterogeneidade ecológica dos trechos de riacho. Esse foco comum
816 garante a comparabilidade, especialmente para a aplicação do índice IBMWP, que se
817 baseia na presença de famílias-chave de macroinvertebrados, em vez da abundância
818 absoluta. Os menores valores de abundância registrados nos locais portugueses
819 provavelmente refletem a menor área amostrada, e não apenas diferenças ecológicas.
820 Contudo, como ambas as metodologias priorizam a representação proporcional dos
821 habitats dominantes, elas permanecem totalmente compatíveis e válidas para avaliar a
822 qualidade ecológica no âmbito do IBMWP.

823 As diferenças significativas observadas entre as regiões GL e PT alinham-se com
824 padrões ecológicos documentados em outros estudos. Por exemplo, observou uma
825 tendência semelhante em sistemas fluviais, onde locais com maior abundância
826 frequentemente apresentavam dominância de poucas espécies tolerantes, resultando em
827 diversidade reduzida. Esse padrão é evidente na região GL, onde a alta abundância é
828 acompanhada por diversidade moderada devido à dominância da comunidade por um
829 número limitado de famílias. Por outro lado, os achados na região de PT (Li; Zheng; Liu,
830 2010), com sua maior riqueza e diversidade (103 famílias), alinham-se com estudos como
831 o de Zhang *et al.*, (2019). Esses estudos mostraram que regiões com habitats mais diversos
832 e heterogêneos tendem a suportar comunidades de macroinvertebrados mais ricas. Os
833 valores do índice de Shannon-Wiener corroboram ainda mais essa tendência, com os
834 locais de PT exibindo maior diversidade em comparação com GL. Da mesma forma,
835 estudos como o de Dolédec *et al.*, (2006), destacam que uma alta diversidade, mesmo no

836 contexto de menor abundância, reflete uma estrutura mais equilibrada e ecologicamente
837 resiliente, um padrão evidente nos resultados do presente estudo.

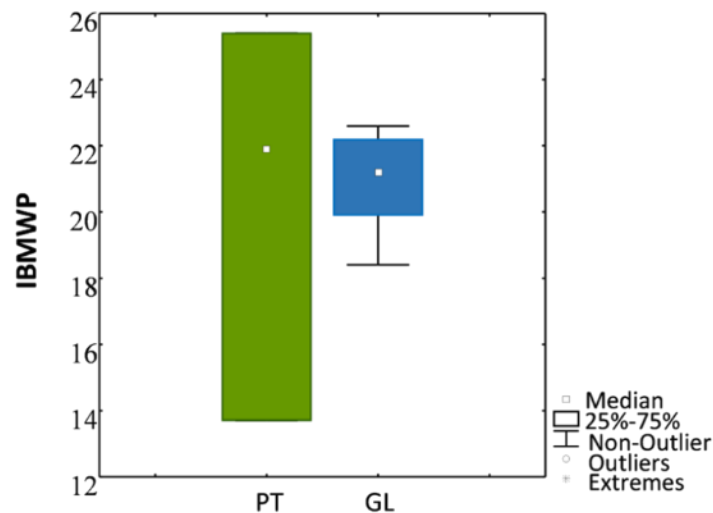
838 As altas pontuações do IBMWP em ambas as regiões, com 85% dos locais
839 apresentando qualidade biológica muito boa, alinham-se com pesquisas anteriores que
840 vinculam índices de monitoramento biológico a avaliações da qualidade da água. As
841 pontuações foram consistentemente altas nos locais de amostragem portugueses e
842 espanhóis, sem diferenças significativas detectadas entre as regiões (Kruskall-Wallis:
843 $KW-H(1;10) = 0,1169$, $p = 0,7324$; ANOVA: $F(1;8) = 0,064$, $p = 0,8066$) (Figura 3).
844 Esse padrão reflete ecossistemas preservados ou moderadamente impactados em ambas
845 as áreas, como observado por Menezes et al., (2010).

846 Dos 40 locais estudados, 34 (85%) foram classificados como tendo qualidade
847 biológica muito boa, abrangendo todos os locais da GL (100%) e a maioria dos locais na
848 região de Entre Douro e Minho (82%). No entanto, nos 18% restantes dos locais de Entre
849 Douro e Minho, a qualidade da água foi mais variada, abrangendo três classes de
850 qualidade: boa (9%), razoável (6%) e ruim (3%). Notavelmente, a variabilidade nas
851 pontuações do IBMWP foi maior para os locais portugueses em comparação com os da
852 GL, onde as pontuações exibiram variabilidade mínima, sugerindo condições mais
853 consistentes na região da GL (Figura 3).

854 A ausência de diferenças significativas entre os valores anuais do IBMWP na região
855 GL ao longo do período de sete anos do estudo ($KW-H(6;78) = 7,5447$, $p = 0,2734$;
856 $F(6;71) = 1,4357$, $p = 0,2132$) reforça ainda mais a estabilidade da qualidade da água
857 nesses ecossistemas (Figura 4). As tendências anuais mostraram alta variabilidade nos
858 primeiros anos (2010–2011), seguida por uma diminuição moderada na variabilidade nos
859 anos posteriores (2013–2016). Essa tendência, possivelmente influenciada por fatores
860 ambientais e de amostragem, sugere que, embora as medianas dos valores do IBMWP
861 tenham apresentado uma leve tendência de queda, essas flutuações não impactaram
862 significativamente a qualidade da água com base em indicadores biológicos
863 (macroinvertebrados) (Figura 4). Esses resultados, combinados com testes estatísticos
864 que não mostram diferenças significativas entre regiões ou ao longo dos anos, alinham-
865 se com os achados de Feio *et al.* (2014), que relataram que os índices biológicos
866 permanecem estáveis em regiões com usos do solo diversos, desde que os ecossistemas
867 estejam equilibrados. Apesar das diferenças na abundância e riqueza de
868 macroinvertebrados, as pontuações comparativamente altas do IBMWP em ambas as
869 regiões refletem a saúde geral e a estabilidade desses ecossistemas aquáticos.

870 Esses achados têm implicações diretas para as estratégias de gestão e conservação.
871 A maior riqueza de famílias e diversidade observada nos locais portugueses sugere que a
872 manutenção da heterogeneidade do habitat é crucial para suportar comunidades de
873 macroinvertebrados resilientes. Por outro lado, a dominância de poucas espécies
874 tolerantes nos locais da GL, apesar da maior abundância, indica que a gestão deve
875 priorizar medidas para aumentar a complexidade e a conectividade do habitat, a fim de
876 promover o equilíbrio ecológico. Na prática, os esforços de monitoramento podem focar
877 em locais estratégicos-chave em toda a Euroregião para identificar potenciais estressores
878 e implementar ações de restauração direcionadas, como a melhoria da mata ciliar (zona
879 *ripária*) ou o reflorestamento, que podem ajudar a manter ou melhorar a qualidade da
880 água.

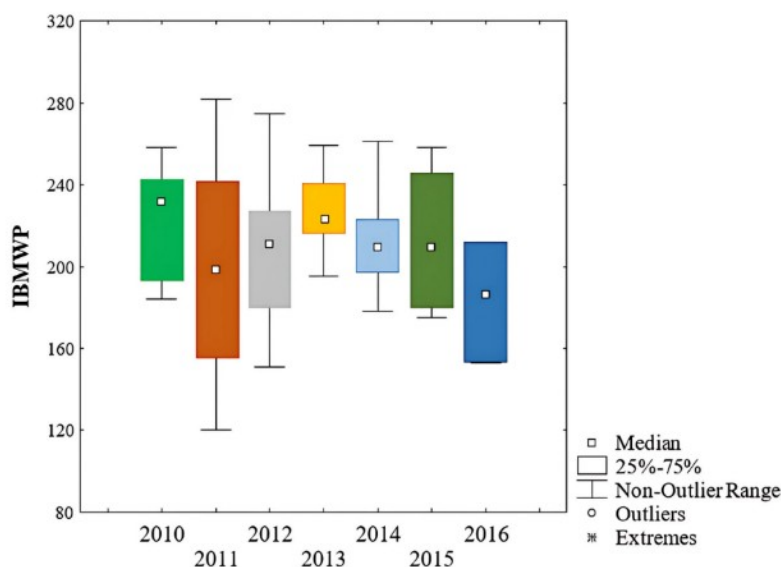
881



882

883 **Figura 3.** Gráfico boxplot (diagrama de caixa) mostrando a variação dos valores médios
884 anuais do IBMWP entre os anos (2010 a 2016) nas duas regiões estudadas (Entre Douro e Minho,
885 n=33; e Galiza, n=7). As extremidades inferior e superior das caixas representam os intervalos
886 interquartis (percentil 25 a 75), as barras de intervalo representam o máximo e o mínimo dos
887 valores não discrepantes (non-outliers), quadrados pequenos são as medianas, e pontos são os
888 valores discrepantes (outliers). Nenhuma diferença significativa foi detectada entre as regiões
889 (Kruskal-Wallis, $p = 0,73$; ANOVA, $p = 0,81$).

890



891
892
893
894
895
896
897

Figura 4. Gráfico boxplot (diagrama de caixa) mostrando a variação dos valores do IBMWP ao longo dos sete anos estudados (2010-2016) nos locais da Galiza. As extremidades inferior e superior das caixas representam os intervalos interquartis (percentil 25 a 75), as barras de intervalo representam o máximo e o mínimo dos valores não discrepantes (non-outliers), quadrados pequenos são as medianas, e pontos são os valores discrepantes (outliers). Não foram detectadas diferenças significativas entre os anos (Kruskal-Wallis, $p = 0,27$; ANOVA, $p = 0,21$).

898
899

3.2. Avaliação das métricas da paisagem

900
901
902
903
904
905
906
907

A análise das métricas da paisagem evidencia diferenças nas práticas de gestão do território entre a Galiza (GL) e Portugal (PT). Essas diferenças são particularmente notáveis para as áreas agrícolas e florestais. Um total de 42 métricas da paisagem, agrupadas em 11 categorias, foi calculado para diferentes usos do solo. Os valores foram comparados entre as duas regiões ($n=33$ para PT e $n=7$ para GL) usando o teste de Shapiro-Wilk (Figura 5). As comparações foram feitas usando o teste U de Mann-Whitney para distribuições não normais ou o teste t de Student para distribuições normais. Diferenças significativas ($p < 0,05$) foram encontradas em 13 métricas, destacadas com um asterisco (*) na Figura 5.

908
909
910
911
912
913
914
915

A GL apresentou uma maior porcentagem de manchas (patches) agrícolas $ppc_ (AGR)^*$. Em contraste, PT apresentou maiores porcentagens de manchas florestais $ppc_ (FOR)^*$ e maiores índices de diversidade em áreas florestais ($shdi_ (FOR)^*$). Discrepâncias na amplitude (range) dos valores entre as duas regiões são evidentes nos gráficos boxplot. A GL mostra uma amplitude menor para algumas métricas, apesar do seu menor tamanho amostral. Esses resultados sugerem que as práticas de gestão diferem entre as duas regiões, afetando a estrutura da paisagem e as funções ecológicas. PT apresenta maior diversidade de tipos de uso do solo, com uma mistura de manchas

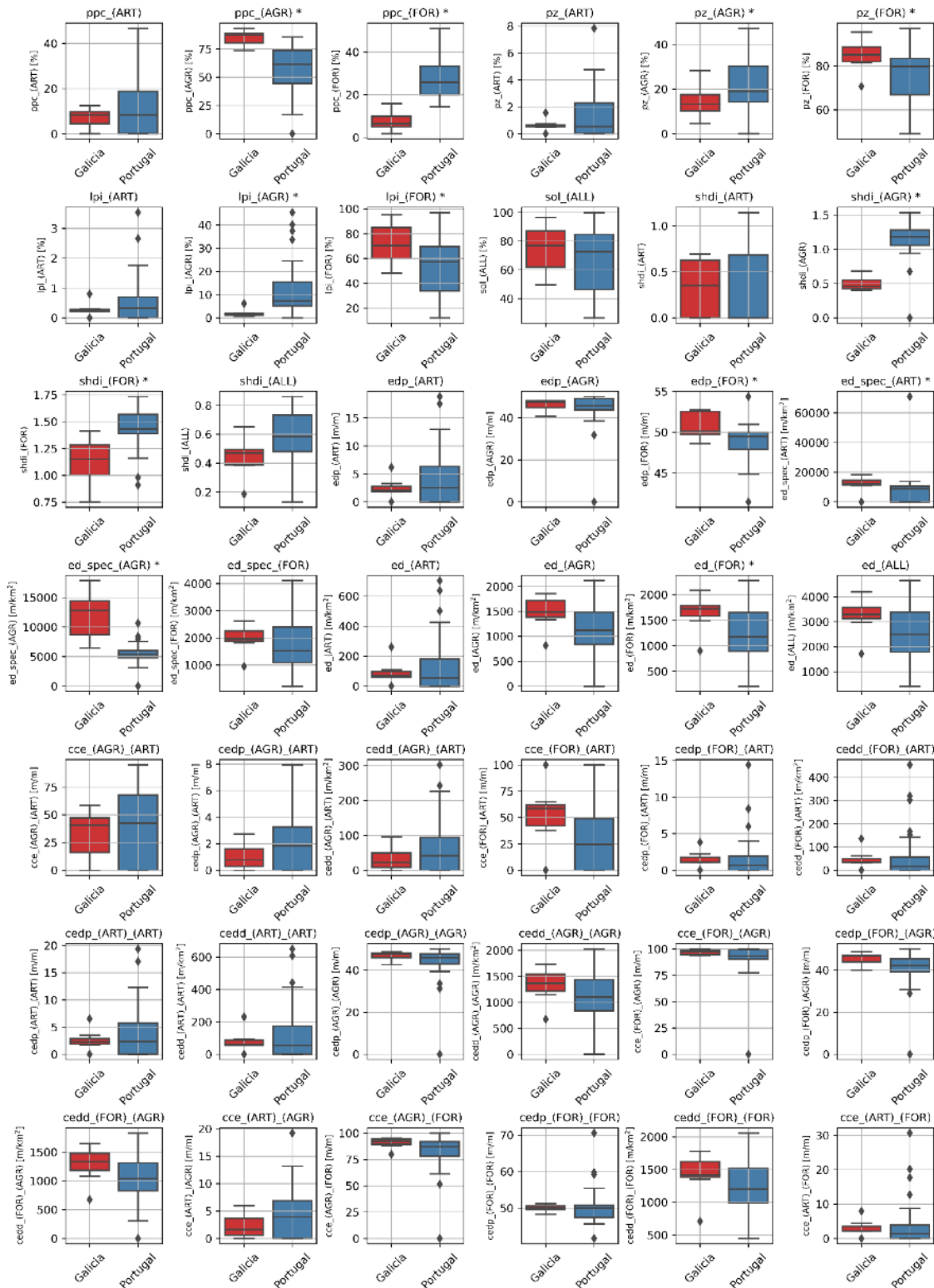
916 agrícolas e florestais. Essa diversidade pode contribuir para uma maior biodiversidade, o
917 que é consistente com os achados de estudos de Bieger *et al.*, (2017) e Dala-Corte *et al.*
918 (2020). Em contrapartida, a dominância de manchas agrícolas na GL reflete um estresse
919 pelo uso do solo. Isso pode explicar sua menor riqueza de macroinvertebrados, um padrão
920 similarmente relatado em bacias hidrográficas agrícolas por Marzin *et al.*, (2012). Este
921 estudo destaca a perda de terras florestais para a expansão agrícola, conforme observado
922 por outros estudos na área (Acuña-Alonso *et al.*, 2022). Os marcos regulatórios também
923 influenciam essas diferenças observadas. Na Galiza, o Regulamento do Domínio Público
924 Hidráulico (Espanha, 1986) e a Lei Florestal da Galiza (Galícia, 2012) historicamente
925 permitiram que terras florestais fossem convertidas para uso agrícola. Essas
926 regulamentações frequentemente priorizavam a produtividade agrícola em detrimento da
927 silvicultura. Como resultado, as áreas florestais diminuíram afetando negativamente a
928 conectividade e a biodiversidade ciliar (Acuña-Alonso *et al.*, 2022). Reverter terras
929 agrícolas para floresta é mais complexo. Isso só é permitido em terras agrícolas
930 abandonadas, registradas em um banco de terras por pelo menos dois anos, e requer
931 notificação prévia à autoridade florestal. O reflorestamento só é permitido sob condições
932 estritas. Estas incluem a proximidade de áreas florestais existentes ou a criação de
933 enclaves de até 5 hectares usando árvores folhosas decíduas. Esse quadro legal esteve em
934 vigor até sua recente alteração pela Lei de Recuperação de Terras Agrícolas da Galiza
935 (Galícia, 2011), que entrou em vigor após o período analisado neste estudo. Em contraste,
936 Portugal (PT) exibiu paisagens agrícolas e florestais mais diversas, que provavelmente
937 suportam uma comunidade ecológica mais rica e uma regulação da qualidade da água
938 aprimorada. Contudo, o tamanho amostral menor para a Galiza (GL) limita a
939 generalização desses achados, como destacado por Turner e Pham (2015). Estudos
940 futuros com conjuntos de dados maiores são necessários para confirmar esses padrões.

941 A análise também ressalta o impacto da fragmentação da propriedade da terra,
942 particularmente na GL. Como destacado por Corbelle-Rico & López-Iglesias (2024), a
943 propriedade fragmentada aumenta riscos como incêndios florestais e inundações,
944 complicando a gestão sustentável do território. Esses desafios enfatizam a necessidade de
945 estratégias de governança integrada que equilibrem os interesses agrícolas e florestais
946 (Sotirov; Arts, 2018), promovendo um equilíbrio entre a produção agrícola e a
947 conservação da biodiversidade, especialmente em áreas ecologicamente valiosas.

948 Do ponto de vista da gestão, essas diferenças na paisagem sublinham a
949 importância de um planejamento de uso do solo adaptado a cada realidade. Na GL,

950 estratégias para reduzir a expansão agrícola ou restaurar manchas florestais em zonas
951 ribeirinhas poderiam aumentar a conectividade e a capacidade de tamponamento (*buffer*),
952 mitigando o escoamento superficial (*runoff*) e melhorando a qualidade da água. Em PT,
953 preservar a diversidade de manchas florestais e agrícolas é essencial para manter os
954 serviços ecossistêmicos. Esses *insights* apoiam políticas de gestão integradas e
955 transfronteiriças que abordem tanto a conservação da biodiversidade quanto o uso
956 sustentável do solo, assegurando a proteção a longo prazo dos ecossistemas aquáticos.

957



958

959

960 **Figura 5.** Gráfico boxplot (diagrama de caixa) mostrando a variação dos valores das
 961 métricas da paisagem (Tabela 1) para a área de estudo de Portugal (n=33) e Galiza (n=7) dentro
 962 dos anos estudados.

963

964

3.3. Resultados globais dos modelos

A partir do script em Python, um total de 6.220.767 modelos de regressão linear foram testados para prever o IBMWP a partir das LSM (métricas da paisagem) em Portugal (n=33). Dentre estes, apenas 630 (0,01%) atenderam a todos os pressupostos da regressão linear, e suas métricas estatísticas e de desempenho são mostradas na Figura 6. Os valores individuais das métricas são fornecidos no Material Suplementar S1.3. De acordo com os limiares predefinidos do script, o VIF (Fator de Inflação da Variância) máximo entre os regressores foi inferior a 5, enquanto os valores-p para o poder explicativo do modelo e os coeficientes de regressão foram todos $< 0,05$. Os valores-p mínimos para a normalidade dos erros e a heterocedasticidade ficaram acima de 0,05, indicando que os resíduos seguiram uma distribuição normal e homocedástica. A autocorrelação espacial dos resíduos também foi próxima de zero, sugerindo nenhuma dependência espacial nos erros do modelo.

O MAPE (Erro Percentual Absoluto Médio) para as predições do IBMWP usando dados portugueses (calibração) variou de 22% a 52%, revelando um desempenho de calibração razoável (Mape-Cal, Figura 6). Para os dados galegos (validação), MAPE, PBIAS e NRMSD exibiram uma gama mais ampla de valores, mas ainda assim alcançaram uma classificação de alto desempenho de acordo com a Tabela 1.

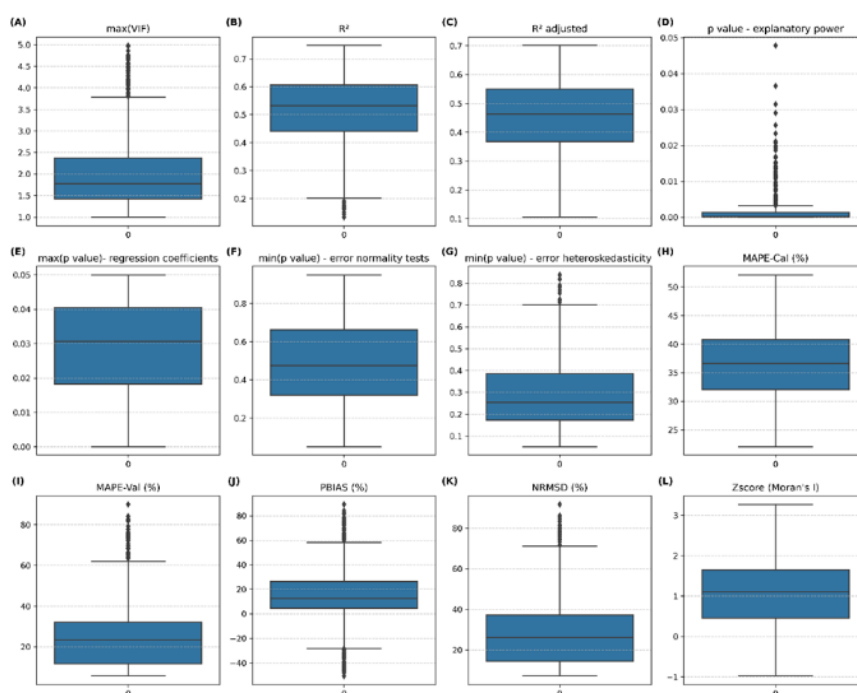
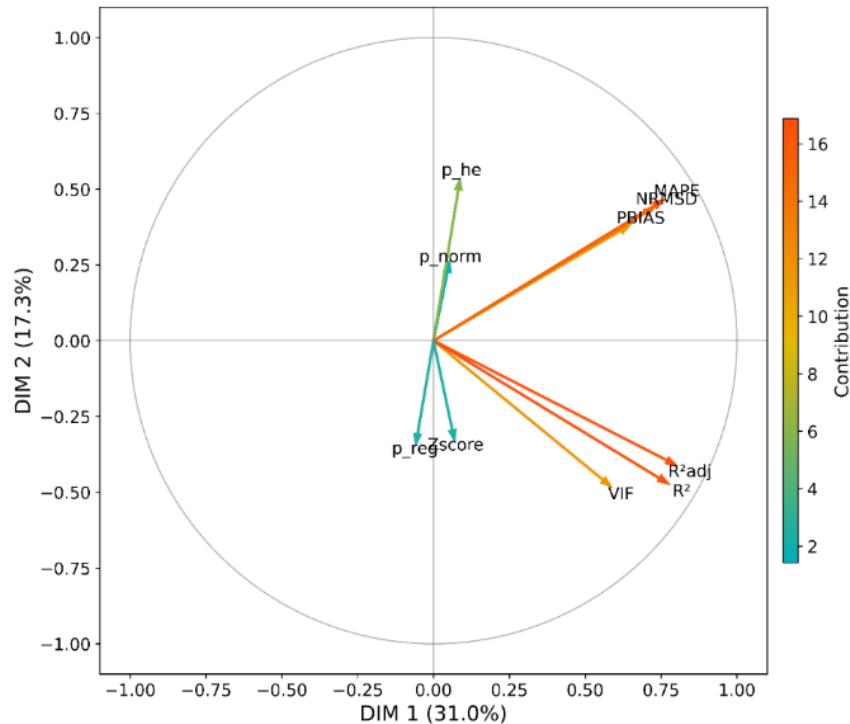


Figura 6. Gráfico boxplot (diagrama de caixa) mostrando a distribuição das variáveis estatísticas e das métricas de desempenho do modelo em todos os modelos de regressão linear. Os indicadores-chave incluem R^2 , R^2 ajustado, Fator de Inflação da Variância (VIF), valores-p de

988 normalidade dos erros e heterocedasticidade, Erro Percentual Absoluto Médio (MAPE), Viés
989 Percentual (PBIAS) e Desvio Quadrático Médio Normalizado (NRMSD). Essas métricas foram
990 usadas para selecionar os modelos com melhor desempenho e garantir a conformidade com os
991 pressupostos da regressão linear.

992



993

994 **Figura 7.** Diagrama de ordenação da PCA (Análise de Componentes Principais)
995 mostrando as relações entre as métricas estatísticas dos modelos de regressão linear (VIF, R², R²
996 ajustado, p_{reg}, Escore Z, p_{norm}) e os indicadores de desempenho da validação do modelo
997 (NRMSD, MAPE, PBIAS), no espaço representado pelos dois primeiros eixos, que explicaram a
998 porcentagem da variabilidade dos dados. O gradiente de cor denota a contribuição relativa de cada
999 variável, com cores mais quentes indicando contribuições maiores.

1000

1001 A Análise de Componentes Principais (PCA) clarificou ainda mais as relações
1002 entre as variáveis estatísticas, explicando 31% e 17,3% da variabilidade total através dos
1003 seus dois primeiros eixos (Dim1 e Dim2), respectivamente (Figura 7). Agrupamentos
1004 dominados por R², R² ajustado (R²_{adj}) e VIF indicaram fortes correlações positivas,
1005 enquanto as métricas de erro (MAPE, NRMSD e PBIAS) formaram um grupo distinto.
1006 Alinhamentos contrastantes (ex: entre p_{he} e Escore Z) revelaram correlações negativas,
1007 enquanto os vetores sugeridos (ex: entre p_{he} e R²) sugeriram associações fracas ou
1008 negligenciáveis.

1009

1010 No geral, esses resultados demonstram que as métricas da paisagem podem prever
1011 eficazmente a qualidade da água, fornecendo uma base robusta para decisões de gestão
baseadas em dados. Do ponto de vista prático, os gestores podem aplicar esses modelos

1012 para identificar áreas onde modificações na paisagem, como aumentar a conectividade de
1013 manchas (*patches*) florestais ou gerir terras agrícolas fragmentadas, são suscetíveis de
1014 produzir os maiores benefícios ecológicos. O desempenho consistente entre os conjuntos
1015 de dados de calibração e validação indica que certos modelos podem ser transferíveis
1016 entre regiões, apoiando uma gestão hídrica transfronteiriça coordenada.

1017 Finalmente, os mecanismos subjacentes a esses resultados, pelos quais a
1018 composição e a configuração da paisagem regulam o tamponamento (*buffering*)
1019 hidrológico, a retenção de sedimentos e a dinâmica de nutrientes, foram demonstrados
1020 anteriormente em bacias ibéricas (Fernandes et al., 2019). Esses processos sustentam o
1021 desempenho preditivo dos modelos de qualidade da água baseados na paisagem,
1022 reforçando sua utilidade para a gestão em escala regional e o planejamento espacial.

1023
1024

1025 **3.4. Melhores Modelos**

1026 Com base nos resultados da Figura 6, 12 modelos foram selecionados como os
1027 melhores, dentre os 630 obtidos do script Python. Estes foram selecionados com base nos
1028 quartis 25% e 75% das métricas estatísticas e de desempenho. Os respectivos critérios de
1029 seleção foram: um R^2 ajustado $> 0,55$; um MAPE-Cal $< 32,0\%$; MAPE-Val $< 11,6\%$;
1030 um $|PBIAS| < 9,9$ e um NRMSD (%) $> 14,5\%$. Para o valor-p mínimo dos testes de
1031 normalidade dos erros e o valor-p mínimo de heterocedasticidade, além dos modelos de
1032 saída já estarem acima de 0,05 (conforme exigido pela análise de regressão linear), foram
1033 selecionados valores $> 0,31$ e $> 0,17$, respectivamente. Para o Escore-Z do I de Moran do
1034 termo de erro, foram escolhidos apenas modelos entre -1,65 e 1,65, visto que estes
1035 indicam uma autocorrelação espacial aleatória. Na Tabela 4, é apresentada cada métrica
1036 do modelo, e na Figura 8, pode ser vista a distribuição de dispersão entre os valores
1037 observados e previstos do IBMWP. Além disso, no Material Suplementar S4, podem ser
1038 encontrados gráficos individuais para todos os 630 modelos.

1039 As métricas da paisagem retidas nos modelos de melhor desempenho possuem
1040 significado biológico. Assim, uma maior cobertura florestal e maior heterogeneidade da
1041 paisagem estão associadas a uma melhor qualidade do habitat ribeirinho, redução do
1042 escoamento (*runoff*) de sedimentos e nutrientes, e maior disponibilidade de matéria
1043 orgânica alóctone. Essas condições favorecem os táxons de macroinvertebrados
1044 sensíveis. Inversamente, métricas que refletem a dominância agrícola e a fragmentação
1045 estão ligadas ao aumento da poluição difusa e à simplificação do habitat, promovendo

1046 assembleias dominadas por táxons tolerantes (Fernandes *et al.*, 2019; Fernandes *et al.*,
1047 2020). Esses padrões reforçam a base ecológica dos modelos estatísticos e destacam a
1048 forte ligação entre a gestão do território e a integridade biótica fluvial em toda a
1049 Euroregião.

1050 O algoritmo para calcular os modelos de regressão linear foi executado para um
1051 máximo de 6 regressores; no entanto, os melhores modelos apresentaram de 4 a 5
1052 regressores, num total de 12 modelos (Tabela 4). Em comum, todos esses modelos têm
1053 um intercepto médio de 447, que é o IBMWP base. Os regressores apresentam o mesmo
1054 sinal (positivo ou negativo) em todos os modelos, o que representa consistência entre os
1055 modelos selecionados. O único regressor positivo é o *ppc_(AGR)*, a percentagem de
1056 manchas (patches) de uso agrícola, o que significa que ter áreas agrícolas fragmentadas
1057 protege os recursos hídricos, pois gera cargas contaminantes de escoamento inferiores em
1058 comparação com áreas agrícolas conectadas na mesma mancha de uso. Contudo, manchas
1059 florestais fragmentadas (*ppc_(FOR)*) diminuem a capacidade de reter contaminantes na
1060 transição terra-água (Thomas *et al.*, 2020). Os sinais dos regressores estão de acordo com
1061 a correlação entre as LSM e o IBMWP (Material Suplementar S1.4), exceto para o
1062 *lpi_(FOR)*, que é fracamente correlacionado com o IBMWP (pearson=0,09) e que
1063 apresenta coeficientes de regressão negativos. Embora os sinais sejam majoritariamente
1064 consistentes, não se deve interpretar cegamente que uma LSM com sinal negativo
1065 representa um fenômeno negativo na qualidade da água, uma vez que o sinal
1066 negativo/positivo resulta de uma abordagem estatística para ajustar o modelo. Além disso,
1067 as LSM podem retratar melhor os fenômenos que diminuem a qualidade da água quando
1068 usadas sob transformações ou em outros modelos não lineares.

1069

1070

1071

1072

1073

1074

1075

1076

1077

1078

1079

1080

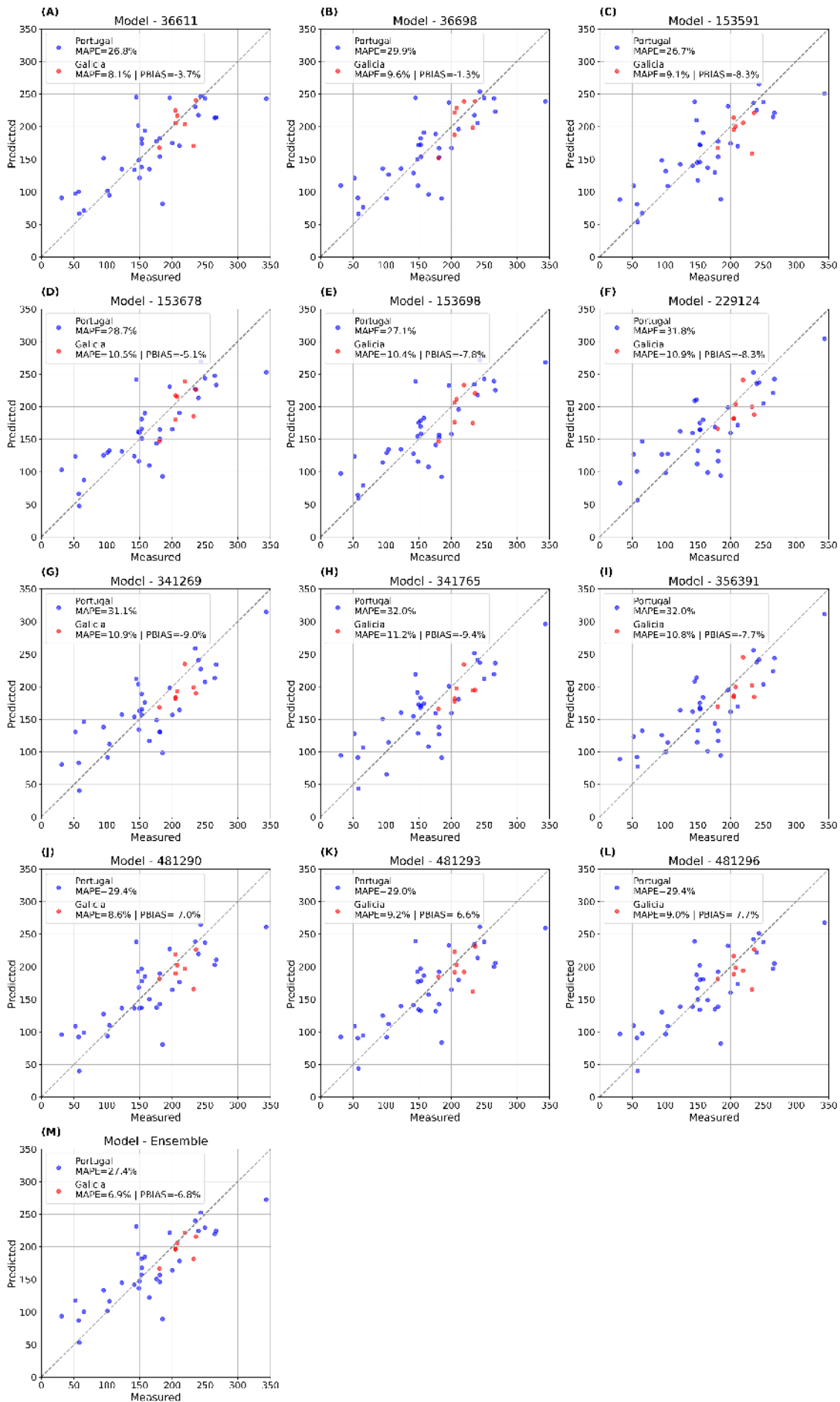
1081

Tabela 3. Desempenho dos modelos selecionados.

Model ID	36611	36698	153591	153678	153698	229124	341269	341765	356391	481290	481293	481296
n° of regressors	4	4	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5
Max (VIF)	1.77	2.38	2.27	3.29	3.28	2.55	1.90	1.73	2.28	1.56	1.65	1.58
R²	0.63	0.62	0.65	0.66	0.68	0.63	0.65	0.66	0.64	0.64	0.63	0.63
R² adjusted	0.57	0.56	0.58	0.60	0.62	0.56	0.59	0.59	0.58	0.57	0.56	0.56
max (p value) - regression coefficients	0.01	0.05	0.02	0.03	0.03	0.03	0.03	0.05	0.02	0.05	0.03	0.04
min (p value) - error normality tests	0.39	0.50	0.74	0.34	0.49	0.46	0.65	0.57	0.43	0.65	0.70	0.73
min (p value) - error heteroskedasticity	0.42	0.32	0.34	0.24	0.21	0.23	0.51	0.18	0.18	0.57	0.68	0.33
MAPE (Calibration) [%]	26.80	29.92	26.73	28.67	27.08	31.78	31.09	32.01	31.95	29.39	29.03	29.39
MAPE (validation) [%]	8.14	9.63	9.14	10.47	10.45	10.94	10.91	11.17	10.85	8.64	9.23	8.99
PBIAS [%]	3.74	1.33	8.27	5.05	7.82	8.27	9.04	9.36	7.70	6.98	6.61	7.68
NRMSD [%]	12.28	10.37	14.11	12.10	13.51	12.77	12.38	12.53	12.86	13.24	14.12	13.49
Zscore	0.71	1.60	0.40	1.23	1.65	1.06	1.08	1.00	1.05	0.86	0.90	1.25

1082

1083



1085 **Figura 8.** Gráficos de dispersão dos modelos de regressão linear selecionados com o
 1086 melhor desempenho (A–L) e o modelo ensemble (H), mostrando a relação entre os valores
 1087 observados e previstos do IBMWP. Os gráficos ilustram o ajuste do modelo, a precisão preditiva
 1088 e a consistência entre os conjuntos de dados de calibração (Portugal) e validação (Galiza).

1089 **Tabela 4.** Desempenho Validação de Modelos de Regressão baseada em indicadores de
 1090 qualidade

Model	36611	36698	153591	153678	153698	229124	341269	341765	356391	481290	481293	481296
Nº of regressors	4	4	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5
intercept	344. 7	459.1	465. 5	572.7	574.1	403. 7	379. 7	399. 4	409. 0	461. 5	452. 8	442. 1
ppc(ART)			-2.9	-2.4	-2.6							
pz_(ART)						-13.9						
ppc_(AGR)	1.9	1.3				2.4	2.2	1.5	2.5			
ppc_(FOR)			-1.8	-1.6	-1.6					-2.0	-2.1	-2.0
lpi_(ART)							-26.4	-23.7		-26.9	-31.8	-28.3
lpi_(FOR)			-1.1	-1.9	-1.9	-1.8	-1.6		-1.8			
sol_(ALL)	-1.0	-1.6						-1.6		-1.0	-0.9	-0.9
shdi_(ART)	-73.2		-62.7							-66.5	-72.7	-63.8
shdi_(ALL)		-		-	-							
6_edp_(AGR)	-4.4	196.1	-2.9	214.9	211.8							
6_edp_(ART)		-3.2		-2.4					-5.1			
cce_(AGR)_ (ART)						-1.0	-0.8	-0.7	-1.0			
cedp_(AGR)_ (AGR)										-3.1		
cedp_(FOR)_ (AGR)					-2.6	-5.4			-5.7		-3.1	
cce_(AGR)_ (FOR)							-2.5	-2.0				-1.5

1091
 1092
 1093

1094 4. Considerações Finais

1095 Contudo, a principal inovação deste método reside na sua capacidade de fundir
 1096 conceitos ecológicos tradicionais com tecnologias analíticas modernas, impulsionando
 1097 um avanço substancial nas práticas de conservação e gestão sustentável. Assim, a
 1098 integração de modelos estatísticos e o uso do índice IBMWP representam avanços
 1099 importantes na unificação de critérios de avaliação para a gestão de bacias hidrográficas
 1100 em toda a Eurorregião. Esta abordagem representa um marco no campo do
 1101 biomonitoramento, expandindo a sua aplicabilidade a uma vasta gama de cenários
 1102 ambientais.

1103 O estudo também enfatiza a necessidade de uma governança cooperativa, uma vez
 1104 que as disparidades atuais nas práticas de gestão da terra e da água entre Espanha e
 1105 Portugal dificultam a gestão eficaz e sustentável dos recursos. Os resultados alinham-se
 1106 com os achados de White *et al.*, (2021), que sublinham a importância de estruturas
 1107 estatísticas robustas para a modelagem ambiental, e de Gutiérrez-Rial *et al.*, (2023), que
 1108 defendem o uso de índices comuns em avaliações transfronteiriças.

1109 Os resultados sublinham a necessidade crítica de equilibrar a gestão do uso do solo
1110 com os objetivos de qualidade ecológica e hídrica. A conversão de terras florestais para
1111 agricultura, muitas vezes impulsionada por necessidades socioeconômicas, deve levar
1112 em conta os seus impactos a longo prazo nos ecossistemas fluviais, incluindo a perda de
1113 biodiversidade e o aumento do risco de inundações. Ao mesmo tempo, o estudo destaca
1114 a importância de implementar medidas adaptativas para mitigar os efeitos das mudanças
1115 climáticas e proteger a resiliência desses sistemas. Futuramente, a integração desses
1116 modelos em um quadro de governança regional, conforme proposto por Fernandes *et al.*,
1117 (2023), será essencial para avançar em estratégias de gestão sustentável da terra e da água
1118 que reflitam os desafios e oportunidades ambientais compartilhados pela Euroregião
1119 Galiza-Norte de Portugal. Apesar desses desafios, o estudo fornece *insights* valiosos
1120 sobre as relações entre as métricas de avaliação do modelo, indicadores estatísticos e
1121 características espaciais, oferecendo uma base sólida para a predição da qualidade da
1122 água em paisagens variadas.

1123 No geral, este estudo fornece *insights* acionáveis para formuladores de políticas e
1124 gestores de recursos hídricos. Ao vincular a configuração da paisagem com índices de
1125 qualidade da água baseados em macroinvertebrados, oferecemos orientação baseada em
1126 evidências para priorizar intervenções, como o reflorestamento ribeirinho, a restauração
1127 da conectividade e políticas adaptativas de uso do solo. Nossos achados alinham-se com
1128 evidências anteriores de que a configuração da paisagem (cobertura florestal,
1129 conectividade de manchas, fragmentação) exerce um controle primário sobre a
1130 integridade ecológica dos rios e, portanto, pode orientar medidas direcionadas de
1131 restauração e planejamento do uso do solo (Cortes *et al.*, 2013; Valle Junior *et al.*, 2015;
1132 Acuña-Alonso *et al.*, 2021). A integração dessas estratégias em um quadro de governança
1133 coordenado da Euroregião pode aumentar a resiliência às mudanças climáticas, proteger
1134 a biodiversidade e manter a qualidade da água nas bacias hidrográficas compartilhadas.

1135

1136 **5. Conclusões**

1137 Este estudo demonstra a importância de integrar métricas da paisagem e indicadores
1138 biológicos para avaliar a qualidade da água na Euroregião Galiza-Norte de Portugal.
1139 Nossos resultados revelam que as práticas de gestão do território influenciam diretamente
1140 a saúde ecológica fluvial: os locais da GL (Galiza), com maior abundância de
1141 macroinvertebrados, mas menor diversidade, refletem a dominância de paisagens

1142 agrícolas, ao passo que os locais de PT (Portugal), com maior diversidade e riqueza de
1143 famílias, ilustram os benefícios de mosaicos heterogêneos de uso do solo para a
1144 biodiversidade e para a regulação da qualidade da água.

1145 Modelos de regressão linear e análises de métricas da paisagem confirmam que a
1146 perda florestal e a expansão agrícola reduzem a riqueza ecológica, enquanto paisagens
1147 diversas e conectadas aumentam a resiliência do ecossistema. Apesar das diferenças
1148 regionais, as pontuações consistentemente altas do IBMWP indicam condições
1149 ecológicas geralmente robustas em toda a Euroregião.

1150 Esses resultados têm implicações práticas claras para a gestão da água e do território.
1151 Eles destacam a necessidade de estratégias de governança integradas e adaptativas que
1152 mantenham a heterogeneidade de habitat, apoiem a biodiversidade e mitiguem os
1153 impactos das mudanças no uso do solo. Os esforços de monitoramento e gestão podem
1154 focar em locais-chave para implementar ações de restauração direcionadas, como a
1155 melhoria da zona-tampão ribeirinha (mata ciliar) ou o reflorestamento, salvaguardando
1156 assim a qualidade da água e a resiliência ecológica em sistemas fluviais transfronteiriços.

1157

1158 **Materiais Suplementares:** As seguintes informações de apoio podem ser baixadas
1159 em <https://www.mdpi.com/article/10.3390/w17213088/s1>, S1: Script e arquivos de
1160 entrada; S1.2: análise de dados; S1.3: gráfico de dispersão de todos os modelos; S1.4:
1161 matriz de correlação.

1162

1163 **Contribuições dos Autores:** Conceituação: Gabriel F.M. Rosário; Xana Álvarez;
1164 Luís F. S. Fernandes; Simone Varandas; António C. P. Fernandes. Metodologia: Xana
1165 Álvarez; Fernando A. L. Pacheco; António C. P. Fernandes. Software: Gabriel F.M.
1166 Rosário; António C. P. Fernandes. Validação: Carolina Acuña-Alonso; Xana Álvarez;
1167 Vitor Pereira; Cátia Santos; Marisa de Oliveira Lopes; Simone Varandas. Análise formal:
1168 Gabriel F.M. Rosário; Carolina Acuña-Alonso; Xana Álvarez; Vitor Pereira; Cátia
1169 Santos; Marisa de Oliveira Lopes; Simone Varandas; António C. P. Fernandes.
1170 Investigação: Carolina Acuña-Alonso; Xana Álvarez; Vitor Pereira; Cátia Santos; Marisa
1171 de Oliveira Lopes. Recursos: Xana Álvarez; Simone Varandas. Curadoria de Dados:
1172 Vitor Pereira; Cátia Santos; Marisa de Oliveira Lopes; Simone Varandas; António C. P.
1173 Fernandes. Escrita – Rascunho Original: Gabriel F.M. Rosário; Carolina Acuña-Alonso;
1174 Xana Álvarez; Luís F. S. Fernandes; Daniela Terêncio; Vitor Pereira; Cátia Santos;
1175 Marisa de Oliveira Lopes; Fernando A. L. Pacheco; Guilherme R. Gorni; Simone

1176 Varandas; António C. P. Fernandes. Escrita – Revisão e Edição: Gabriel F.M. Rosário;
1177 Carolina Acuña-Alonso; Xana Álvarez; Luís F. S. Fernandes; Daniela Terêncio; Vitor
1178 Pereira; Cátia Santos; Marisa de Oliveira Lopes; Fernando A. L. Pacheco; Guilherme R.
1179 Gorni; Simone Varandas; António C. P. Fernandes. Visualização: Gabriel F.M. Rosário;
1180 Simone Varandas; António C. P. Fernandes. Supervisão: Simone Varandas; António C.
1181 P. Fernandes. Administração do projeto: Xana Álvarez; Luís F. S. Fernandes; Fernando
1182 A. L. Pacheco; Simone Varandas. Captação de recursos: Xana Álvarez; Simone
1183 Varandas.

1184

1185 **Declaração de Disponibilidade de Dados:** Os dados do CORINE Land Cover
1186 usados neste estudo estão publicamente disponíveis em [https://land.copernicus.eu/pan-](https://land.copernicus.eu/pan-european/corine-land-cover)
1187 [european/corine-land-cover](https://land.copernicus.eu/pan-european/corine-land-cover). As pontuações do IBMWP derivadas da amostragem de
1188 macroinvertebrados são fornecidas no Material Suplementar. O conjunto de dados
1189 completo de macroinvertebrados coletado no rio pelos autores está disponível com o
1190 autor correspondente mediante solicitação.

1191

1192 **Agradecimentos:** Os autores Fernando António Leal Pacheco, Luís Filipe Sanches
1193 Fernandes e Xana Álvarez Bermúdez agradecem o presente estudo, desenvolvido no
1194 âmbito do Acordo de Pesquisa firmado com a Universidade de Vigo em janeiro de 2023,
1195 para o projeto “Cooperação na gestão de recursos hídricos em bacias hidrográficas”. Os
1196 autores também agradecem o apoio financeiro da Coordenação de Aperfeiçoamento de
1197 Pessoal de Nível Superior (CAPES).

1198

1199 Referências

1200

1201 ACUÑA-ALONSO, Carolina *et al.* Modelling and Evaluation of Land Use Changes
1202 through Satellite Images in a Multifunctional Catchment: Social, Economic and
1203 Environmental Implications. **Ecological Informatics**, [S.l.], v. 71, p. 101777, 2022.
1204 Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2022.101777>. Acesso em: 19 dez. 2023.

1205

1206 ACUÑA-ALONSO, Carolina *et al.* Water Security and Watershed Management
1207 Assessed through the Modelling of Hydrology and Ecological Integrity: A Study in the
1208 Galicia-Costa (NW Spain). **Science of The Total Environment**, [S.l.], v. 759, p. 143905,
1209 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143905>. Acesso em: 07
1210 jun. 2024.

1211

1212 ADAMCZYK, Jan; TIEDE, Dirk. ZonalMetrics: A Python Toolbox for Zonal Landscape
1213 Structure Analysis. **Computers & Geosciences**, [S.l.], v. 99, p. 91-99, 2017. Disponível
1214 em: <https://doi.org/10.1016/j.cageo.2016.11.005>. Acesso em: 08 abr. 2023.
1215

1216 ALBA-TERCEDOR, Javier. Macroinvertebrados Acuáticos y Calidad de Las Aguas de
1217 Los Ríos. *In*: SIMPOSIO DEL AGUA EN ANDALUCÍA (SIAGA), 4., 1996, Almeria.
1218 **Actas...** Almeria: [s.n.], 1996. v. 2.
1219

1220 ALBA-TERCEDOR, Javier *et al.* Caracterización Del Estado Ecológico de Ríos
1221 Mediterráneos Ibéricos Mediante El Índice IBMWP (Antes BMWP'). **Limnetica**, [S.l.],
1222 v. 21, n. 3-4, p. 175-185, 2002. Disponível em: <https://doi.org/10.23818/limn.21.24>.
1223 Acesso em: 15 nov. 2022.
1224

1225 ALZUBAIDI, Laith *et al.* A Survey on Deep Learning Tools Dealing with Data Scarcity:
1226 Definitions, Challenges, Solutions, Tips, and Applications. **Journal of Big Data**, [S.l.],
1227 v. 10, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1186/s40537-023-00727-2>. Acesso em: 08
1228 out. 2024.
1229

1230 ANSELIN, Luc; KELEJIAN, Harry H. Testing for Spatial Error Autocorrelation in the
1231 Presence of Endogenous Regressors. **International Regional Science Review**, [S.l.], v.
1232 20, n. 1-2, p. 153-182, 1997. Disponível em:
1233 <https://doi.org/10.1177/016001769702000109>. Acesso em: 06 abr. 2024.
1234

1235 ARMITAGE, Patrick D. *et al.* The Performance of a New Biological Water Quality Score
1236 System Based on Macroinvertebrates over a Wide Range of Unpolluted Running-Water
1237 Sites. **Water Research**, [S.l.], v. 17, n. 3, p. 333-347, 1983. Disponível em:
1238 [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(83\)90188-4](https://doi.org/10.1016/0043-1354(83)90188-4). Acesso em: 21 set. 2024.
1239

1240 BERKING, Jonas. **Water Management in Ancient Civilizations**. Berlin: Edition Topoi,
1241 2018.
1242

1243 BHURTUN, Pranita *et al.* Understanding the Impact of the Changes in Weather
1244 Conditions on Surface Water Quality. **Science of the Total Environment**, [S.l.], v. 652,
1245 p. 1-13, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.246>. Acesso
1246 em: 02 fev. 2023.
1247

1248 BIEGER, Katrin *et al.* Introduction to SWAT+, a Completely Restructured Version of
1249 the Soil and Water Assessment Tool. **Journal of the American Water Resources
1250 Association**, [S.l.], v. 53, n. 1, p. 115-130, 2017. Disponível em:
1251 <https://doi.org/10.1111/1752-1688.12482>. Acesso em: 19 jul. 2024.
1252

1253 BRUMBERG, Hilary *et al.* Riparian Buffer Length Is More Influential than Width on
1254 River Water Quality: A Case Study in Southern Costa Rica. **Journal of Environmental
1255 Management**, [S.l.], v. 286, p. 112132, 2021. Disponível em:
1256 <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112132>. Acesso em: 13 mar. 2025.
1257

1258 CAMEIRA, Maria do Rosário; MOTA, M. Nitrogen Related Diffuse Pollution from
1259 Horticulture Production-Mitigation Practices and Assessment Strategies. **Horticulturae**,
1260 [S.l.], v. 3, n. 25, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/horticulturae3020025>.
1261 Acesso em: 15 set. 2023.

1262
1263 CAMPOS, José Nilson Bezerra. A Gestão Integrada Dos Recursos Hídricos: Uma
1264 Perspectiva Histórica. **Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais**, [S.l.],
1265 v. 1, p. 111, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.17565/gesta.v1i1.7109>. Acesso em:
1266 02 jan. 2025.

1267
1268 CARVALHO, Laurence *et al.* Protecting and Restoring Europe's Waters: An Analysis of
1269 the Future Development Needs of the Water Framework Directive. **Science of the Total**
1270 **Environment**, [S.l.], v. 658, p. 1228-1238, 2019. Disponível em:
1271 <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.255>. Acesso em: 22 ago. 2023.

1272
1273 CHATRABHUIJ, Navnath *et al.* Integration of Remote Sensing Data and GIS
1274 Technologies in River Management System. **Discover Geoscience**, [S.l.], v. 2, n. 67,
1275 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s44288-024-00080-8>. Acesso em: 23 mar.
1276 2025.

1277
1278 CLÉMENT, Fabien *et al.* Landscape Diversity and Forest Edge Density Regulate Stream
1279 Water Quality in Agricultural Catchments. **Ecological Indicators**, [S.l.], v. 72, p. 627-
1280 639, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.09.001>. Acesso em: 08
1281 fev. 2024.

1282
1283 CORBELLE-RICO, Eduardo; LÓPEZ-IGLESIAS, E. Farmland Abandonment and
1284 Afforestation-Socioeconomic and Biophysical Patterns of Land Use Change at the
1285 Municipal Level in Galicia, Northwest Spain. **Land**, [S.l.], v. 13, n. 9, p. 1394, 2024.
1286 Disponível em: <https://doi.org/10.3390/land13091394>. Acesso em: 19 jul. 2025.

1287
1288 CORTES, Rui M. V. *et al.* Tools for Bioindicator Assessment in Rivers: The Importance
1289 of Spatial Scale, Land Use Patterns and Biotic Integration. **Ecological Indicators**, [S.l.],
1290 v. 34, p. 460-477, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.06.004>.
1291 Acesso em: 08 fev. 2025.

1292
1293 COUTO-MENDOZA, Maria Teresa; VIEIRA-LANERO, R.; COBO, F. More
1294 Complexity Does Not Always Mean More Accuracy: The Case of IBMWP and METI in
1295 NW Spain. **Ecohydrology**, [S.l.], v. 8, n. 4, p. 595-609, 2015. Disponível em:
1296 <https://doi.org/10.1002/eco.1528>. Acesso em: 08 fev. 2025.

1297
1298 DAI, Zhimin *et al.* Elevated Temperature Shifts Soil N Cycling from Microbial
1299 Immobilization to Enhanced Mineralization, Nitrification and Denitrification across
1300 Global Terrestrial Ecosystems. **Global Change Biology**, [S.l.], v. 26, n. 9, p. 5267-5276,
1301 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/gcb.15211>. Acesso em: 18 abr. 2024.

1302
1303 DALA-CORTE, Renato B. *et al.* Thresholds of Freshwater Biodiversity in Response to
1304 Riparian Vegetation Loss in the Neotropical Region. **Journal of Applied Ecology**, [S.l.],
1305 v. 57, n. 7, p. 1391-1402, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13657>. Acesso em: 15 ago. 2023.

1306
1307
1308 DE MELLO, Kalara *et al.* Multicriteria Evaluation for Protected Area Definition Aiming
1309 at Water Quality Improvement. **Floresta e Ambiente**, [S.l.], v. 25, 2018. Disponível em:
1310 <https://doi.org/10.1590/2179-8087.013416>. Acesso em: 07 jan. 2025.

1311

1312 DEEPA, V. K. C. *et al.* Water Quality Simulation Using the WASP Model for
1313 Eutrophication Control in a South Indian Reservoir. **Water Practice and Technology**,
1314 [S.l.], v. 18, n. 11, p. 2740-2758, 2023. Disponível em:
1315 <https://doi.org/10.2166/wpt.2023.173>. Acesso em: 14 abr. 2025.
1316

1317 DOLÉDEC, Sylvain *et al.* Modelling the Hydraulic Preferences of Benthic
1318 Macroinvertebrates in Small European Stream. **Freshwater Biology**, [S.l.], v. 52, n. 1, p.
1319 145-164, 2006. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2006.01663.x>.
1320 Acesso em: 09 jul. 2023.
1321

1322 DWIVEDI, S.; SHIKHA, D. Water Pollution: Causes, Effects and Control. [S.l.: s.n.], v.
1323 16, 2016.
1324

1325 EEA – EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY. **Copernicus Land Monitoring**
1326 **Service - EU-DEM**. [S.l.]: EEA, [s.d.]. Disponível em: <https://land.copernicus.eu/>.
1327 Acesso em: 17 abr. 2024.
1328

1329 EKHOLM, Petri *et al.* Diffuse Sources Dominate the Sulfate Load into Finnish Surface
1330 Waters. **Science of The Total Environment**, [S.l.], v. 748, p. 141297, 2020. Disponível
1331 em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141297>. Acesso em: 13 mai. 2025.
1332

1333 ESPANHA. Real Decreto 849/1986, de 11 de Abril, Por El Que Se Aprueba El
1334 Reglamento Del Dominio Público Hidráulico. **Boletín Oficial del Estado**, Madrid, 1986.
1335 Disponível em: <https://www.boe.es/buscar/act.php?id=BOE-A-1986-10498>. Acesso em:
1336 11 set. 2024.
1337

1338 FANG, Shengyan *et al.* Identifying Critical Source Areas of Non-Point Source Pollution
1339 to Enhance Water Quality: Integrated SWAT Modeling and Multi-Variable Statistical
1340 Analysis to Reveal Key Variables and Thresholds. **Water Research**, [S.l.], v. 253, p.
1341 121286, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2024.121286>. Acesso em:
1342 12 jul. 2025.
1343

1344 FEIO, Maria João *et al.* Comparability of Ecological Quality Boundaries in the
1345 Mediterranean Basin Using Freshwater Benthic Invertebrates: Statistical Options and
1346 Implications. **Science of The Total Environment**, [S.l.], v. 476-477, p. 777-784, 2014.
1347 Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.07.08>. Acesso em: 06 mai. 2024.
1348

1349 FERNANDES, António C. P. *et al.* A Structural Equation Model to Predict
1350 Macroinvertebrate-Based Ecological Status in Catchments Influenced by Anthropogenic
1351 Pressures. **Science of the Total Environment**, [S.l.], v. 681, p. 242-257, 2019.
1352 Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.117>. Acesso em: 29 abr.
1353 2022.
1354

1355 FERNANDES, António C. P. *et al.* Effect of Landscape Metrics on Water Quality Over
1356 Three Decades: A Case Study of the Ave River Basin, Portugal. **WIT Transactions on**
1357 **Ecology and the Environment**, [S.l.], v. 242, p. 13-24, 2020. Disponível em:
1358 <https://doi.org/10.2495/WP200041>. Acesso em: 17 fev. 2023.
1359

1360 FERNANDES, António C. P. *et al.* The Role of Landscape Configuration, Season, and
1361 Distance from Contaminant Sources on the Degradation of Stream Water Quality in

1362 Urban Catchments. **Water**, [S.l.], v. 11, n. 10, p. 2025, 2019. Disponível em:
1363 <https://doi.org/10.3390/w11102025>. Acesso em: 02 nov. 2022.

1364

1365 FERNANDES, António C. P. *et al.* Water Quality Predictions through Linear Regression
1366 A Brute Force Algorithm Approach. **MethodsX**, [S.l.], v. 10, p. 102153, 2023. Disponível
1367 em: <https://doi.org/10.1016/j.mex.2023.102153>. Acesso em: 19 jul. 2024.

1368

1369 FERREIRA, Ana R. L. *et al.* Assessing Anthropogenic Impacts on Riverine Ecosystems
1370 Using Nested Partial Least Squares Regression. **Science of The Total Environment**,
1371 [S.l.], v. 583, p. 466-477, 2017. Disponível em:
1372 <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.106>. Acesso em: 19 jul. 2023.

1373

1374 FLOTEMERSCH, Joseph E. *et al.* A Watershed Integrity Definition and Assessment
1375 Approach to Support Strategic Management of Watersheds. **River Research and**
1376 **Applications**, [S.l.], v. 32, n. 7, p. 1654-1671, 2016. Disponível em:
1377 <https://doi.org/10.1002/rra.2978>. Acesso em: 09 jul. 2025.

1378

1379 FONSECA, Ana R. *et al.* From Catchment to Fish: Impact of Anthropogenic Pressures
1380 on Gill Histopathology. **Science of The Total Environment**, [S.l.], v. 550, p. 972-986,
1381 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.01.199>. Acesso em: 23
1382 fev. 2023.

1383

1384 FONSECA, Ana R. *et al.* The Impact of Freshwater Metal Concentrations on the Severity
1385 of Histopathological Changes in Fish Gills: A Statistical Perspective. **Science of The**
1386 **Total Environment**, [S.l.], v. 599-600, p. 217-226, 2017. Disponível em:
1387 <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.04.196>. Acesso em: 14 mar. 2024.

1388

1389 GALÍCIA (Comunidade Autónoma). Ley 6/2011, de 13 de Octubre, de Movilidad de
1390 Tierras. **Diario Oficial de Galicia**, [S.l.], 2011.

1391

1392 GALÍCIA (Comunidade Autónoma). Ley 7/2012, de 28 de Junio, de Montes de Galicia.
1393 **Diario Oficial de Galicia**, [S.l.], 2012.

1394

1395 GUADIE, Awoke *et al.* Effluent Quality and Reuse Potential of Urban Wastewater
1396 Treated with Aerobic-Anoxic System: A Practical Illustration for Environmental
1397 Contamination and Human Health Risk Assessment. **Journal of Water Process**
1398 **Engineering**, [S.l.], v. 40, p. 101891, 2021. Disponível em:
1399 <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2020.101891>. Acesso em: 03 fev. 2023.

1400

1401 GUTIÉRREZ-RIAL, Daniel *et al.* Freshwater Biodiversity Loss in Urbanised Rivers.
1402 **Ecological Indicators**, [S.l.], v. 156, p. 111150, 2023. Disponível em:
1403 <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.111150>. Acesso em: 02 jun. 2025.

1404

1405 HARDING, Alastair; PALUTIKOF, Jean. The Climate System. *In*: WOODWARD, J. C.
1406 (ed.). **The Physical Geography of the Mediterranean**. Oxford: Oxford University
1407 Press, 2009.

1408

1409 IBRAHIM, Hadeer *et al.* Evaluation and Prediction of Groundwater Quality for Irrigation
1410 Using an Integrated Water Quality Indices, Machine Learning Models and GIS

1411 Approaches: A Representative Case Study. **Water**, [S.l.], v. 15, n. 23, 2023. Disponível
1412 em: <https://doi.org/10.3390/w15040694>. Acesso em: 11 fev. 2025.

1413

1414 JAYARAMAN, Prakash *et al.* Critical Review on Water Quality Analysis Using IoT and
1415 Machine Learning Models. **International Journal of Information Management Data**
1416 **Insights**, [S.l.], v. 4, n. 1, p. 100210, 2024. Disponível em:
1417 <https://doi.org/10.1016/j.jjime.2023.100210>. Acesso em: 25 fev. 2025.

1418

1419 JAYASUMANA, Channa *et al.* Presence of Arsenic in Agrochemicals and Their
1420 Association with the Agricultural Chronic Kidney Disease in Sri Lanka. **Journal of**
1421 **Toxicology and Health**, [S.l.], v. 104, p. 352-361, 2014.

1422

1423 KHATRI, Nidhi; TYAGI, Sanjeev. Influences of Natural and Anthropogenic Factors on
1424 Surface and Groundwater Quality in Rural and Urban Areas. **Frontiers in Life Science**,
1425 [S.l.], v. 8, n. 1, p. 23-39, 2015. Disponível em:
1426 <https://doi.org/10.1080/21553769.2014.933716>. Acesso em: 25 jan. 2024.

1427

1428 KRAEMER, C.; PANDA, S. Automatic ArcHydro for Watershed Delineation. *In*:
1429 GEORGIA WATER RESOURCES CONFERENCE, 2009. **Proceedings...** University of
1430 Georgia: [s.n.], 2009.

1431

1432 LEWIS, Edward W.; STADDON, Chad; SIRUNDA, J. Urban Water Management
1433 Challenges and Achievements in Windhoek, Namibia. **Water Practice & Technology**,
1434 [S.l.], v. 14, p. 703-713, 2019.

1435

1436 LI, Li; ZHENG, Binghui; LIU, L. Biomonitoring and Bioindicators Used for River
1437 Ecosystems: Definitions, Approaches and Trends. **Procedia Environmental Sciences**,
1438 [S.l.], v. 2, p. 1510-1524, 2010. Disponível em:
1439 <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2010.10.164>. Acesso em: 17 fev. 2023.

1440

1441 LI, Peiyue; WU, Jianhua. Drinking Water Quality and Public Health. **Exposure and**
1442 **Health**, [S.l.], v. 11, p. 73-79, 2019. Disponível em: [https://doi.org/10.1007/s12403-019-](https://doi.org/10.1007/s12403-019-00299-8)
1443 [00299-8](https://doi.org/10.1007/s12403-019-00299-8). Acesso em: 22 ago. 2024.

1444

1445 LI, Yikang *et al.* Livestock Grazing Significantly Accelerates Soil Erosion More than
1446 Climate Change in Qinghai-Tibet Plateau: Evidenced from ¹³⁷Cs and ²¹⁰Pbex
1447 Measurements. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, [S.l.], v. 285, p. 106643,
1448 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.106643>. Acesso em: 22 ago.
1449 2024.

1450

1451 LV, Heng *et al.* Water Resource Synergy Management in Response to Climate Change
1452 in China: From the Perspective of Urban Metabolism. **Resources, Conservation and**
1453 **Recycling**, [S.l.], v. 163, p. 105095, 2020. Disponível em:
1454 <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2020.105095>. Acesso em: 07 mai. 2023.

1455

1456 MARTINS, Luis *et al.* An Assessment of Groundwater Contamination Risk with Radon
1457 Based on Clustering and Structural Models. **Water**, [S.l.], v. 11, n. 6, p. 1107, 2019.
1458 Disponível em: <https://doi.org/10.3390/w11051107>. Acesso em: 09 mai. 2024.

1459

1460 MARZIN, Anahita *et al.* Ecological Assessment of Running Waters: Do Macrophytes,
1461 Macroinvertebrates, Diatoms and Fish Show Similar Responses to Human Pressures?
1462 **Ecological Indicators**, [S.l.], v. 23, p. 56-65, 2012.
1463

1464 MCGARIGAL, Kevin. **FRAGSTATS**: Spatial Pattern Analysis Program for Quantifying
1465 Landscape Structure. Portland: US Department of Agriculture, Forest Service, Pacific
1466 Northwest Research Station, 1995.
1467

1468 MENEZES, Sónia; BAIRD, Donald J.; SOARES, Amadeu M. V. M. Beyond Taxonomy:
1469 A Review of Macroinvertebrate Trait-based Community Descriptors as Tools for
1470 Freshwater Biomonitoring. **Journal of Applied Ecology**, [S.l.], v. 47, n. 4, p. 711-719,
1471 2010.
1472

1473 MESHESHA, Tesfaye W.; WANG, J.; MELAKU, N. D. Modelling Spatiotemporal
1474 Patterns of Water Quality and Its Impacts on Aquatic Ecosystem in the Cold Climate
1475 Region of Alberta, Canada. **Journal of Hydrology**, [S.l.], v. 587, p. 124952, 2020.
1476 Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2020.124952>. Acesso em: 01 jul. 2023.
1477

1478 MOHAMADI, M. A.; KAVIAN, A. Effects of Rainfall Patterns on Runoff and Soil
1479 Erosion in Field Plots. **International Soil and Water Conservation Research**, [S.l.], v.
1480 3, p. 180-188, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2015.10.001>. Acesso
1481 em: 02 ago. 2024.
1482

1483 MONTAÑO, Juan J. *et al.* Using the R-MAPE Index as a Resistant Measure of Forecast
1484 Accuracy. **Psicothema**, [S.l.], v. 25, n. 4, p. 500-506, 2013. Disponível em:
1485 <https://doi.org/10.7334/psicothema2013.23>. Acesso em: 14 dez. 2023.
1486

1487 MOSTERT, Erik. The European Water Framework Directive and Water Management
1488 Research. **Physics and Chemistry of the Earth**, [S.l.], v. 28, n. 12-13, p. 529-536, 2003.
1489 Disponível em: [https://doi.org/10.1016/S1474-7065\(03\)00089-5](https://doi.org/10.1016/S1474-7065(03)00089-5). Acesso em: 19 fev.
1490 2023.
1491

1492 MUHAMMAD, Nawaz *et al.* Assessment of Industrial Wastewater for Potentially Toxic
1493 Elements, Human Health (Dermal) Risks, and Pollution Sources: A Case Study of
1494 Gadoon Amazai Industrial Estate, Swabi, Pakistan. **Journal of Hazardous Materials**,
1495 [S.l.], v. 419, p. 126450, 2021. Disponível em:
1496 <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126450>. Acesso em: 02 out. 2022.
1497

1498 MUMMIDIVARAPU, S. K.; REHANA, S.; RAO, Y. R. S. Mapping and Assessment of
1499 River Water Quality under Varying Hydro-Climatic and Pollution Scenarios by
1500 Integrating QUAL2K, GEFC, and GIS. **Environmental Research**, [S.l.], v. 239, p.
1501 117250, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.117250>. Acesso em:
1502 02 abr. 2024.
1503

1504 MUNNÉ, Antoni; PRAT, Narcís. Use of Macroinvertebrate-Based Multimetric Indices
1505 for Water Quality Evaluation in Spanish Mediterranean Rivers: An Intercalibration
1506 Approach with the IBMWP Index. **Hydrobiologia**, [S.l.], v. 628, p. 203-225, 2009.
1507 Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10750-009-9757-1>. Acesso em: 17 nov. 2023.
1508

1509 PAGÉS VALCARLOS, J. L. Origen y Evolución Geomorfológica de Las Rías Atlánticas
1510 de Galicia. **Revista de la Sociedad Geológica de España**, [S.l.], v. 13, n. 3-4, p. 393-
1511 403, 2000.

1512
1513 PEDROSA, A. de S. *et al.* **Livro-Guia Da Viagem de Estudo Ao Litoral Norte e Serras**
1514 **Do Noroeste Português**. [S.l.: s.n.], 2010.

1515
1516 PÉREZ ANDRÉS, Noemí; MARTÍNEZ SANTA-MARIA, C.; FERNÁNDEZ YUSTE,
1517 J. Are Wasterwater Treatment Plants Modifying Our Rivers? **Cuadernos de la Sociedad**
1518 **Española de Ciencias Forestales**, [S.l.], v. 45, p. 17-28, 2019.

1519
1520 PIÇARRA, José M. *et al.* Silurian Graptolite Biostratigraphy of the Galicia Trás-Os-
1521 Montes Zone (Spain and Portugal). **GFF**, [S.l.], v. 128, n. 2, p. 185-188, 2006.

1522
1523 QUEIJEIRO, J.; BLANCO, D.; ALVAREZ, C. Climatic Zoning and Viticulture in
1524 Galicia (North West Spain). *In*: INTERNATIONAL TERROIR CONGRESS, 6., 2006.
1525 **Proceedings...** [S.l.: s.n.], 2006. p. 34-39.

1526
1527 RASHID, J. *et al.* Heart Disease Diagnosis Using the Brute Force Algorithm and Machine
1528 Learning Techniques. **Computers, Materials and Continua**, [S.l.], v. 74, n. 1, 2022.
1529 Disponível em: <https://doi.org/10.32604/CMC.2022.026064>. Acesso em: 23 mar. 2024.

1530
1531 REHANA, Shaik; SIREESHA NAIDU, G. Development of Hydro-Meteorological
1532 Drought Index under Climate Change – Semi-Arid River Basin of Peninsular India.
1533 **Journal of Hydrology**, [S.l.], v. 594, p. 125973, 2021. Disponível em:
1534 <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2021.125973>. Acesso em: 04 jun. 2022.

1535
1536 REID, Andrea J. *et al.* Emerging Threats and Persistent Conservation Challenges for
1537 Freshwater Biodiversity. **Biological Reviews**, [S.l.], v. 94, n. 3, p. 849-873, 2019.

1538 RIBEIRO, Orlando; BARROS, J.; DAVEAU, S. **Portugal, o Mediterrâneo e o**
1539 **Atlântico**. 4. ed. Lisboa: João Sá da Costa, 1986.

1540
1541 RIYAD, W. A. *et al.* Comparative Evaluation of Numerous Optimization Algorithms for
1542 Compiling Travel Salesman Problem. **Journal of Advanced Research in Dynamical**
1543 **and Control Systems**, [S.l.], v. 12, p. 877-883, 2020.

1544
1545 ROHITH, A. N. *et al.* Prioritizing Conservation Practice Locations for Effective Water
1546 Quality Improvement Using the Agricultural Conservation Planning Framework (ACPF)
1547 and the Soil and Water Assessment Tool (SWAT). **Journal of Environmental**
1548 **Management**, [S.l.], v. 349, p. 119514, 2024. Disponível em:
1549 <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.119514>. Acesso em: 01 fev. 2024.

1550
1551 SALIS, H. H. *et al.* Hydrologic Modeling for Sustainable Water Resources Management
1552 in Urbanized Karst Areas. **International Journal of Environmental Research and**
1553 **Public Health**, [S.l.], v. 16, n. 14, p. 2542, 2019. Disponível em:
1554 <https://doi.org/10.3390/ijerph16142542>. Acesso em: 02 fev. 2024.

1555
1556 SANTOS, Rute M. B. *et al.* Seasonal Effect of Land Use Management on Gill
1557 Histopathology of Barbel and Douro Nase in a Portuguese Watershed. **Science of The**

1558 **Total Environment**, [S.l.], v. 764, p. 142869, 2021. Disponível em:
1559 <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142869>. Acesso em: 11 set. 2022.

1560
1561 SANTOS, Rute M. B. *et al.* Water Resources Planning for a River Basin with Recurrent
1562 Wildfires. **Science of The Total Environment**, [S.l.], v. 526, p. 1-13, 2015. Disponível
1563 em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.04.058>. Acesso em: 02 nov. 2023.

1564
1565 SHRAVAN KUMAR, S. M. *et al.* Spatio-Temporal Analysis of Riverbank Changes
1566 Using Remote Sensing and Geographic Information System. **Physics and Chemistry of**
1567 **the Earth, Parts A/B/C**, [S.l.], v. 136, p. 103692, 2024. Disponível em:
1568 <https://doi.org/10.1016/j.pce.2024.103692>. Acesso em: 25 fev. 2025.

1569
1570 SIOSE. **Sistema de Información de Ocupación del Suelo de España**. Ministerio de
1571 Transportes, Movilidad y Agenda Urbana, 2017. Disponível em: <https://www.siose.es/>.
1572 Acesso em: 15 jan. 2023.

1573
1574 SKOULIKARIS, Charalampos; ZAFIRAKOU, A. River Basin Management Plans as a
1575 Tool for Sustainable Transboundary River Basins' Management. **Environmental**
1576 **Science and Pollution Research**, [S.l.], v. 26, p. 14835-14848, 2019. Disponível em:
1577 <https://doi.org/10.1007/s11356-019-04122-4>. Acesso em: 07 dez. 2023.

1578
1579 SOTIROV, Metodi; ARTS, Bas. Integrated Forest Governance in Europe: An
1580 Introduction to the Special Issue on Forest Policy Integration and Integrated Forest
1581 Management. **Land Use Policy**, [S.l.], v. 79, p. 960-967, 2018. Disponível em:
1582 <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.03.042>. Acesso em: 26 out. 2022.

1583
1584 TAYE, Mohammad M. Understanding of Machine Learning with Deep Learning:
1585 Architectures, Workflow, Applications and Future Directions. **Computers**, [S.l.], v. 12,
1586 n. 5, p. 91, 2023.

1587
1588 TERÊNCIO, Daniela P. S. *et al.* Flood Risk Attenuation in Critical Zones of Continental
1589 Portugal Using Sustainable Detention Basins. **Science of The Total Environment**, [S.l.],
1590 v. 721, p. 137727, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137727>.
1591 Acesso em: 09 jul. 2022.

1592
1593 TERRY, Julie; LINDENSCHMIDT, Karl-Erich. Water Quality and Flow Management
1594 Scenarios in the Qu'appelle River-Reservoir System Using Loosely Coupled WASP and
1595 CE-QUAL-W2 Models. **Water**, [S.l.], v. 15, n. 11, 2005, 2023.

1596
1597 THOMAS, Amy *et al.* Fragmentation and Thresholds in Hydrological Flow-Based
1598 Ecosystem Services. **Ecological Applications**, [S.l.], v. 30, n. 2, e02046, 2020.
1599 Disponível em: <https://doi.org/10.1002/eap.2046>. Acesso em: 15 abr. 2023.

1600
1601 TURNER, Sarah; PHAM, Thu-Thuy-Hang. "Nothing Is like It Was before": The
1602 Dynamics between Land-Use and Land-Cover, and Livelihood Strategies in the Northern
1603 Vietnam Borderlands. **Land**, [S.l.], v. 4, n. 4, p. 1030-1059, 2015.

1604
1605 UNIÃO EUROPEIA. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the
1606 Council of 23 October 2000 Establishing a Framework for Community Action in the Field
1607 of Water Policy. **Official Journal of the European Communities**, [S.l.], L 327, 2000.

1608
1609 UUEMAA, Evelyn; ROOSAARE, J.; MANDER, Ü. Landscape Metrics as Indicators of
1610 River Water Quality at Catchment Scale. **Hydrology Research**, [S.l.], v. 38, n. 2, p. 125-
1611 138, 2007.

1612
1613 VALLE JUNIOR, Renato F. *et al.* Impacts of Land Use Conflicts on Riverine
1614 Ecosystems. **Land Use Policy**, [S.l.], v. 43, p. 48-62, 2015. Disponível em:
1615 <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2014.10.015>. Acesso em: 02 fev. 2026.

1616
1617 VILLAR-RÚA, S.; ACUÑA-ALONSO, Carolina; ÁLVAREZ, Xana. Estimation of the
1618 Ecological Integrity of the Guadiana River Using Partial Least Squares Path Modelling
1619 and Simulation Scenarios. **Science of The Total Environment**, [S.l.], v. 954, p. 176305,
1620 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.176305>. Acesso em: 02
1621 fev. 2026.

1622
1623 VOZA, D. *et al.* Application of Multivariate Statistical Techniques in the Water Quality
1624 Assessment of Danube River, Serbia. **Archives of Environmental Protection**, [S.l.], v.
1625 41, n. 4, p. 96-103, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1515/aep-2015-0044>. Acesso
1626 em: 02 fev. 2026.

1627
1628 WARRINGTON, B. M. *et al.* Forestry Best Management Practices Relationships with
1629 Aquatic and Riparian Fauna: A Review. **Forests**, [S.l.], v. 8, n. 9, p. 331, 2017.

1630
1631 WHITE, Jeremy *et al.* Towards Improved Environmental Modeling Outcomes: Enabling
1632 Low-Cost Access to High-Dimensional, Geostatistical-Based Decision-Support
1633 Analyses. **Environmental Modelling & Software**, [S.l.], v. 139, p. 105022, 2021.
1634 Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2021.105022>. Acesso em: 02 fev. 2026.

1635
1636 WIDIANINGSIH, Ida; RISWANDA, R.; PASKARINA, C. Governing Water, Engaging
1637 Community: Indonesian Water Security Roadmap. **Journal of Governance**, [S.l.], v. 5,
1638 n. 2, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.31506/jog.v5i2.9301>. Acesso em: 02 fev.
1639 2026.

1640
1641 ZEHRA, R. *et al.* Spatio-Temporal Investigation of Physico-Chemical Water Quality
1642 Parameters Based on Comparative Assessment of QUAL 2Kw and WASP Model for the
1643 Upper Reaches of Yamuna River. **Environmental Monitoring and Assessment**, [S.l.],
1644 v. 195, p. 1-14, 2023.

1645
1646 ZHANG, Y. *et al.* Non-Point Source Pollution in Response to Rural Transformation
1647 Development: A Comprehensive Analysis of China's Traditional Farming Area. **Journal**
1648 **of Rural Studies**, [S.l.], v. 79, p. 242-255, 2020. DOI: 10.1016/j.jrurstud.2020.10.010.

1649
1650 ZHANG, Y. *et al.* Utility of a Macroinvertebrate-Based Multimetric Index in Subtropical
1651 Shallow Lakes. **Ecological Indicators**, [S.l.], v. 106, p. 105527, 2019. Disponível em:
1652 <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105527>. Acesso em: 01 mar. 2024.

1653
1654 ZHAO, Jian *et al.* Review of the Relationship between Regional Landscape Pattern and
1655 Surface Water Quality. **Acta Ecologica Sinica**, [S.l.], v. 31, p. 3180-3189, 2011.

1656

1657 ZÖRB, Christian; SENBAYRAM, Mehmet; PEITER, Edgar. Potassium in Agriculture -
1658 - Status and Perspectives. **Journal of Plant Physiology**, [S.l.], v. 171, n. 9, p. 656-669,
1659 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jplph.2013.08.008>. Acesso em: 02 fev.
1660 2025.

1661

1662

1663

1664

1665

1666

1667

1668

1669

1670

1671

1672

1673

1674

1675

1676

1677

1678

1679

1680

1681

1682

1683

1684

1685

1686

1687

1688

1689

1690

1691

1692

1693

1694

1695

1696

1697

1698

1699

CAPÍTULO 2

1700

1701

1702 **A estrutura da paisagem como principal determinante da diversidade taxonômica** 1703 **e funcional em comunidades de macroinvertebrados bentônicos de riachos de** 1704 **montanha mediterrâneos**

1705

1706 **Resumo**

1707 A crescente degradação dos ecossistemas aquáticos de montanha, impulsionada por
1708 atividades antrópicas, exige abordagens de biomonitoramento que integrem múltiplas
1709 escalas espaciais. A teoria dos "filtros ambientais" postula que a paisagem atua como o
1710 condicionante primário na estruturação das comunidades biológicas. Nesse contexto, este
1711 estudo investigou a influência da estrutura da paisagem, em contraposição a fatores físico-
1712 químicos e hidromorfológicos locais, sobre a diversidade taxonômica e funcional de
1713 macroinvertebrados bentônicos. A pesquisa foi conduzida em 33 cursos de água de
1714 cabeceira nas sub-bacias dos rios Ambroz, Jerte e Tiétar (Serra de Gredos, Espanha). A
1715 avaliação metodológica integrou parâmetros físico-químicos, caracterização
1716 hidromorfológica através do *River Habitat Survey* (RHS), métricas de paisagem
1717 processadas via SIG e FRAGSTATS, e a avaliação da comunidade macrobentônica pelos
1718 índices EPT e IBMWP. Os dados foram analisados por meio de Análises de Redundância
1719 (RDA) e Particionamento de Variância (pRDA). No total, foram identificados 76.759
1720 organismos distribuídos em 78 famílias, com todos os locais alcançando a classificação
1721 de qualidade "Excelente" pelo IBMWP. O particionamento de variância revelou que as
1722 métricas de paisagem explicaram a maior fração da variância biológica observada
1723 (30,6%), superando o peso das variáveis físico-químicas (29,0%) e dos índices
1724 hidromorfológicos (24,9%). Constatou-se que pressões específicas da matriz do entorno,
1725 como a agricultura intensiva (fruticultura) e o pastoreio em altitude, atuam como filtros
1726 ambientais severos que condicionam a composição das comunidades, mesmo em águas
1727 com parâmetros físico-químicos estáveis. Conclui-se que a integridade biótica em
1728 sistemas lóticos de montanha é predominantemente governada pelo uso do solo à escala
1729 da bacia, reforçando a premissa de que intervenções de restauração apenas em escala local
1730 são insuficientes se a matriz da paisagem permanecer degradada.

1731

1732 **Palavras-chave:** Bioindicadores; Filtros Ambientais; Macroinvertebrados Bentônicos;
1733 Ecologia da Paisagem; Serra de Gredos; Qualidade da Água.

1734

1735

1736

1737

1738

1739 **1.Introdução**

1740 Historicamente, os ecossistemas aquáticos desempenharam um papel fundamental
1741 no desenvolvimento humano, provendo recursos hídricos essenciais para atender tanto a
1742 demandas quantitativas quanto qualitativas. No entanto, manter esses sistemas saudáveis
1743 e funcionais diante do crescimento da população humana e das mudanças climáticas
1744 tornou-se um dos maiores desafios sociais no planejamento e gestão dos recursos para
1745 assegurar a sustentabilidade em longo prazo. Conforme López-Moreno *et al.* (2024), a
1746 variabilidade na cobertura de neve nas montanhas espanholas tem alterado
1747 significativamente o regime hidrológico de bacias de cabeceira. Nesse cenário, as várias
1748 atividades antrópicas, como a mineração, construção de barragens e a poluição por
1749 resíduos, tem levado à degradação generalizada desses sistemas, exigindo que
1750 macroinvertebrados aquáticos sejam utilizados como ferramentas bioindicadoras de
1751 mudanças climáticas na região Mediterrânea (Sánchez-Hernández, 2025).

1752 A expansão urbana e a intensificação agrícola agravam os problemas de qualidade
1753 da água, impulsionando a perda de biodiversidade e alterações dos ecossistemas. A
1754 necessidade de aumento da produção agrícola em áreas de alta fragilidade ecológica,
1755 como áreas de alto declive próximas a nascentes e margens de rios, resulta em processos
1756 de erosão hídrica, comprometendo a qualidade dos corpos d'água. Estudos recentes, como
1757 o de Fierro *et al.* (2024) indicam que a influência da agricultura intensiva em bacias de
1758 montanha introduz estressores químicos que alteram as comunidades biológicas, mesmo
1759 quando os parâmetros físico-químicos parecem estáveis. O aumento do aporte de
1760 agroquímicos, em especial pesticidas e fertilizantes, com o intuito de compensar o
1761 desequilíbrio produtivo, pode comprometer a qualidade biológica e química das águas
1762 superficiais (Bechmann; Stålnacke, 2019).

1763 Em resposta a este cenário, surge no início da década de 1990, o conceito de
1764 "saúde do ecossistema", buscando uma abordagem integradora, que inclui aspectos
1765 econômicos, sociais e ambientais. Essa perspectiva impulsionou o desenvolvimento de
1766 metodologias que combinam parâmetros físicos, químicos e biológicos, focando-se no
1767 estudo de uma interação equilibrada entre os componentes ambientais e os organismos
1768 vivos. Em 2025, a Comissão Europeia reforçou a importância de aplicar a abordagem
1769 "One Health" (Saúde Única) nas políticas de gestão de recursos hídricos, conectando a
1770 integridade dos ecossistemas de montanha diretamente à saúde pública europeia
1771 (European Commission Bureau, 2025).

1772 As abordagens tradicionais, focadas predominantemente em medições físico-
1773 químicas, oferecem apenas registros instantâneos (Poikane *et al.*, 2020), uma limitação
1774 significativa em sistemas lóticos onde a hidrologia se altera rapidamente. A necessidade
1775 de uma caracterização mais completa das condições ecológicas levou à integração de
1776 elementos biológicos no monitoramento, conforme estabelecido pela Diretiva Quadro da
1777 Água (DQA) (European Commission, 2000). Ao contrário das medições pontuais, os
1778 organismos aquáticos demonstram os efeitos cumulativos de distúrbios ambientais e da
1779 poluição (Birk *et al.*, 2020), refletindo a integridade ecológica do sistema de forma mais
1780 complexa (Karr, 1991).

1781 Dentre os bioindicadores, os macroinvertebrados bentônicos tornaram-se um
1782 grupo fundamental no monitoramento da qualidade da água (Rosenberg e Resh, 1993;
1783 Baptista, 2008; Gamboa *et al.*, 2008; Rashid e Pandit, 2014; Roldán-Pérez, 2016; Chagas
1784 *et al.*, 2017). A sua ampla utilização deve-se a características vantajosas, possuem um
1785 ciclo de vida relativamente longo, são majoritariamente sedentários, o que facilita a
1786 associação às condições locais, e apresentam uma elevada diversidade taxonômica com
1787 diferentes sensibilidades aos poluentes (Merritt e Cummins, 1996; Bonada *et al.*, 2006).
1788 Esta sensibilidade diferenciada, que vai desde organismos típicos de ambientes limpos
1789 (Plecoptera) até organismos resistentes à poluição (Chironomidae e Oligochaeta), permite
1790 detectar alterações na composição das espécies e na estrutura da comunidade. Além disso,
1791 a análise da diversidade funcional dessas comunidades em reservas naturais permite
1792 compreender melhor a resiliência ecológica frente às pressões antrópicas (Mellado-Díaz
1793 *et al.*, 2024).

1794 A qualidade das águas superficiais é diretamente afetada pela dinâmica da
1795 paisagem em seu entorno, sendo melhor compreendida por ferramentas da ecologia da
1796 paisagem (Poff, 1997; Dias *et al.*, 2021). A utilização de métricas de quantitativas
1797 possibilitam compreender como usos do solo, como o florestal, o urbano e o agrícola,
1798 influenciam a degradação hídrica (Sponseller *et al.*, 2001; Casatti *et al.*, 2009). Uma das
1799 formas mais viáveis para essas análises é através do uso de Sistemas de Informação
1800 Geográfica (SIG), é uma ferramenta fundamental para manipular dados espaciais,
1801 permitindo análises mais robustas sobre as estruturas da paisagem. Atualmente, a
1802 integração de dados de alta resolução, como os disponibilizados pelo sensor Sentinel-2C
1803 (Copernicus, 2025), permite um refinamento no estudo de áreas ripárias (Tassi *et al.*,
1804 2021), fundamentando a teoria dos "filtros ambientais" em sistemas fluviais (Poff, 1997).

1805 Apesar da reconhecida importância dos macroinvertebrados e da influência da
1806 paisagem, ainda existem lacunas no conhecimento sobre a sua ecologia em rios de
1807 cabeceira de altas montanhas. Essa carência é especialmente grave nos ecossistemas
1808 lóticos, onde a maioria dos estudos se concentra apenas em sistemas lênticos.
1809 Considerando o papel crítico destes organismos no diagnóstico ambiental, este estudo tem
1810 como objetivo analisar os padrões de diversidade e distribuição da macrofauna bentônica
1811 em pequenos cursos de água da Serra de Gredos, Espanha.

1812 Adicionalmente, busca-se compreender quais características ambientais,
1813 abrangendo fatores do habitat físico, parâmetros físico-químicos e métricas de paisagem,
1814 são as mais importantes para a estruturação destas comunidades. Essa pesquisa visa
1815 fornecer subsídios científicos para o manejo e a conservação de ecossistemas aquáticos
1816 de montanha, alinhando-se às metas de 2027 para o bom estado das águas na Europa
1817 (European Environmental Bureau, 2025).

1818 Neste contexto, o presente estudo teve como objetivo avaliar os padrões de
1819 diversidade taxonômica e funcional de macroinvertebrados bentônicos em pequenos
1820 cursos de água de montanha da Serra de Gredos, bem como identificar os principais
1821 determinantes ambientais da estruturação destas comunidades, considerando múltiplas
1822 escalas espaciais. Especificamente, testaram-se as seguintes hipóteses: (H1) as métricas
1823 de paisagem à escala da bacia de drenagem explicam uma maior proporção da variação
1824 na estrutura das comunidades de macroinvertebrados do que as variáveis físico-químicas
1825 locais; (H2) as alterações na matriz da paisagem, particularmente associadas à agricultura
1826 intensiva e ao pastoreio em altitude, atuam como filtros ambientais primários que
1827 condicionam a composição taxonômica e funcional das comunidades; e, (H3) a influência
1828 da paisagem interage com os parâmetros físico-químicos da água, refletindo uma ligação
1829 mecanística entre o uso do solo e a qualidade ecológica dos cursos de água de cabeceira.

1830

1831 **2. Material e Métodos**

1832 **2.1 Área de Estudo**

1833 O presente estudo foi realizado na Serra de Gredos (Figura 9), uma cadeia
1834 montanhosa de orientação SW-NE localizada no Sistema Central da Península Ibérica.
1835 Esta região é o maior maciço montanhoso do centro de Espanha e atua como um divisor
1836 de águas fundamental entre as bacias dos rios Douro e Tejo. A área amostrada abrange

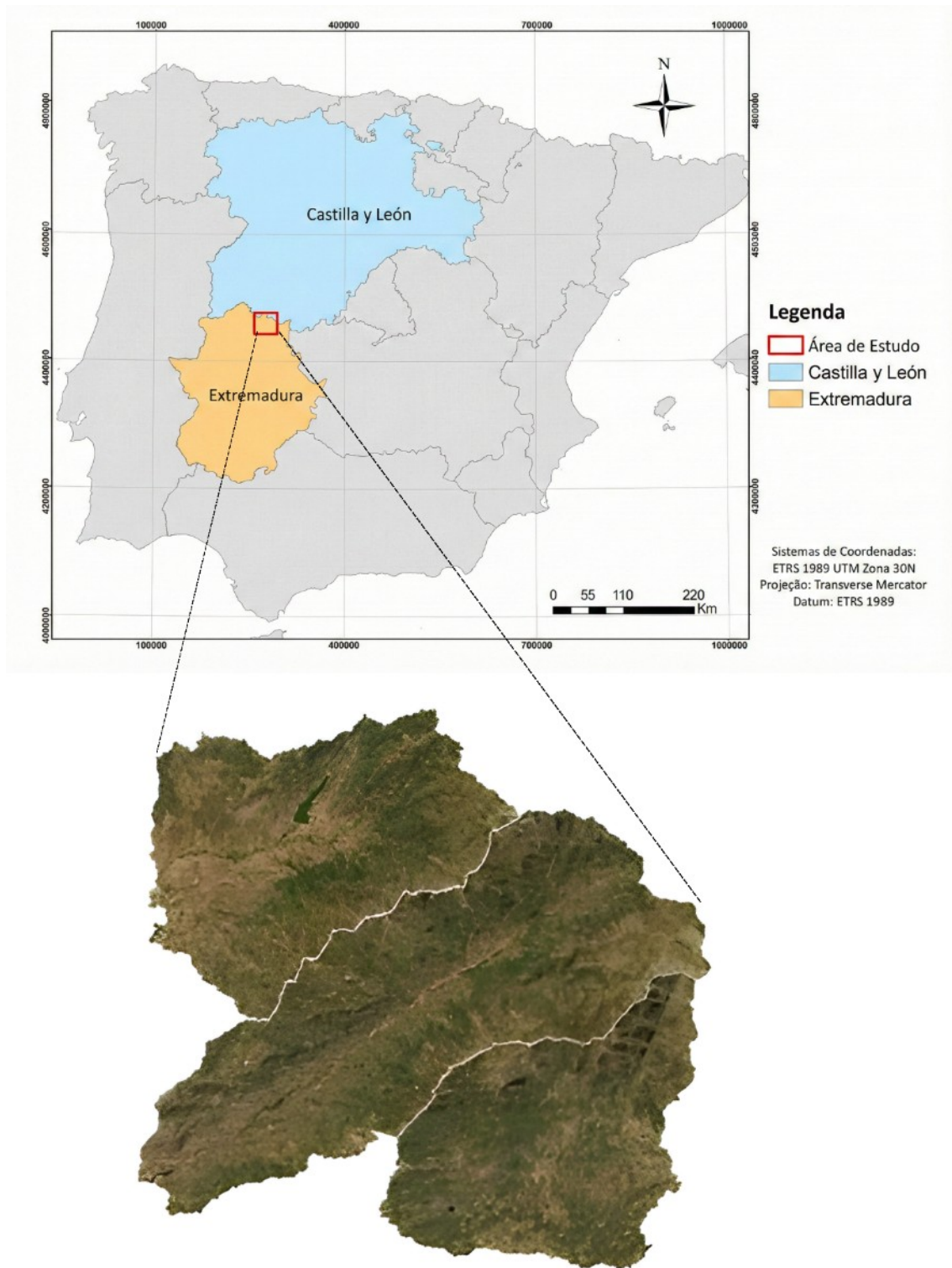
1837 três sub-bacias do rio Tiétar, um dos principais afluentes da margem direita do Tejo: os
1838 rios Ambroz, Jerte e o próprio trecho superior do rio Tiétar.

1839 A região caracteriza-se por um clima Mediterrânico sob forte influência
1840 continental e orográfica. A precipitação anual apresenta um gradiente acentuado, variando
1841 de 500 mm/ano nas zonas de menor altitude até mais de 2.000 mm/ano nas zonas mais
1842 elevadas, onde a neve é frequente durante o inverno. No entanto, conforme demonstrado
1843 por López-Moreno *et al.* (2024), a variabilidade na cobertura de neve nas montanhas
1844 espanholas tem sofrido alterações recentes, impactando a regularidade dos fluxos hídricos
1845 de cabeceira. A temperatura média anual varia entre 6 °C no topo das montanhas e 14 °C
1846 nas áreas de baixada (Ninyerola *et al.* 2005).

1847 A litologia é dominada por rochas plutônicas, essencialmente granitos, que dão
1848 origem a solos silicosos moderadamente ácidos e férteis, predominantemente
1849 Inceptissolos e Entissolos.

1850 A vegetação reflete o gradiente altitudinal: as zonas de cumeada são dominadas
1851 por matos (*Cytisus spp.*) e pastagens naturais, enquanto as encostas intermédias
1852 apresentam florestas naturais de carvalhos (*Quercus pyrenaica* e *Quercus rotundifolia*) e
1853 *Pinus sylvestris*. Essas formações florestais naturais têm sido frequentemente substituídas
1854 por outras espécies de pinheiros destinadas ao uso florestal ou, em alguns casos,
1855 removidas para ampliar as áreas de pastagem voltadas à pecuária, atividade de grande
1856 importância económica nesta região rural (Morán-Tejeda *et al.*, 2021).

1857 Nos vales, especialmente na sub-bacia do Jerte, a paisagem é modelada por uma
1858 agricultura intensiva, com destaque para a produção de cereja, que exerce pressão sobre
1859 os recursos hídricos locais.



1860

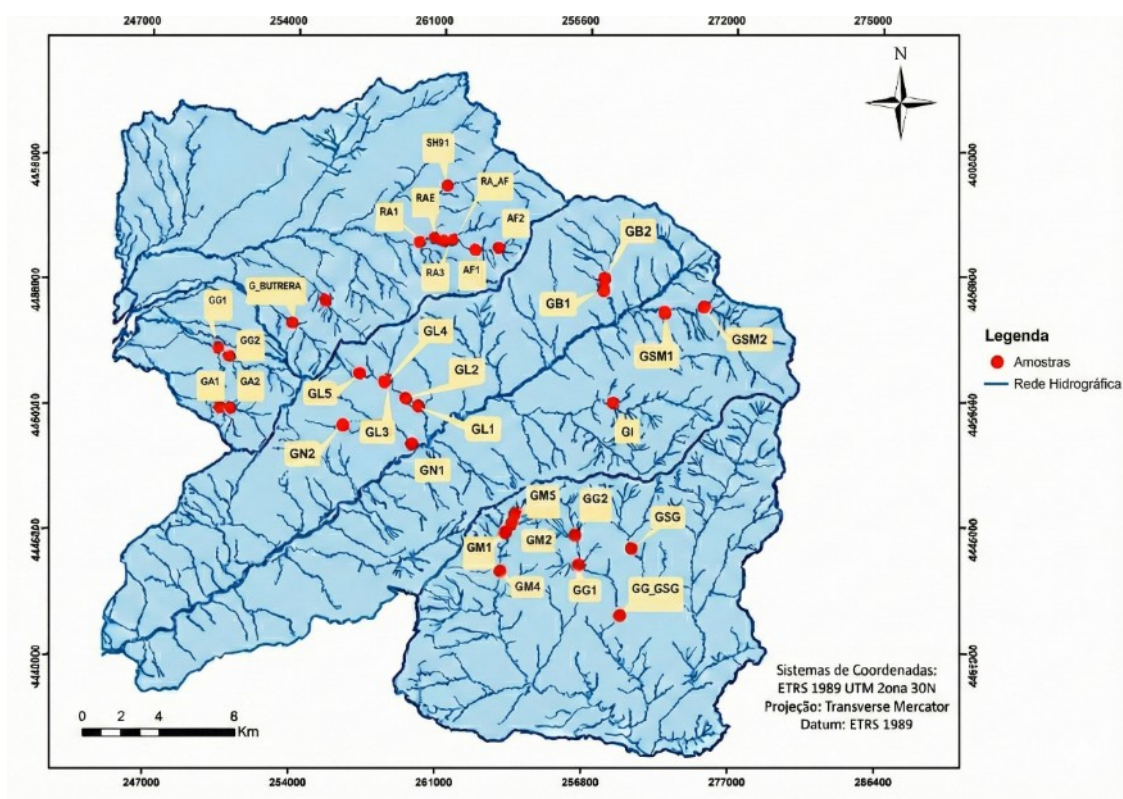
1861 **Figura 9.** Localização da área de estudo na Serra de Gredos (Centro da Espanha),
 1862 apresentando as três sub-bacias de amostragem (Ambroz, Jerte e Tiétar) integradas na bacia
 1863 hidrográfica do rio Tejo. **Fonte:** Autores, 2026.

1864

1865
1866
1867
1868
1869
1870
1871
1872
1873
1874

2.2 Amostragem e coleta de dados

A campanha de campo foi realizada no final do verão e início do outono de 2021, período escolhido para evitar a influência de enxurradas que poderiam alterar a visibilidade e a deriva dos organismos. Foram amostrados 33 locais em cursos de água de pequena ordem (1ª a 3ª ordem de Strahler (1957)), distribuídos pelas bacias dos rios Ambroz (n=13), Jerte (n=12) e Tiétar (n=8) (Figura 10). Em cada local, procedeu-se à medição simultânea de parâmetros físico-químicos, caracterização hidromorfológica e amostragem biológica com base nas comunidades de macroinvertebrados bentônicos (Material Suplementar 2).



1875
1876
1877
1878
1879
1880
1881
1882
1883
1884

Figura 10. Localização dos pontos de amostragem na área de estudo, distribuídos pelas três sub-bacias analisadas (Ambroz, Jerte e Tiétar). **Fonte:** Autores, 2026.

Macroinvertebrados bentônicos: a amostragem das comunidades de macroinvertebrados bentônicos foi realizada de acordo com o protocolo oficial da Diretiva Quadro da Água em Portugal (INAG, 2008), utilizando uma rede de mão com malha de 0,5 mm. Em cada local de amostragem foram efetuados seis arrastos de 1 m ao longo de um transecto de 50 m, abrangendo proporcionalmente os diferentes microhabitats disponíveis. As amostras recolhidas foram preservadas em etanol a 96% e

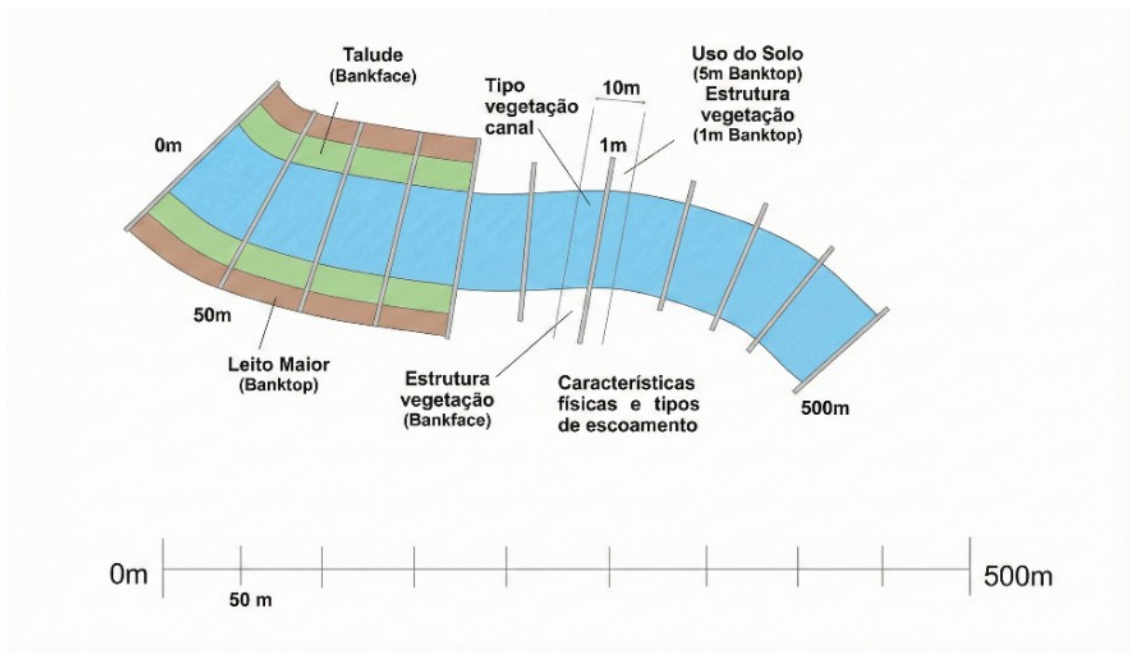
1885 posteriormente triadas em laboratório, sendo os organismos identificados
1886 maioritariamente ao nível taxonômico de Família, com exceção de Oligochaeta,
1887 identificados ao nível de Classe, com base em chaves taxonômicas padronizadas.

1888 A estrutura das comunidades foi analisada com base na composição taxonômica e
1889 na aplicação de índices biológicos amplamente utilizados em programas de
1890 biomonitorização, nomeadamente o índice EPT (Ephemeroptera, Plecoptera e
1891 Trichoptera), indicador da riqueza e abundância relativa de grupos sensíveis à poluição,
1892 e o índice IBMWP (Iberian Biological Monitoring Working Party - Alba-Tercedor e
1893 Sanchez-Ortega 1988; Alba-Tercedor 2000), desenvolvido para a Península Ibérica e
1894 baseado na sensibilidade das famílias à poluição orgânica.

1895 Estes índices, ao integrarem respostas ecológicas diferenciadas à degradação
1896 ambiental, foram utilizados como *proxies* da qualidade biológica da água e da resposta
1897 ecológica das comunidades bentónicas às pressões ambientais atuantes à escala local e da
1898 paisagem.

1899 **Parâmetros físico-químicos:** Foram medidos *in situ* quatro parâmetros
1900 fundamentais utilizando sondas multiparamétricas calibradas: temperatura da água (°C),
1901 pH, condutividade elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$) e oxigénio dissolvido (mg/L e % saturação).

1902 **Caracterização hidromorfológica:** A qualidade hidromorfológica dos locais de
1903 amostragem foi avaliada através da metodologia *River Habitat Survey* (RHS – Raven *et*
1904 *al.*, 1998; 2003) amplamente utilizado na Europa para a caracterização do estado físico e
1905 do grau de modificação dos ecossistemas fluviais. Este método integra dois índices
1906 complementares: o *Habitat Modification Score* (HMS), que quantifica o grau de
1907 artificialização do canal, e o *Habitat Quality Assessment* (HQA), que avalia a diversidade
1908 e a naturalidade dos habitats fluviais e ribeirinhos. Ambos os índices são subdivididos em
1909 nove sub-índices que detalham aspetos específicos do habitat, permitindo uma avaliação
1910 mais precisa e segmentada da qualidade e modificação dos ecossistemas estudados
1911 (Material Suplementar 2.1). O método baseia-se no levantamento de fatores
1912 hidromorfológicos num trecho de 500 m, permitindo o cálculo dos dois índices (HQA e
1913 HMS) (Figura 11).



1914

1915 **Figura 11.** Representação esquemática da estratégia de amostragem do River Habitat
 1916 Survey (RHS) utilizada para avaliar a qualidade hidromorfológica ao longo do trecho de 500 m
 1917 em cada local de estudo. **Fonte:** Raven *et al.*, 1998; 2003

1918

1919 Dada a inexistência de uma base de dados de referência RHS específica para
 1920 Espanha, a interpretação das pontuações HQA foi realizada por comparação com valores
 1921 de referência obtidos para rios de montanha ecologicamente semelhantes nos Picos da
 1922 Europa (Raven *et al.*, 2009), considerando gradiente e distância à nascente comparáveis.
 1923 Portanto, na comparação dos locais estudados com os do Parque Nacional dos Picos de
 1924 Europa, valores entre 54 e 74 indicam que os habitats apresentam um caráter ecológico
 1925 muito próximo das condições naturais. Esta abordagem permitiu uma avaliação relativa
 1926 do estado hidromorfológico dos cursos de água estudados na Serra de Gredos.

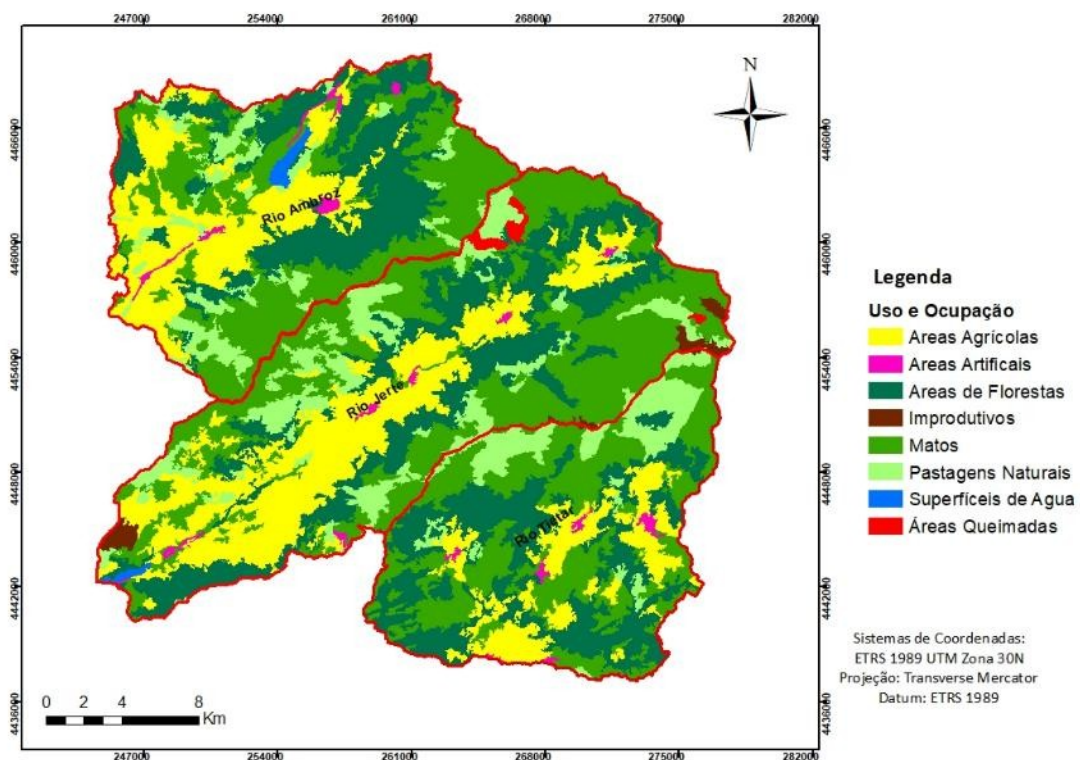
1927

1928 Métricas de paisagem

1929 Para cada ponto de amostragem, foi delimitada a respetiva bacia de drenagem
 1930 (bacia própria) com base num Modelo Digital de Elevação (MDE) com resolução espacial
 1931 de 25 m, utilizando ferramentas de análise hidrológica em ambiente SIG. Esta abordagem
 1932 permitiu integrar a influência cumulativa do uso do solo à escala da bacia, reconhecida
 1933 como um filtro ambiental primário na estruturação de comunidades lóticas (Figura 12).

1934 A caracterização do uso e ocupação do solo foi realizada com base na cartografia
 1935 CORINE Land Cover (CLC 2018), reclassificada em classes ecologicamente relevantes
 1936 para sistemas fluviais de montanha (floresta, agricultura, áreas artificiais, pastagens

1937 naturais e matos). A fim de quantificar a composição e a configuração espacial da
1938 paisagem, foram calculadas métricas de paisagem amplamente utilizadas em ecologia
1939 fluvial através do software FRAGSTATS v4.2. As métricas selecionadas (Área da Classe
1940 - CA, Percentagem da Paisagem - PLAND, Índice da Maior Mancha - LPI, Densidade de
1941 Margens - ED, e Índice de Diversidade de Simpson - SIDI), refletem diferentes dimensões
1942 da estrutura da paisagem, incluindo dominância, fragmentação e heterogeneidade
1943 (Material Suplementar 2.2).
1944



1945 **Figura 12.** Mapa de uso e ocupação do solo da área de estudo (Fonte: Instituto Geográfico
1946 de España - IGN). *Fonte:* Autores, 2026.

1947
1948
1949 A seleção destas métricas baseou-se na sua relevância ecológica para testar a
1950 hipótese dos filtros ambientais em sistemas fluviais, assumindo que a composição e a
1951 conectividade da paisagem à escala da bacia condicionam os fluxos de energia,
1952 sedimentos e nutrientes que alcançam os cursos de água, influenciando indiretamente a
1953 qualidade do habitat local e a estrutura das comunidades bentónicas.

1954 Adicionalmente, imagens de alta resolução do sensor Sentinel-2C (Copernicus,
1955 2025) foram utilizadas para validar a integridade das zonas ripárias e refinar a

1956 interpretação dos padrões de fragmentação e conectividade da paisagem, particularmente
1957 em áreas de transição entre usos florestais e agrícolas.

1958

1959 **2.3 Análise estatística**

1960 A variação espacial na abundância das famílias de macroinvertebrados bentônicos
1961 e a sua relação com as variáveis ambientais foram analisadas através de métodos
1962 multivariados de ordenação. Atendendo à natureza composicional dos dados biológicos,
1963 à elevada proporção de zeros e à extensão do gradiente ecológico, foi aplicada uma
1964 Análise de Redundância (RDA), permitindo avaliar respostas lineares das comunidades
1965 aos gradientes ambientais (Legendre e Legendre, 1998; Lepš e Šmilauer, 2003). A RDA
1966 foi utilizada como técnica de ordenação restritiva para quantificar a fração da variação na
1967 composição das comunidades explicada pelas variáveis ambientais. A seleção das
1968 variáveis explicativas mais relevantes foi efetuada através de *forward selection*. Para
1969 avaliar a contribuição independente dos diferentes conjuntos de variáveis ambientais, foi
1970 realizada uma RDA parcial considerando separadamente variáveis físico-químicas,
1971 índices hidromorfológicos (RHS) e métricas de paisagem, de acordo com o
1972 enquadramento metodológico proposto por Borcard *et al.* (2011). As variáveis ambientais
1973 foram previamente estandardizadas e as abundâncias das famílias de macroinvertebrados
1974 transformadas em $\log(x+1)$ (Legendre e Gallagher, 2001). A significância estatística dos
1975 modelos e das variáveis foi testada por permutações de Monte Carlo ($n = 999$). Todas as
1976 análises foram realizadas no software CANOCO 5 (versão 5.14).

1977

1978 **3. Resultados e Discussão**

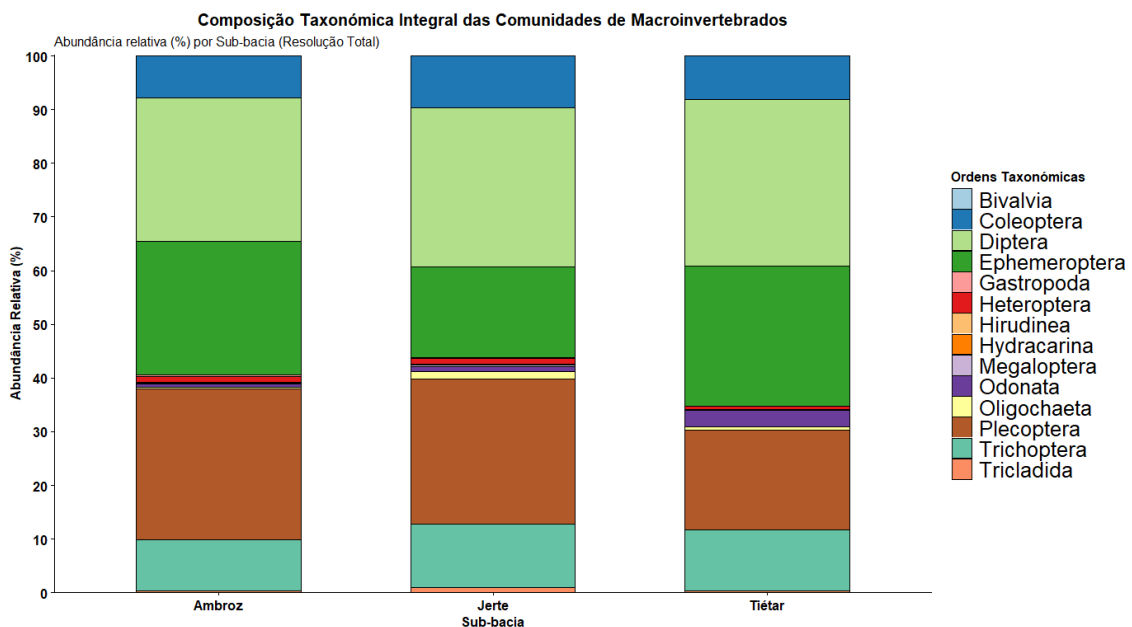
1979 **3.1 Composição taxonômica e qualidade biológica das comunidades** 1980 **macrobentônicas**

1981 A caracterização biótica revelou uma elevada biodiversidade e abundância nos
1982 cursos de água da Serra de Gredos, com a identificação de um total de 76.759 organismos
1983 pertencentes a 14 classes/ordens taxonômicas, distribuídos por 78 famílias. A riqueza
1984 taxonômica foi expressivamente dominada pela classe Insecta, que representou 98,58%
1985 de todos os espécimes amostrados. As ordens mais abundantes foram Diptera (29,2%,
1986 majoritariamente Chironomidae), Plecoptera (24,2%) e Ephemeroptera (23,4%), seguidas
1987 por Trichoptera (10,9%) e Coleoptera (8,4%), padrão consistente entre as três sub-bacias
1988 analisadas (Ambroz, Jerte e Tiétar).

1989 A análise da composição integral das comunidades evidencia variações na
 1990 estrutura biótica entre as sub-bacias, refletindo a resposta dos macroinvertebrados aos
 1991 diferentes filtros ambientais locais e de paisagem (Figura 13). Na sub-bacia do Rio
 1992 Ambroz, foram capturados 27.144 indivíduos de 68 famílias, com a ordem Plecoptera
 1993 apresentando a maior representatividade (28,12%). No Rio Jerte, registou-se o menor
 1994 número total de indivíduos (19.548) distribuídos por 63 famílias, com dominância de
 1995 Diptera (29,55%). Por fim, o Rio Tiétar apresentou a maior abundância total (30.056
 1996 indivíduos) e 65 famílias, sendo também dominado por Diptera (31,02%).

1997 Na sub-bacia do rio Ambroz foram amostrados 27 144 indivíduos pertencentes a
 1998 68 famílias, com predominância de Plecoptera, Diptera e Ephemeroptera. Os trechos
 1999 principais do rio Ambroz e a Garganta Grande concentraram cerca de metade da
 2000 abundância total, enquanto algumas gargantas laterais apresentaram valores
 2001 substancialmente mais baixos. Na sub-bacia do rio Jerte, foram recolhidos 19 548
 2002 indivíduos distribuídos por 63 famílias, com maior abundância nas Gargantas de las
 2003 Nogaledas e de los Infiernos, enquanto a Garganta de San Martín e a Garganta Becedas
 2004 registaram os valores mínimos. A sub-bacia do rio Tiétar apresentou a maior abundância
 2005 total (30.056 indivíduos; 65 famílias), destacando-se a Garganta de San Gregorio e a
 2006 Garganta de los Guanchos como os locais mais representativos.

2007



2008

2009 **Figura 13.** Abundância relativa (%) das ordens taxonômicas de macroinvertebrados
 2010 bentônicos nas sub-bacias dos rios Ambroz, Jerte e Tiétar (Serra de Gredos). **Fonte:** Autores,
 2011 2026.

2012

2013 As ordens indicadoras de elevada qualidade ecológica (Ephemeroptera,
2014 Plecoptera e Trichoptera – EPT) representaram mais de 40% do total das famílias nas
2015 três bacias amostradas, com valores médios de 46,0%, 44,5% e 43,7% nas sub-bacias do
2016 Ambroz, Jerte e Tiétar, respetivamente. Estes valores são consistentes com ecossistemas
2017 lóticos de elevada qualidade ecológica conforme descrito para outros sistemas de
2018 montanha na Península Ibérica. Esta manutenção de táxons sensíveis, mesmo em áreas
2019 com pressões agrícolas diversificadas, como no Jerte, sugere uma resiliência funcional
2020 característica de sistemas de montanha preservados, conforme discutido por Mellado-
2021 Díaz *et al.* (2024) em estudos sobre reservas naturais fluviais na Espanha. Contudo, a
2022 variação na proporção relativa de Plecoptera entre o Ambroz (28,12%) e o Tiétar
2023 (18,65%) indica que a estrutura da comunidade é sensível a gradientes ambientais que
2024 transcendem a escala local.

2025 O índice IBMWP classificou todos os locais amostrados na Classe I "Excelente",
2026 refletindo condições de elevada qualidade biológica e baixa perturbação antropogénica.
2027 Mesmo nos locais com menor riqueza de famílias EPT, os valores de IBMWP
2028 mantiveram-se elevados, confirmando a boa integridade ecológica dos cursos de água
2029 estudados.

2030 Estes resultados reforçam o valor dos macroinvertebrados bentónicos como
2031 bioindicadores robustos da qualidade ecológica e evidenciam o carácter próximo do
2032 pristino dos rios de montanha das sub-bacias analisadas.

2033 Embora este estudo não tenha quantificado explicitamente traços funcionais das
2034 comunidades, os padrões observados na riqueza de EPT e nos valores do índice IBMWP
2035 sugerem diferenças na sensibilidade ecológica das comunidades ao longo dos gradientes
2036 da paisagem. Este tipo de resposta a pressões difusas oriundas de matrizes agrícolas
2037 variadas, tem sido associado à resiliência funcional de ecossistemas fluviais de montanha
2038 no contexto Mediterrânico, particularmente em áreas legalmente protegidas (Mellado-
2039 Díaz *et al.*, 2024).

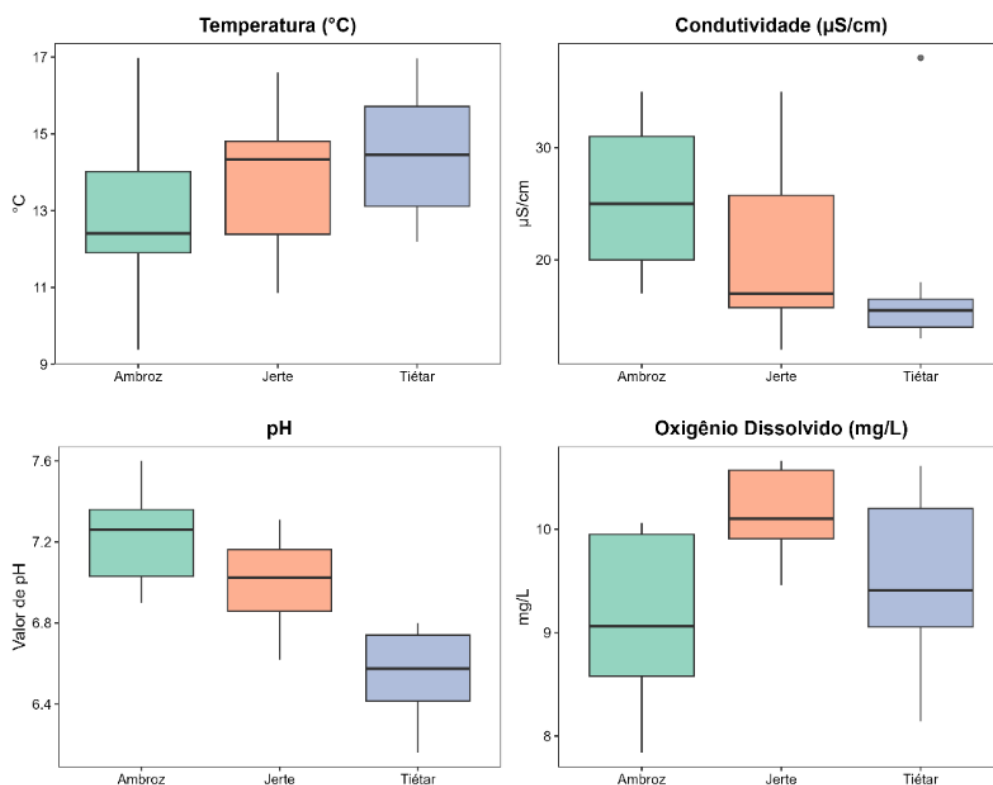
2040 **3.2 Caracterização ambiental**

2041 De um modo geral, os cursos de água das sub-bacias dos rios Ambroz, Jerte e
2042 Tiétar apresentaram condições ambientais compatíveis com sistemas de montanha bem
2043 conservados, embora com variação espacial associada a gradientes naturais e a diferentes
2044 níveis de intervenção antrópica.

2045 A caracterização físico-química da água revelou valores relativamente
2046 homogêneos entre sub-bacias, sem indícios de poluição significativa. As variações
2047 observadas na temperatura da água (9,4°C - 17,0°C), refletiram sobretudo o gradiente
2048 altitudinal dos locais amostrados, enquanto a condutividade elétrica apresentou, em geral,
2049 valores baixos (< 40 µS/cm), com exceções pontuais possivelmente associadas a
2050 atividades de pastoreio extensivo. Estes valores de condutividade refletem a litologia
2051 granítica da região, conforme sugerido por Sánchez-Hernández (2025). O monitoramento
2052 da temperatura em cabeceiras mediterrânicas é vital, uma vez que o aumento da
2053 temperatura pode reduzir a solubilidade do oxigênio, tornando estes sistemas laboratórios
2054 da vulnerabilidade climática.

2055 Os valores de pH (6,2 - 7,6), oxigênio dissolvido (média > 9,0 mg/L) e saturação
2056 mantiveram-se dentro dos limites considerados adequados para águas de boa qualidade
2057 ecológica, de acordo com a legislação em vigor, confirmando o caráter pouco impactado
2058 destes sistemas lóticos (Figura 14).

2059



2060

2061 **Figura 14.** Variação dos parâmetros físico-químicos da água nas sub-bacias do Rio
2062 Ambroz, Rio Jerte e Rio Tiétar, Serra de Gredos (Espanha). **Fonte:** Autores, 2026.

2063

2064 A avaliação hidromorfológica, baseada na metodologia RHS, evidenciou uma
2065 elevada qualidade estrutural dos habitats fluviais expressa por pontuações elevadas do
2066 índice HQA em todas as sub-bacias (média global > 70), refletindo canais pouco
2067 alterados, boa conectividade fluvial e elevada diversidade de habitats. Em contraste, o
2068 índice HMS revelou uma maior heterogeneidade espacial, com locais distribuídos por
2069 todas as classes de modificação, desde condições quase naturais até situações
2070 severamente modificadas, sendo que cerca de 45% dos locais exibiram sinais
2071 significativos de alteração antrópica. Esta variabilidade reflete a presença localizada de
2072 infraestruturas hidráulicas, reforços de margens e outras intervenções humanas,
2073 particularmente evidentes em alguns troços da sub-bacia do rio Jerte.

2074 A análise dos padrões espaciais da paisagem mostrou que as bacias próprias foram
2075 dominadas sobretudo por pastagens naturais (rio Ambroz = 6260,17 ha; rio Jerte =
2076 3774,59 ha; rio Tiétar = 1902,96 ha), e matos (rio Ambroz = 4334,92 ha; rio Jerte =
2077 4206,98 ha; rio Tiétar = 2193,78 ha) com uma contribuição variável de áreas florestais.
2078 As métricas de paisagem indicaram diferenças relevantes na configuração e fragmentação
2079 do uso do solo entre sub-bacias e entre locais, destacando-se a sub-bacia do rio Ambroz
2080 por apresentar maiores valores de área florestal contínua (39,2%), maior densidade e
2081 extensão de bordas e, conseqüentemente, maior potencial de conectividade ecológica. Por
2082 outro lado, algumas bacias próprias apresentaram baixa diversidade da paisagem,
2083 refletida por valores reduzidos do índice de Simpson (SIDI), associados ao domínio de
2084 uma única classe de uso do solo.

2085 Em conjunto, estes resultados evidenciam a existência de gradientes ambientais
2086 sutis, resultantes da interação entre fatores físico-químicos, hidromorfológicos e de
2087 paisagem, que podem influenciar a estrutura e composição das comunidades biológicas,
2088 apesar da elevada qualidade ecológica geral dos sistemas estudados.

2089

2090 **3.3 Fatores ambientais determinantes das comunidades de** 2091 **macroinvertebrados**

2092 Apesar de todos os locais apresentarem valores elevados de qualidade biológica,
2093 evidenciados pela elevada representatividade das ordens EPT e pela classificação
2094 “Excelente” do índice IBMWP, observaram-se variações claras na abundância relativa
2095 das famílias e na composição taxonômica entre sub-bacias e entre locais dentro da mesma
2096 sub-bacia. Estas diferenças, não plenamente captadas pelos índices bióticos agregados,
2097 sugerem respostas diferenciadas das comunidades macrobentônicas a gradientes

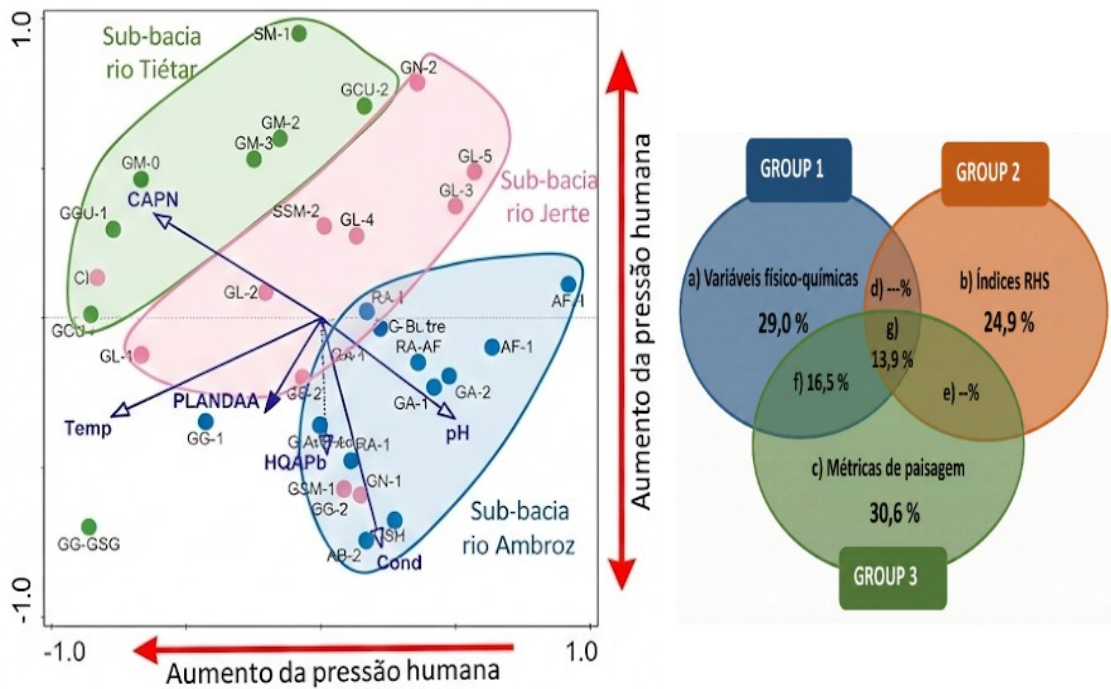
2098 ambientais sutis, potencialmente associados a variáveis físico-químicas,
2099 hidromorfológicas e da paisagem, como frequentemente demonstrado em estudos que
2100 consideram filtros ambientais em sistemas fluviais e a influência do uso do solo sobre a
2101 integridade de rios (Allan, 2004).

2102 Nesse contexto, recorreu-se a uma análise multivariada de ordenação (RDA) com
2103 o objetivo de identificar os principais fatores ambientais responsáveis pela variação na
2104 composição das comunidades e de avaliar a contribuição relativa dos diferentes conjuntos
2105 de variáveis explicativas.

2106 As análises de redundância (RDA) revelaram que as variáveis físico-químicas
2107 (Temp, Cond, pH), as métricas de paisagem (PLANDAA, CAPN) (Material Suplementar
2108 2.3) e um índice hidromorfológico (HQAPb) (Material Suplementar 2.4) foram os
2109 preditores mais significativos, explicando conjuntamente 33,7 % da variância total da
2110 composição das comunidades (Figura 15). Os dois primeiros eixos da RDA explicaram
2111 28,9% da variação e apresentaram forte correlação pseudo-canónica (0,85 e 0,85),
2112 evidenciando a importância destas variáveis ambientais na estruturação das comunidades.

2113 As RDAs também revelaram uma clara segregação espacial das sub-bacias,
2114 refletindo diferentes condições ambientais: a sub-bacia do rio Tiétar associa-se a áreas de
2115 pastagens, águas mais ácidas, condutividade baixa e temperaturas elevadas; o rio Ambroz
2116 apresenta águas com pH e condutividade mais altas e presença de sedimentos
2117 acumulados; o rio Jerte mostra condições intermédias, com maior porcentagem de área
2118 agrícola. Estas diferenças ambientais correspondem às variações observadas na
2119 diversidade de famílias, sendo o Tiétar a sub-bacia mais diversa (41,6 famílias em média),
2120 seguida do Ambroz (38,5) e Jerte (36,7).

2121



2122

2123 **Figura 15.** Análise multivariada da estrutura da comunidade de macroinvertebrados
 2124 bentônicos em relação às variáveis ambientais na Serra de Gredos. **Fonte:** Autores, 2026.

2125

2126 A RDA parcial (pRDA) indicou que as métricas de paisagem explicam uma maior
 2127 fração da variação (30,6%), seguidas pelas variáveis físico-químicas (29,0 %) e pelos
 2128 índices RHS (24,9%). As frações compartilhadas de explicação significativas ocorreram
 2129 apenas entre métricas de paisagem e variáveis físico-químicas (16,5%) e entre os três
 2130 grupos de variáveis (13,9%). Estes padrões sugerem que tanto os fatores da envolvente
 2131 dos cursos de água quanto os atributos locais (físico-químicos e hidromorfológicos)
 2132 contribuem de forma integrada para a organização das comunidades macrobentônicas,
 2133 corroborando a teoria dos "filtros ambientais" em sistemas fluviais, sugerindo que as
 2134 alterações na matriz da bacia hidrográfica atuam como um filtro primário que condiciona
 2135 as características locais do habitat. Conforme demonstrado por Allan (2004) e
 2136 corroborado por estudos recentes sobre a aplicação desta teoria em reservas naturais em
 2137 Espanha (Mellado-Díaz *et al.*, 2024), a escala da paisagem define o conjunto de espécies
 2138 potencialmente presentes antes que os filtros locais operem.

2139

2140 A elevada variância compartilhada entre a paisagem e a composição físico-
 2141 química da água (16,5%) indica uma forte ligação mecânica entre o uso do solo na bacia
 2142 de drenagem e a qualidade da água que chega aos corpos d'água, refletindo processos já
 2143 descritos na literatura onde a alteração da cobertura do solo (conversão de florestas em
 agricultura ou pastagens) modifica regimes de nutrientes, sedimentos e outros estressores,

2144 impactando estruturas de comunidades biológicas em sistemas lóticos (Wang *et al.*,
2145 2023). Por exemplo, a conversão de florestas nativas em áreas agrícolas e pastagens,
2146 observada nas sub-bacias do Jerte e Tiétar, altera os regimes de nutrientes e sedimentos,
2147 o que se refletiu na resposta das comunidades bentônicas. Este resultado desafia a visão
2148 de que a restauração apenas em escala local é suficiente para garantir a integridade
2149 biológica, se a matriz da paisagem envolvente permanecer degradada.

2150 A segregação espacial das comunidades destacou dois vetores principais de
2151 pressão ambiental. Na sub-bacia do rio Jerte, a expansão da agricultura intensiva,
2152 particularmente a fruticultura de cerejeiras, emergiu como um determinante chave,
2153 associado a uma menor diversidade de táxons sensíveis (EPT) em comparação com áreas
2154 dominadas por floresta. A simplificação da matriz da paisagem agrícola tende a reduzir a
2155 complexidade do habitat e a aumenta a exposição dos organismos a agroquímicos,
2156 atuando como um filtro seletivo que favorece espécies generalistas e tolerantes (Diptera:
2157 Chironomidae) em detrimento de especialistas. Esta relação entre uso do solo agrícola e
2158 alterações nas comunidades de macroinvertebrados tem sido demonstrada em diversos
2159 sistemas fluviais sob pressão antrópica (Wang *et al.*, 2023). Estudos de Fierro *et al.* (2024)
2160 confirmam que estressores agrícolas em altitudes elevadas podem comprometer
2161 comunidades biológicas mesmo em sistemas legalmente classificados como preservados.

2162 Por outro lado, na sub-bacia do Tiétar, a associação com áreas de pastagens
2163 naturais e pH mais ácido sugere um tipo diferente de pressão ambiental, ligada ao uso
2164 histórico extensivo em zonas de altitude. Embora a qualidade da água permaneça
2165 classificada como "Excelente" (Classe I IBMWP) em todos os locais amostrados, a
2166 sensibilidade das métricas de paisagem em detectar alterações na estrutura da comunidade
2167 sugere que estes sistemas de montanha podem estar movendo-se em direção a uma maior
2168 vulnerabilidade ecológica. A presença de barreiras transversais, quantificada pelo índice
2169 HMS, pode exacerbar estes efeitos ao fragmentar a conectividade longitudinal dos cursos
2170 de água, restringindo processos de recolonização e a deriva biológica.

2171 A integração destes resultados multivariados corrobora as três hipóteses
2172 delineadas neste estudo, evidenciando a relevância prática dos filtros ambientais na
2173 preservação das comunidades biológicas e da qualidade da água. A predominância da
2174 paisagem na explicação da variância biológica (30,6%) confirma a hipótese de um
2175 controle espacial amplo (H1), no qual o uso e a ocupação do solo atuam como um filtro
2176 primário (H2) que seleciona a capacidade de resiliência da comunidade bentônica antes
2177 mesmo da atuação efetiva das variáveis locais. Além disso, a expressiva variância

2178 compartilhada (16,5%) entre a paisagem e os parâmetros físico-químicos atesta a ligação
2179 mecanística entre essas escalas (H3), demonstrando que a alteração da matriz no entorno
2180 , seja por agricultura intensiva ou pastoreio, modula diretamente o aporte de estressores
2181 difusos que simplificam a qualidade do habitat. Sob a ótica da gestão de recursos hídricos,
2182 a importância desses resultados reside na constatação de que a manutenção da
2183 biodiversidade aquática em sistemas de montanha depende intrinsecamente da
2184 integridade de toda a bacia hidrográfica; intervenções de conservação ou restauração
2185 focadas exclusivamente na calha do rio tendem a ser ecologicamente insuficientes caso a
2186 paisagem envolvente permaneça degradada, pois o filtro primário continuará a atuar como
2187 uma barreira à biodiversidade sensível.

2188 **4. Considerações Finais**

2189 O presente estudo evidencia que, mesmo em pequenos cursos de água de
2190 montanha caracterizados por qualidade de água excelente, a estrutura das comunidades
2191 de macroinvertebrados é predominantemente moldada por fatores da paisagem à escala
2192 da bacia, cuja influência supera, em muitos casos, a dos atributos locais do habitat. As
2193 métricas de paisagem explicaram a maior fração da variância biológica observada
2194 (30,6%), com destaque para os efeitos da agricultura intensiva na sub-bacia do Jerte e do
2195 pastoreio extensivo no Tiétar sobre a diversidade e composição das comunidades
2196 bentónicas.

2197 Estes resultados sugerem que a integridade ecológica de ecossistemas fluviais de
2198 montanha é mais sensível a alterações no uso do solo à escala da bacia do que
2199 anteriormente reconhecido, reforçando a necessidade de considerar a estrutura da
2200 paisagem como determinante central na conservação e gestão de sistemas lóticos.
2201 Consequentemente, estratégias de preservação na Serra de Gredos e em outros sistemas
2202 de montanha Mediterrânicos similares, devem transcender intervenções pontuais em
2203 segmentos isolados de rio e adotar uma abordagem integrada da paisagem, que articule
2204 os processos ecológicos locais com a configuração regional dos habitats.

2205 Para garantir a sustentabilidade ecológica e o cumprimento das metas europeias
2206 para 2027 (European Environmental Bureau, 2025), recomenda-se que a gestão da bacia
2207 que priorize:

- 2208 • A manutenção da conectividade florestal nativa entre as zonas de cabeceira e
2209 vales, assegurando corredores para dispersão e recolonização de espécies
2210 aquáticas e ribeirinhas;

- 2211 • A regulação de práticas agrícolas intensivas nas áreas de recarga adjacentes aos
2212 cursos de água, com especial atenção à aplicação de fertilizantes e agroquímicos,
2213 minimizando impactos sobre a qualidade da água e as comunidades biológicas;
2214 • A remoção ou naturalização de barreiras artificiais obsoletas (açudes e pequenas
2215 represas) identificadas pelo protocolo RHS, restaurando a conectividade
2216 longitudinal e promovendo processos ecológicos essenciais, como deriva e
2217 migração de macroinvertebrados.

2218 No conjunto, estes resultados reforçam a noção de que a conservação efetiva de
2219 ecossistemas aquáticos de montanha exige uma abordagem holística, que integre escala
2220 local, estrutura do habitat e matriz da paisagem, prevenindo a degradação biológica
2221 mesmo em áreas classificadas como de elevada qualidade ecológica.

2222

2223 **Financiamento:** Este trabalho foi elaborado no âmbito do Projeto Biotrans (Convénio de
2224 colaboração entre la Consejería para la Transición Ecológica y Sostenibilidad de la Junta
2225 de Extremadura e a Associação Biopolis (Estação Biológica de Mértola) para el “Estudio
2226 del estado de las poblaciones y programa de evaluación y seguimiento de especies
2227 protegidas en el ámbito del proyecto Biotrans”. Expte. N.º: 2051999fr005), contou
2228 também com a colaboração do Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento
2229 Territorial e Meio Ambiente da Universidade de Araraquara, através de bolsa da
2230 Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) Brasil,
2231 processo 88881.933608/2024-01.

2232 Referências

2233 ALBA-TERCEDOR, Javier. BMWP’, un adattamento spagnolo del British Biological
2234 Monitoring Working Party (BMWP) Store System. **Biologia Ambientale**, [S.l.], v. 14, p.
2235 65-67, 2000.

2236 ALBA-TERCEDOR, Javier. Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los
2237 ríos. *In*: SIMPOSIO DEL AGUA EN ANDALUCÍA (SIAGA), 4., 1996, Almeria.
2238 **Actas...** Almeria: [s.n.], 1996. v. 2, p. 203-213.

2239 ALBA-TERCEDOR, Javier; SÁNCHEZ-ORTEGA, Antoni. Un método rápido y simple
2240 para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basado en el de Hellawell (1978).
2241 **Limnetica**, [S.l.], v. 4, p. 51-56, 1988. Disponível em:
2242 <https://www.limnetica.com/documentos/limnetica/limnetica-4-1-p-51.pdf>. Acesso em:
2243 15 mar. 2023.

- 2244 ALLAN, J. David. Landscapes and Riverscapes: The Influence of Land Use on Stream
2245 Ecosystems. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, [S.l.], v. 35, p.
2246 257-284, 2004. Disponível em:
2247 <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.35.120202.110122>. Acesso em: 10 set. 2022.
- 2248 BAPTISTA, Darcílio Fernandes. Uso de macroinvertebrados em procedimentos de
2249 biomonitoramento em ecossistemas aquáticos. **Oecologia Brasiliensis**, [S.l.], v. 12, n. 3,
2250 p. 446-461, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.4257/oeco.2008.1203.11>. Acesso
2251 em: 20 jul. 2024.
- 2252 BARBOUR, Michael T.; PAUL, Michael J. Adding value to water resource management
2253 through biological assessment of rivers. **Hydrobiologia**, [S.l.], v. 651, n. 1, p. 17-24,
2254 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10750-010-0291-y>. Acesso em: 05 fev.
2255 2023.
- 2256 BECHMANN, Marianne; STÅLNACKE, Per. Agricultural Nitrogen and Phosphorus
2257 Pollution in Surface Waters. In: SHUGART, Hank (ed.). **Oxford Research**
2258 **Encyclopedia of Environmental Science**. New York, NY: Oxford Academic, 25 fev.
2259 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1093/acrefore/9780199389414.013.266>. Acesso
2260 em: 18 maio 2026.
- 2261 BIRK, Sebastian *et al.* Impacts of multiple stressors on freshwater biota across spatial
2262 scales and ecosystems. **Nature Ecology & Evolution**, [S. l.], v. 4, n. 8, p. 1060-1068,
2263 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/s41559-020-1216-4>. Acesso em: 12 jul.
2264 2025.
- 2265 BONADA, Núria *et al.* Developments in aquatic insect biomonitoring: a comparative
2266 analysis of recent approaches. **Annual Review of Entomology**, [S.l.], v. 51, p. 495-523,
2267 2006. Disponível em: <https://doi.org/10.1146/annurev.ento.51.110104.151113>. Acesso
2268 em: 12 nov. 2022.
- 2269 BORCARD, Daniel; GILLET, François; LEGENDRE, Pierre. **Numerical Ecology with**
2270 **R**. New York: Springer Science, 2011. (Use R! series).
- 2271 CAMPOS, José Nilson Beserra. **Vulnerabilidades hidrológicas do semi-árido às secas**.
2272 Brasília: Planejamento e Políticas Públicas, 1997. 275 p.
- 2273 CASATTI, Lilian; FERREIRA, Cristiane P.; LANGEANI, Francisco. A fish-based biotic
2274 integrity index for assessment of lowland streams in southeastern Brazil. **Hydrobiologia**,
2275 [S.l.], v. 623, n. 1, p. 173-189, 2009. Disponível em: [https://doi.org/10.1007/s10750-008-](https://doi.org/10.1007/s10750-008-9656-x)
2276 [9656-x](https://doi.org/10.1007/s10750-008-9656-x). Acesso em: 18 ago. 2023.
- 2277 CHAGAS, Flávia Bernardo *et al.* Utilização da estrutura de comunidades de
2278 macroinvertebrados bentônicos como indicador de qualidade da água em rios no sul do
2279 Brasil. **Revista Ambiente & Água**, Taubaté, v. 12, n. 3, p. 416-425, 2017. Disponível
2280 em: <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.1988>. Acesso em: 22 jan. 2024.
- 2281 COPERNICUS CDSE. **Annual Report on the Use of High-Resolution Satellite Data**
2282 **for Riparian Monitoring**. [S.l.]: European Union, 2025.

- 2283 COSTANZA, Robert *et al.* **Ecosystem Health**: new goals for environmental
2284 management. Washington, D.C.: Island Press, 1992.
- 2285 DIAS, Arthur S. *et al.* Land use impacts on the biological integrity of streams: a review
2286 of the Brazilian scenario. **Environmental Monitoring and Assessment**, [S. l.], v. 193, n.
2287 325, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10661-021-09095-w>. Acesso em: 03
2288 fev. 2026.
- 2289
2290 EUROPEAN COMMISSION. **Directive 2000/60/EC** of the European Parliament and of
2291 the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the
2292 field of water policy. Official Journal of the European Communities, [S. l.], v. 327, p. 1-
2293 73, 2000. Disponível em: <http://data.europa.eu/eli/dir/2000/60/oj>. Acesso em: 25 fev.
2294 2023.
- 2295 EUROPEAN COMMISSION. **Report on the implementation of the Water**
2296 **Framework Directive**: Applying the One Health approach in EU policies. Brussels:
2297 European Commission, 2025.
- 2298 EUROPEAN ENVIRONMENTAL BUREAU. **The EU Water Framework Directive**:
2299 A modern tool for 2027 goals. Brussels: EEB, 2025.
- 2300 EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY (EEA). **CORINE Land Cover (CLC) 2018**.
2301 Copenhagen: EEA, 2018. Disponível em: [https://land.copernicus.eu/pan-](https://land.copernicus.eu/pan-european/corine-land-cover/clc2018)
2302 [european/corine-land-cover/clc2018](https://land.copernicus.eu/pan-european/corine-land-cover/clc2018). Acesso em: 14 jun. 2024.
- 2303 FIERRO, Pablo *et al.* Influence of Intensive Agriculture on Benthic Macroinvertebrate
2304 Assemblages and Water Quality in the Aconcagua River Basin (Central Chile). **Water**,
2305 [S.l.], v. 13, n. 4, p. 492, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/w13040492>.
2306 Acesso em: 09 set. 2023.
- 2307 GAMBOA, Maribet; REYES, Rosa; ARRIVILLAGA, Jazzmin. Macroinvertebrados
2308 bentônicos como bioindicadores de salud ambiental. **Boletín de Malariología y Salud**
2309 **Ambiental**, [S.l.], v. 48, n. 2, p. 109-120, 2008.
- 2310 INSTITUTO DA ÁGUA (INAG). **Protocolo de amostragem e análise para os**
2311 **macroinvertebrados bentônicos**. Lisboa: Ministério do Ambiente, do Ordenamento do
2312 Território e do Desenvolvimento Regional, 2008.
- 2313 KARR, James R. Biological integrity: a long-neglected aspect of water resource
2314 management. **Ecological Applications**, [S. l.], v. 1, n. 1, p. 66-84, 1991. Disponível em:
2315 <https://doi.org/10.2307/1941848>. Acesso em: 09 out. 2025.
- 2316 LEGENDRE, Pierre; GALLAGHER, Eugene D. Ecologically meaningful transformation
2317 for ordination of species data. **Oecologia**, [S.l.], v. 129, p. 271-280, 2001. Disponível em:
2318 <https://doi.org/10.1007/s004420100716>. Acesso em: 28 fev. 2022.
- 2319 LEGENDRE, Pierre; LEGENDRE, Louis. **Numerical Ecology**. 2. ed. Amsterdam:
2320 Elsevier, 1998.

- 2321 LEPŠ, Jan; ŠMILAUER, Petr. **Multivariate Analysis of Ecological Data Using**
2322 **CANOCO**. Cambridge: Cambridge University Press, 2003.
- 2323 LÓPEZ-MORENO, Juan Ignacio *et al.* Snow cover variability in the Spanish Mountains:
2324 A watershed-level study using satellite records (2000–2024). **Journal of Mountain**
2325 **Science**, [S.l.], v. 21, 2024.
- 2326 MAASS, Manuel. Integrating Food-Water-Energy Research through a Socio-Ecosystem
2327 Approach. **Frontiers in Environmental Science**, [S.l.], v. 5, p. 48, 2017. Disponível em:
2328 <https://doi.org/10.3389/fenvs.2017.00048>. Acesso em: 11 out. 2023.
- 2329 MELLADO-DÍAZ, Andrés *et al.* Functional Diversity of Macroinvertebrate
2330 Communities in River Nature Reserves of Spain. **Ecological Indicators**, [S.l.], v. 158,
2331 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.111568>. Acesso em: 15 jan.
2332 2025.
- 2333 MERRITT, Richard W.; CUMMINS, Kenneth W. **An Introduction to the Aquatic**
2334 **Insects of North America**. 3. ed. Dubuque: Kendall/Hunt Publishing Company, 1996.
2335 862 p.
- 2336 MORÁN-TEJEDA, Enrique *et al.* Increased vegetation in mountainous headwaters
2337 amplifies water stress during dry periods. **Geophysical Research Letters**, [S.l.], v. 48, n.
2338 18, e2021GL094672, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1029/2021GL094672>.
2339 Acesso em: 03 abr. 2023.
- 2340 NINYEROLA, Miquel; PONS, Xavier; ROURE, Joan Maria. **Atlas climático digital de**
2341 **la Península Ibérica: metodología y aplicaciones en bioclimatología y geobotánica**.
2342 Bellaterra: Universitat Autònoma de Barcelona, 2005.
- 2343 OLIVEIRA, Simone Varandas; CORTES, Rui Manuel Vitor. Environmental indicators
2344 of ecological integrity and their development for running waters in northern Portugal.
2345 **Limnetica**, [S.l.], v. 25, n. 1-2, p. 479-498, 2006.
- 2346 PAULA, Poliana Maria Silveira. **Macroinvertebrados bentônicos como**
2347 **bioindicadores de condições ambientais na bacia do reservatório de Ibirité (MG)**.
2348 2004. 99 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Universidade Federal de Minas Gerais,
2349 Belo Horizonte, 2004.
- 2350 POIKANE, Sandra *et al.* Water quality assessment: Removing the guesswork from the
2351 classification of ecological status. **Water Research**, [S. l.], v. 175, p. 115651, 2020.
2352 Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.115651>. Acesso em: 03 nov. 2023.
2353
- 2354 POFF, N. LeRoy. Landscape filters and species traits: towards mechanistic understanding
2355 and prediction in stream ecology. **Journal of the North American Benthological**
2356 **Society**, [S. l.], v. 16, n. 2, p. 391-409, 1997. Disponível em:
2357 <https://doi.org/10.2307/1468026>. Acesso em: 03 fev. 2026.
2358
- 2359 POFF, N. LeRoy; RICHTER, Brian D. Water Resources and Sustainable Aquatic
2360 Ecosystems: A Vision for 2050. *In: Toward a Sustainable Water Future*. [S.l.: s.n.],
2361 2012. p. 175-186.

- 2362 RASHID, Rehana; PANDIT, Ashok K. Macroinvertebrates (oligochaetes) as indicators
2363 of pollution: A review. **Journal of Ecology and The Natural Environment**, [S.l.], v. 6,
2364 n. 4, p. 140-144, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.5897/JENE2014.0438>. Acesso
2365 em: 29 nov. 2022.
- 2366 RAVEN, Paul J. *et al.* Quality assessment using River Habitat Survey data. **Aquatic**
2367 **Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, [S.l.], v. 8, p. 477-499, 1998.
2368 Disponível em: <[https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-0755\(199807/08\)8:4<477::AID-
2369 AQC297>3.0.CO;2-3](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-0755(199807/08)8:4<477::AID-AQC297>3.0.CO;2-3)>. Acesso em: 14 ago. 2021.
- 2370 RAVEN, Paul J. *et al.* **River Habitat Survey in Britain and Ireland: Field Survey**
2371 **Guidance Manual: 2003**. Bristol: Environment Agency, 2003.
- 2372 RAVEN, Paul J. *et al.* **River Habitat Survey in Southern Portugal: Results from 2009**.
2373 Bristol: Environment Agency, 2009. 29 p.
- 2374 RESENDE, Perla C. *et al.* Use of biological indicators to assess water quality of the UI
2375 River (Portugal). **Environmental Monitoring and Assessment**, [S.l.], v. 170, n. 1-4, p.
2376 535-544, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10661-009-1255-3>. Acesso em:
2377 02 set. 2022.
- 2378 ROLDÁN-PÉREZ, Gabriel. Los macroinvertebrados como bioindicadores de la calidad
2379 del agua: cuatro décadas de desarrollo en Colombia y Latinoamérica. **Revista de la**
2380 **Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales**, [S.l.], v. 40, n. 155,
2381 p. 254-274, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.18257/raccefyn.335>. Acesso em: 18
2382 dez. 2023.
- 2383 ROSENBERG, David M.; RESH, Vincent H. Introduction to Freshwater Biomonitoring
2384 and Benthic Macroinvertebrates. *In*: ROSENBERG, David M.; RESH, Vincent H. (ed.).
2385 **Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates**. New York: Chapman &
2386 Hall, 1993. p. 1-9.
- 2387 SÁNCHEZ-HERNÁNDEZ, Juan. Aquatic Macroinvertebrates as Indicators of Climate
2388 Change in the Riparian Environments of the Mediterranean Region. **Environments**,
2389 [S.l.], 2025.
- 2390 SANTOS, Diana Rita Carneiro. **Tardígrados como Bioindicadores da Qualidade do**
2391 **Ar em Meio Urbano**. 2014. Dissertação (Mestrado em Ecologia, Território e Ambiente)
2392 – Universidade do Porto, Porto, 2014.
- 2393 SPONSELLER, Ryan A.; BENFIELD, Ernest F.; VALETT, H. Maurice. Relationships
2394 between land use, spatial scale and stream macroinvertebrate communities. **Freshwater**
2395 **Biology**, [S.l.], v. 46, n. 10, p. 1409-1424, 2001. Disponível em:
2396 <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2001.00768.x>. Acesso em: 23 out. 2021.
- 2397 STRAHLER, Arthur N. Quantitative analysis of watershed geomorphology. **Eos**,
2398 **Transactions American Geophysical Union**, [S.l.], v. 38, n. 6, p. 913-920, 1957.
2399 Disponível em: <https://doi.org/10.1029/TR038i006p00913>. Acesso em: 01 jun. 2022.

2400 VON SPERLING, Marcos. **Estudos e modelagem da qualidade da água de rios**. 2. ed.
2401 Belo Horizonte: UFMG, 2014.

2402 WANG, Xingzhong et al. The impact of land use on stream macroinvertebrates: a
2403 bibliometric analysis for 2010–2021. **Environmental Monitoring and Assessment**, v.
2404 195, n. 5, p. 613, 2023.

2405

2406

2407

2408

2409

2410

2411

2412

2413

2414

2415

2416

2417

2418

2419

2420

2421

2422

2423

2424

2425

2426

2427

2428

2429

CAPÍTULO 3

2430

2431

2432 **Respostas das assembleias de Oligochaeta (Annelida, Clitellata) a um gradiente de** 2433 **entropia ambiental em ecossistemas lóticos e lênticos paulistas**

2434

2435

2436 **Resumo**

2437 O presente estudo avaliou as respostas da assembleia de Oligochaeta (Annelida:
2438 Clitellata) a um gradiente de entropia ambiental, estruturado com base no uso e ocupação
2439 do solo, em 246 ecossistemas aquáticos (135 lóticos/rios e 111 lênticos/reservatórios) no
2440 Estado de São Paulo. O gradiente de impacto foi sintetizado via Análise de Componentes
2441 Principais (PCA) utilizando dados de uso do solo (MapBiomas) e variáveis físico-
2442 químicas. A estrutura da comunidade biológica foi ordenada por Escalonamento
2443 Multidimensional Não-Métrico (NMDS) e as espécies indicadoras (IndVal) foram
2444 determinadas para grupos de "Baixo", "Médio" e "Alto" impacto. Os resultados
2445 demonstraram respostas distintas entre os ecossistemas. Em rios (lóticos), a assembleia
2446 respondeu de forma clara ao gradiente principal (PC1), que segregou locais florestados
2447 (associados a alto Oxigênio Dissolvido) de locais impactados (influenciados por
2448 urbanização, pastagem, temperatura elevada e metais). Em reservatórios (lênticos), a
2449 resposta foi difusa, com a comunidade apresentando alta homogeneidade (NMDS
2450 stress=0,164) e sobreposição entre os grupos de impacto. Notavelmente, *Limnodrilus*
2451 *hoffmeisteri* foi identificado como indicador de "Baixo Impacto" em rios, um achado que
2452 confronta a literatura tradicional, enquanto *Aulophorus costatus* foi indicador de "Alto
2453 Impacto". Conclui-se que a assembleia de Oligochaeta reflete de forma robusta a
2454 integridade ecológica em sistemas lóticos paulistas, mas que processos hidrodinâmicos
2455 em reservatórios podem modular essa resposta. O estudo fornece a base empírica para o
2456 desenvolvimento de um índice biótico regional calibrado.

2457

2458 **Palavras-chave:** Bioindicadores, Qualidade da Água, Macroinvertebrados Bentônicos,
2459 Bacia Hidrográfica, Análise Multivariada.

2460

2461

2462

2463

2464

2465

2466

2467

2468 **1. Introdução**

2469 As interações entre homem e natureza são inseparáveis, proporcionando ao ser
2470 humano a utilização do meio ambiente como ferramenta para avanços científicos e
2471 tecnológicos, entretanto, o uso excessivo de recursos naturais pode proporcionar uma
2472 degradação do meio, especificamente os recursos hídricos, necessárias à manutenção da
2473 vida em nosso planeta (Rosário, 2021). Em ecossistemas aquáticos, a forma e intensidade
2474 dessa degradação está diretamente relacionada à alteração da paisagem, às alterações nos
2475 usos e ocupação do solo dentro da bacia hidrográfica. O aumento populacional, associado
2476 à perda de vegetação para expansão agrícola e à crescente urbanização, acaba alterando
2477 profundamente a paisagem (Goulart e Callisto, 2003; Allan, 2004). A substituição da
2478 vegetação nativa por superfícies impermeáveis ou monoculturas, por exemplo, intensifica
2479 alguns processos, dentre eles, o escoamento superficial (*runoff*), que age como o principal
2480 vetor de transporte de poluentes difusos. Como resultado, observa-se um aumento na
2481 carga de nutrientes, especialmente nitrogênio e fósforo, e sedimentos carregados para os
2482 corpos d'água, além do contributo de efluentes industriais e domésticos sem tratamento
2483 (Tundisi & Tundisi, 2008; Valle Junior *et al.*, 2015). Os impactos decorrentes dessas
2484 alterações podem acarretar na eutrofização, o assoreamento do leito dos rios e
2485 reservatórios a uniformização dos habitats, induzindo uma diminuição da diversidade de
2486 espécies (Esteves, 1998; Macedo, Sipaúba-Tavares, 2010).

2487 A perturbação em ecossistemas aquáticos, oriundas de ações antrópicas, não
2488 ocorrem de forma linear. Essa não linearidade pode ser observada nas dinâmicas das
2489 bacias hidrográficas, que são tipicamente mosaicos de paisagem, apresentando uma
2490 matriz heterogênea de usos do solo, com fragmentos de vegetação nativa, pastagens, áreas
2491 agrícolas e zonas urbanizadas (Allan, 2004; Zeni *et al.*, 2021). Essa heterogeneidade
2492 espacial nos diferentes níveis de pressão antrópica gera perturbações contínuas, sendo
2493 frequentemente exposta como um gradiente ambiental (Hynes, 1975; Townsend *et al.*,
2494 1997). Este gradiente pode ser observado desde áreas de nascentes (montante),
2495 normalmente sendo mais preservadas, até trechos mais à jusante, muitas vezes
2496 modificados pela agricultura ou processos de urbanização. A análise da estrutura das
2497 comunidades aquáticas e da qualidade da água ao longo desse gradiente é, portanto, uma
2498 ferramenta fundamental para diagnosticar como os ecossistemas respondem a diferentes
2499 níveis de estresse ambiental (Al-Shami *et al.*, 2010).

2500 Nesse contexto, o Estado de São Paulo representa um estudo de caso
2501 representativo para a análise de gradientes ambientais nos recursos hídricos. O estado

2502 possui a maior população do Brasil, aproximadamente 44 milhões de habitantes (IBGE,
2503 2022), e um dos centros mais industrializados e desenvolvido do país, concentrados
2504 majoritariamente na Região Metropolitana de São Paulo (RMSP), ao mesmo tempo em
2505 que apresenta grandes áreas dominadas pela agricultura, com destaque para a
2506 monocultura de cana-de-açúcar (IBGE, 2019; CETESB, 2022). A complexibilidade da
2507 matriz de usos do solo, que mescla centros urbanos, extensas zonas rurais e importantes
2508 remanescentes de vegetação nativa (como os da Serra do Mar e da Cantareira), gera
2509 conflitos intensos pelos usos da água e acaba exercendo pressões relevantes sobre os
2510 recursos hídricos (Valle Junior *et al.* 2015; Marengo *et al.*, 2020). Compreender como os
2511 diferentes usos do solo afetam a qualidade da água em escala macro torna-se, portanto,
2512 basilar para a gestão e preservação desses recursos.

2513 Para Rosário *et al.* (2021) a quantidade de recursos com potencial de utilização,
2514 até certo ponto escassos, deve-se repensar a forma de utilização e monitoramento da
2515 qualidade das águas e os demais recursos naturais a fim de não ferir o que norteia a
2516 Constituição da Nova República; no Título VIII – Da Ordem Social, o Capítulo VI – Do
2517 Meio Ambiente, em seu artigo 225 quando diz: “Todos têm direito ao meio ambiente
2518 equilibrado, bem de uso comum do povo e essencial à sadia qualidade vida, impondo-se
2519 ao Poder Público e à coletividade o dever de defendê-lo e preservá-lo para as presentes e
2520 futuras gerações.” (Brasil,1988).

2521 Como forma de dar uma resposta a esse dever legal e ao crescente indício da
2522 poluição das águas no estado, foi constituída em 1973, pela Lei Estadual-SP 118, a
2523 Companhia Estadual de Tecnologia de Saneamento Básico e de Controle de Poluição das
2524 Águas (CETESB). A companhia tornou-se, assim, a agência responsável pelo controle da
2525 poluição hídrica em todo o território estadual, com a atribuição de monitorar a qualidade
2526 das águas destinadas ao abastecimento público e a outros usos, bem como o controle de
2527 águas residuárias (São Paulo, 1973).

2528 A CETESB iniciou o monitoramento da qualidade das águas em 1974, com uma
2529 rede que contava inicialmente com 47 pontos de amostragem. Com o objetivo de
2530 diagnosticar a situação dos recursos hídricos, essa rede foi expandida, passando a
2531 monitorar 471 pontos em 2017, distribuídos por todo o estado (CETESB, 2019). O
2532 primeiro "Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo" foi
2533 emitido em 1978, contendo os dados do período de 1974 a 1977. Desde então, os
2534 relatórios diagnósticos foram publicados anualmente sem interrupção, consolidando uma

2535 série histórica robusta que possibilita uma análise coesa e de longo prazo do
2536 comportamento da qualidade das águas paulistas (CETESB, 2019).

2537 Para realizar esse diagnóstico, a CETESB adotou um conjunto de índices e
2538 indicadores de qualidade. Entre os mais tradicionais está o Índice de Qualidade das Águas
2539 (IQA), que avalia o corpo d'água com base em variáveis físico-químicas (CETESB,
2540 2020). Embora fundamentais, esses parâmetros físico-químicos muitas vezes fornecem
2541 um diagnóstico pontual da qualidade da água (um "*snapshot*"), podendo não capturar os
2542 efeitos de poluição crônica, intermitente ou os impactos cumulativos da degradação do
2543 habitat, esses efeitos estão diretamente ligados ao gradiente de uso do solo na bacia
2544 hidrográfica. Reconhecendo essa limitação, a própria CETESB também utiliza
2545 indicadores biológicos, como o Índice de Comunidade Bentônica (ICB) e Fitoplantônica
2546 (ICF) (CETESB, 2020), evidenciando a necessidade de abordagens que integrem a
2547 resposta da biota.

2548 Essa necessidade de uma abordagem integradora, que supera a limitação da
2549 utilização somente de parâmetros físico-químicos, é suprida pelo biomonitoramento. Esta
2550 abordagem permite identificar como ocorrem as pressões antrópicas nos ecossistemas
2551 (Morris e Hakwins, 2000; Mokaya e Mathooko, 2004; Acuña-Alonso *et al.*, 2021) e é
2552 definida como o uso sistemático de respostas biológicas para avaliar a degradação
2553 ambiental (Costa *et al.*, 2015). Conforme Callisto *et al.* (2005) e Callisto e Moreno (2006),
2554 a integração da ecologia dos organismos indicadores com os fatores físicos e químicos
2555 possibilita uma caracterização muito mais ampla e realista da integridade do ecossistema.

2556 Essa abordagem utiliza parâmetros biológicos que, por meio de suas
2557 características, presença, distribuição e abundância, fornecem uma evidência combinada
2558 dos efeitos em um ecossistema (Callisto, Gonçalves, Moreno, 2004). Dentre os grupos
2559 utilizados, o biomonitoramento com a fauna de macroinvertebrados bentônicos tem
2560 demonstrado ser uma ferramenta particularmente eficiente na avaliação da qualidade da
2561 água (Silveira, Queiroz e Boeira, 2004; Oliveira e Callisto, 2010; Girolli *et al.*, 2021).
2562 Organismos como insetos, anelídeos (Oligochaeta) e moluscos são representativos, sendo
2563 que grupos como quironomídeos e oligoquetos, especificamente, são amplamente
2564 estudados por sua significativa colonização em ecossistemas continentais e suas respostas
2565 distintas ao longo de gradientes de poluição (Corbi, 2001; Pamplin, Rocha, Marchese,
2566 2005; Gorni e Alves, 2008).

2567 A classe Oligochaeta (Annelida: Clitellata) destaca-se como um dos componentes
2568 mais relevantes da fauna de invertebrados (Harman, 1982), cujo conhecimento no Brasil

2569 expandiu-se significativamente entre as décadas de 1940 a 1960 (Righi, 2002). Estes
2570 organismos habitam substratos variados, incluindo ambientes arenosos, argilosos
2571 (Dornfeld *et al.*, 2006; Alves *et al.*, 2008; Petsch *et al.*, 2013; Petsch *et al.*, 2015) e
2572 enriquecidos com matéria orgânica (Behrend *et al.*, 2012), além de associarem-se a
2573 briófitas, macrófitas (Correia; Trivinho-Strixino, 1998; Trivinho-Strixino *et al.*, 2000;
2574 Alves; Gorni, 2007; Gorni, Alves, 2007), esponjas (Gorni; Alves, 2008), moluscos
2575 (Gorni; Alves, 2006), larvas de insetos (Corbi *et al.*, 2004) e anfíbios (Oda *et al.*, 2015).
2576 No contexto da bioindicação, a subfamília Tubificinae é notável por sua tolerância a
2577 ambientes poluídos e anóxicos, graças a adaptações fisiológicas (Chapman, 2001; Martins
2578 *et al.*, 2008), enquanto outras famílias, como Naididae e pristinidae, são sensíveis à
2579 degradação e ocorrem em habitats limpos e oxigenados (Reynoldson, 1987; Alves *et al.*,
2580 2008).

2581 Por serem organismos de mobilidade reduzida e viverem associados ao sedimento,
2582 os oligoquetos integram os efeitos da poluição ao longo do tempo. A estrutura de sua
2583 comunidade é como um reflexo direto da qualidade do material sedimentado, que por sua
2584 vez é um produto direto do uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica (Brinkhurst,
2585 1996). A análise dessa comunidade fornece, assim, uma ferramenta biológica robusta para
2586 validar a integridade de um gradiente ambiental, conectando diretamente a pressão da
2587 paisagem com a resposta biológica.

2588 Embora a relação conceitual entre o uso do solo na bacia hidrográfica e a resposta
2589 das comunidades biológicas, como os macroinvertebrados bentônicos, esteja bem
2590 estabelecida (Allan, 2004), a aplicação prática dessa relação em programas de
2591 biomonitoramento depende de uma correta quantificação da pressão antrópica.
2592 Ferramentas que consigam traduzir o complexo mosaico da paisagem em um gradiente
2593 de perturbação claro e utilizável ainda são um desafio, especialmente na diversa e ampla
2594 escala territorial do estado de São Paulo. Desta forma, o objetivo central deste capítulo é
2595 propor e estruturar um gradiente ambiental baseado nos dados de uso e ocupação do solo
2596 do estado de São Paulo. Esta abordagem visa fornecer uma ferramenta de análise robusta,
2597 capaz de servir como linha de base para avaliar como diferentes níveis de pressão
2598 antrópica na paisagem influenciam a integridade ecológica dos ecossistemas aquáticos.

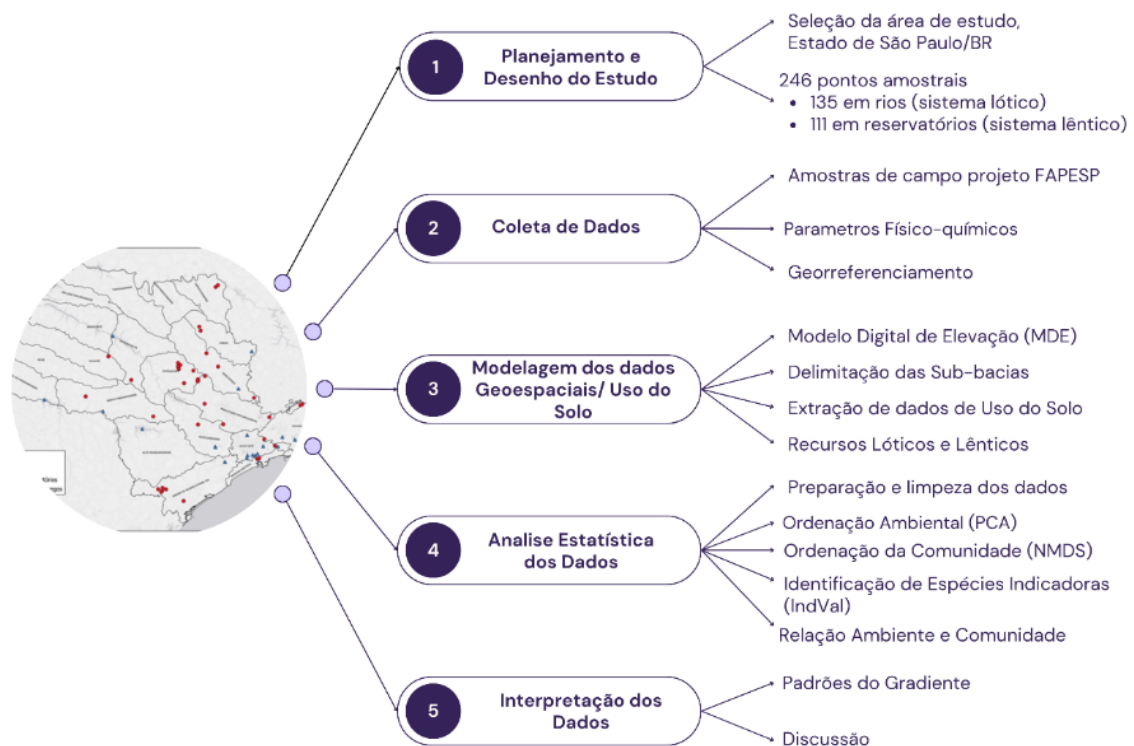
2599

2600 **2. Material e Métodos**

2601 O fluxograma metodológico apresentado na Figura 16 sintetiza o delineamento
2602 experimental adotado neste estudo, estruturado em cinco etapas consecutivas e
2603 interdependentes. O processo inicia-se com o planejamento e a definição da malha
2604 amostral no Estado de São Paulo, abrangendo ambientes lóticos e lênticos, seguido pela
2605 aquisição de parâmetros físico-químicos e georreferenciamento dos pontos. A
2606 metodologia avança para a modelagem geoespacial e caracterização do uso do solo,
2607 fornecendo a base para a aplicação de rotinas estatísticas multivariadas de ordenação e
2608 identificação de bioindicadores. Por fim, o fluxo culmina na interpretação analítica dos
2609 dados para a elucidação dos padrões de gradiente e das relações ecológicas entre a
2610 comunidade e o ambiente.

2611

2612 **Fluxo de trabalho**



2613

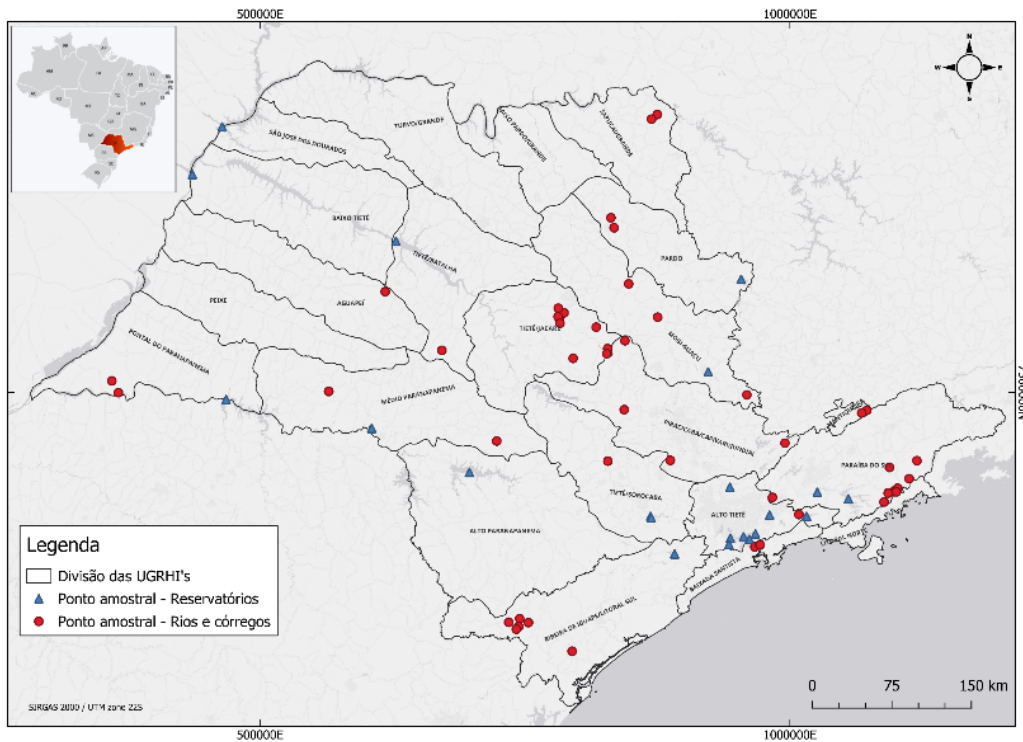
2614 **Figura 16.** Resumo do esquema de fluxo de trabalho desenvolvido no presente capítulo.

2615

2616 **2.1. Área de Estudo e Amostragem**

2617 O estudo foi conduzido em 246 pontos amostrais, sendo 135 em rios (sistema
2618 lótico) e 111 em reservatórios (sistema lêntico), distribuídos na maioria das UGRHI's do
2619 estado de São Paulo, a exceção das UGRHI's 12 (Baixo Pardo Grande), Turvo Grande
2620 (15) e Peixe (21), pois foram locais ausentes de amostras na base de dados utilizada

2621 (Figura 17). Os locais foram selecionados para abranger um amplo gradiente de impacto
2622 ambiental, desde áreas com predominância de monoculturas e florestadas até áreas com
2623 intensa urbanização. O banco de dados utilizado é fruto de uma parceria acadêmica que
2624 está associada ao projeto FAPESP 18/12069-9 que trata da utilização de assembleias de
2625 oligoquetos aquáticos (tabela 1) como ferramenta alternativa no monitoramento da
2626 qualidade ambiental.



2627

2628 **Figura 17.** Distribuição dos pontos amostrais Lênticos e Lóticos no Estado de São Paulo
2629 e divisão das Unidades de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGRHI).

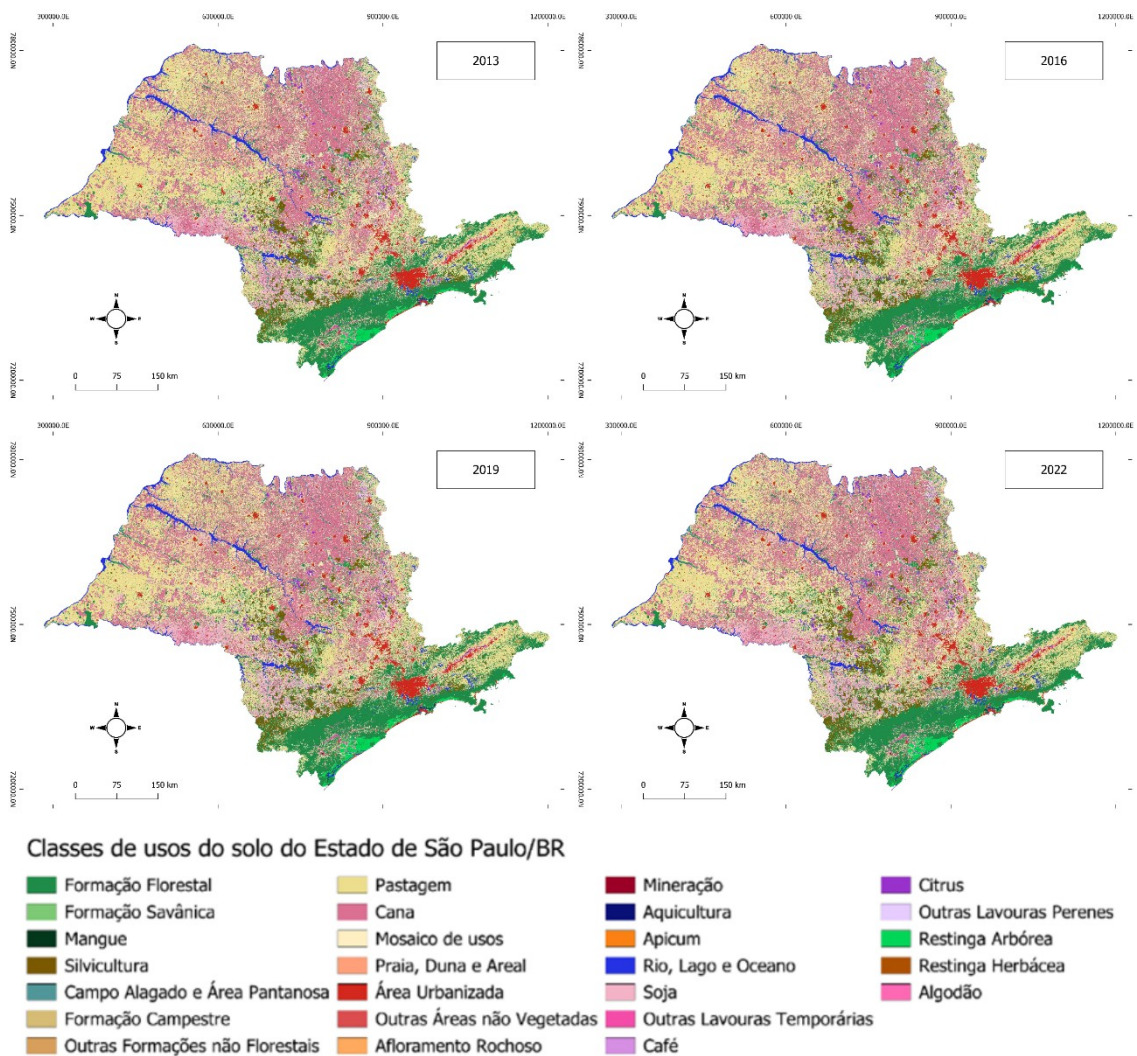
2630

2631 **2.2. Coleta e Análise de Dados Ambientais e Biológicos**

2632 Em cada ponto, foram coletadas amostras de água para análise de variáveis físico-
2633 químicas, incluindo: Oxigênio Dissolvido - OD (mg/l), pH, Fósforo Total, Nitrogênio
2634 Total, Temperatura (°C), condutividade elétrica (CE), turbidez, Fe sedimento (µg/g), Mn
2635 sed. (µg/g), S e IOBS, seguindo os protocolos do Standard Methods (APHA, 2017)
2636 (Material Suplementar 4). As amostras da comunidade de Oligochaeta (Material
2637 Suplementar 3) foram coletadas em triplicata seguindo metodologia já descritas por
2638 Gorni, Girolli e Lima (2021). Para caracterizar o uso e ocupação do solo na bacia de
2639 drenagem de cada ponto, foram utilizadas a geolocalização dos pontos amostrais e
2640 posteriormente dados de uso e ocupação do solo (LULC) da plataforma MapBiomas
2641 (Figura 18), foram selecionados os anos de 2013, 2016, 2019 e 2022 por coincidirem com

2642 os períodos de coleta das amostras biológicas. A opção por este recorte temporal
 2643 fundamenta-se na natureza integradora do compartimento bentônico. Diferentemente da
 2644 coluna d'água, que reflete condições momentâneas, o sedimento atua como uma matriz
 2645 de deposição que acumula o histórico de estressores da bacia (Gorni & Alves, 2015).
 2646 Assim, a comunidade de Oligochaeta, como uma contadora de história, responde à
 2647 “memória” química e física do sistema, sendo melhor explicada por um cenário
 2648 consolidado de uso do solo (janela trienal) do que por eventos agudos pontuais.
 2649 Posteriormente foram extraídas as classes de cada sub-bacia em que se localizavam as
 2650 amostras e cálculo das porcentagens de cada classe (ex: área urbana, pastagem, floresta)
 2651 em sub-bacias obtidas a partir de modelagem em software livre Qgis (Figura 19).

2652



2653

2654 **Figura 18.** Mapa de uso e ocupação do solo do estado de São Paulo nos períodos
 2655 amostrais de 2013,2016,2019 e 2022. **Fonte:** Autores com base em MapBiomias, 2024.

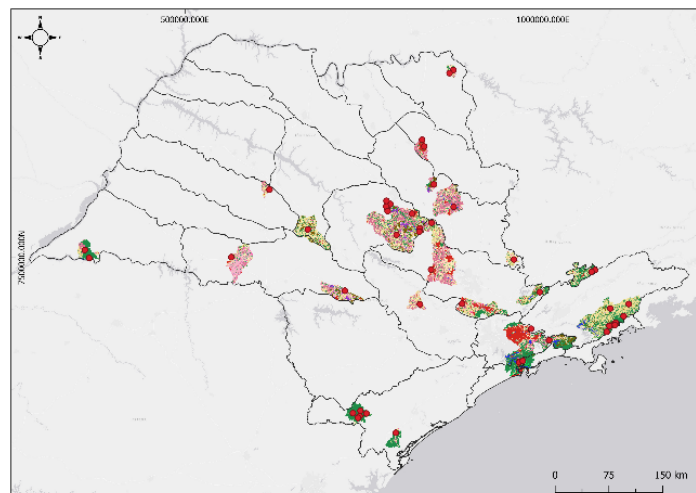
2656

2657 A definição das sub-bacias partiu da utilização de raster de Modelo Digital de
2658 Elevação (MDE) com resolução espacial de 30m para o Estado de São Paulo (SIMA,
2659 2023), antes do processamento foram feitas correções de pixels negativos no *software*
2660 Qgis, a partir da calculadora Raster, ocorrendo a substituição de *pixels* com valor zero por
2661 *pixels* com valor um, posteriormente gerou-se novo raster, após as correções foi possível
2662 gerar as sub-bacias. Após a extração das áreas de interesse em formato shapefile (SHP)
2663 foram feitas extrações (recortes) dos raster's dos usos e ocupação do solo para o recorte
2664 amostral. A extração das classes se deu através da ferramenta nativa do Qgis "*r.report*"
2665 sendo possível obter os valores das classes existentes na sub-bacia de influência dos
2666 pontos amostrais. A extração dos valores das classes foi organizada no banco de dados
2667 para cada ponto amostral (Figura 19).

2668

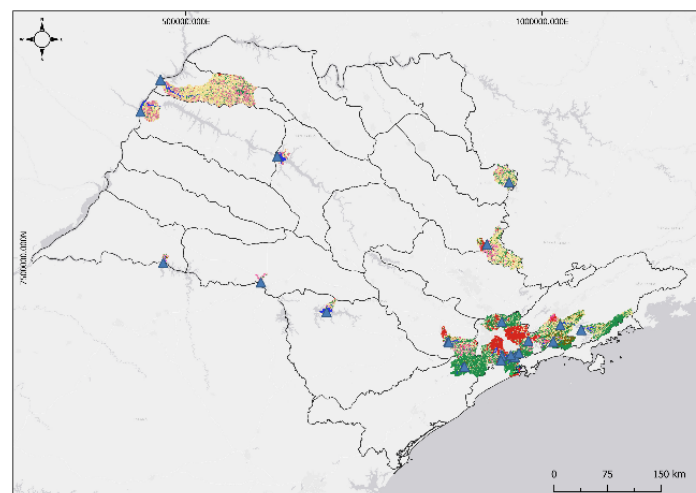
2669

a)



2670

b)



2672

Classes de usos do solo do Estado de São Paulo/BR



2673

2674 **Figura 19.** Exemplo da distribuição dos pontos amostrais em rios (a) e reservatórios (b)
2675 no Estado de São Paulo com as respectivas sub-bacias e os usos do solo no entorno do ponto
2676 amostral. **Fonte:** Autores com base em MapBiomias, 2024.

2677

2678 2.3. Análise de Dados

2679 Todas as análises foram realizadas em ambiente Qgis e software estatístico R (R
2680 Core Team, 2024) (Material Suplementar 3.1). As variáveis ambientais foram
2681 padronizadas (transformadas em média 0 e desvio padrão 1) para a Análise de
2682 Componentes Principais (PCA), que foi utilizada para ordenar os locais de amostragem e
2683 sintetizar o gradiente de entropia ambiental.

2684 A estrutura da comunidade de Oligochaeta foi visualizada através do
2685 Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NMDS), com base em uma matriz de
2686 dissimilaridade de Bray-Curtis calculada sobre os dados de abundância transformados por
2687 $\log(x+1)$. A relação entre a estrutura da comunidade e as variáveis ambientais foi testada
2688 ajustando-se os vetores das variáveis significativas ($p < 0,05$) ao diagrama de ordenação
2689 do NMDS, através da função envfit do pacote vegan (Oksanen et al., 2022).

2690 Para identificar espécies indicadoras de locais (baixa, média e alta entropia, a
2691 partir da PCA), foi realizada uma Análise de Valor Indicador (IndVal) utilizando o pacote
2692 indicpecies e vegan (De Cáceres & Legendre, 2009), com a significância estatística
2693 testada por 999 permutações. A observação gráfica dos resultados se valeu do pacote
2694 ggrepel, um complemento do pacote ggplot2.

2695 Para fins de interpretação do Gradiente de Degradação nas etapas subsequentes
2696 (como na Figura 6), adotou-se a convenção de sinal oposto, onde valores positivos
2697 representam maior perturbação antrópica e valores negativos indicam condições de
2698 referência (baixo impacto).

2699

2700

2701

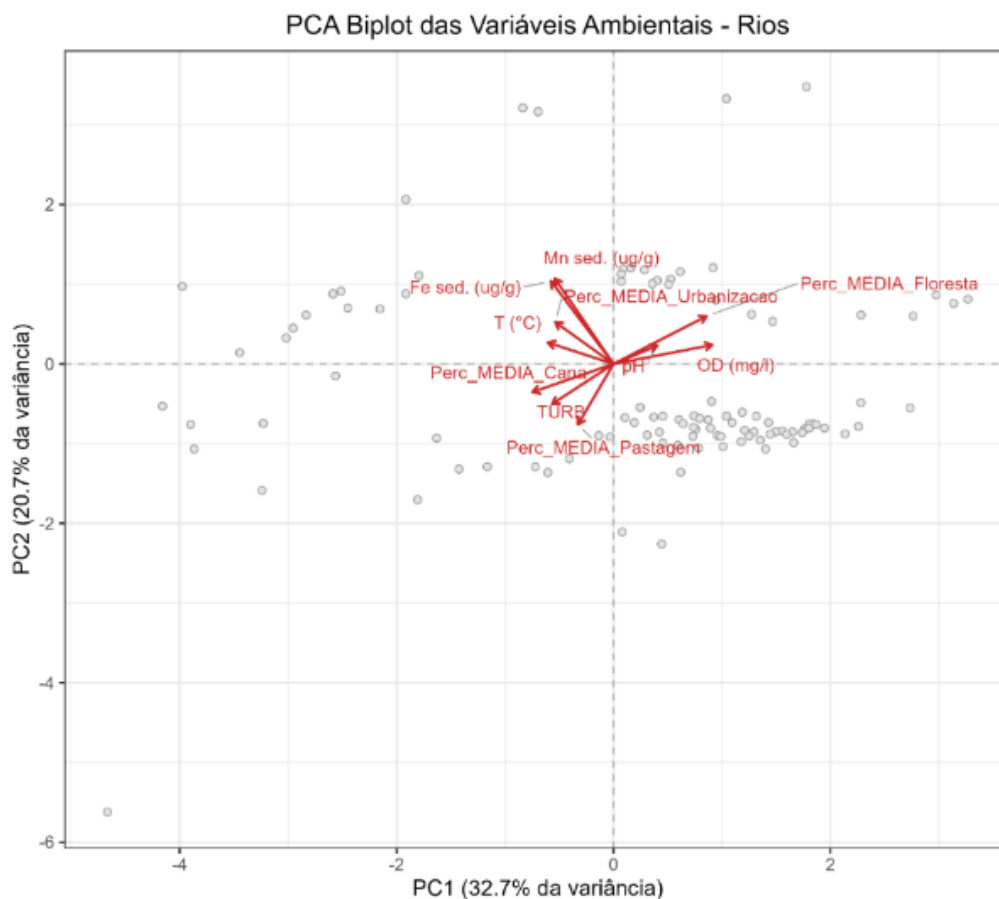
2702 3. Resultados

2703 3.1 Ecossistemas Lóticos (Rios)

2704 3.1.1 Gradientes Ambientais

2705 A Análise de Componentes Principais (PCA) para os rios apresentou 53,4% da
2706 variação ambiental total nos dois primeiros eixos (PC1 = 32,7%; PC2 = 20,7%). O
2707 primeiro eixo (PC1) demonstrou um claro gradiente de condição ecológica. Na projeção
2708 vetorial (Figura 20), os scores positivos associaram-se a locais com maior cobertura
2709 florestal, maiores concentrações de OD e pH elevado, enquanto os scores negativos
2710 apontaram para ambientes influenciados por monoculturas (cana-de-açúcar), turbidez e
2711 metais.

2712



2713

2714 **Figura 20.** Análise de Componentes Principais (PCA) para ambientes lóticos do estado
2715 de São Paulo.

2716 Legenda das variáveis: **OD:** Oxigênio Dissolvido (mgL⁻¹); **pH:** Potencial
2717 Hidrogeniônico; **T:** Temperatura da água (°C); **TURB:** Turbidez (NTU); **Fe sed.:** Ferro
2718 no sedimento (µg g⁻¹); **Mn sed.:** Manganês no sedimento (µg g⁻¹); **Floresta:** Percentual
2719 de cobertura florestal na área de drenagem; **Urbanização:** Percentual de área urbana;
2720 **Cana:** Percentual de cultivo de cana-de-açúcar; **Pastagem:** Percentual de área de
2721 pastagem.

2722

2723

Validação do Gradiente de Impacto para ambientes lóticos.

2724

2725

2726

2727

2728

2729

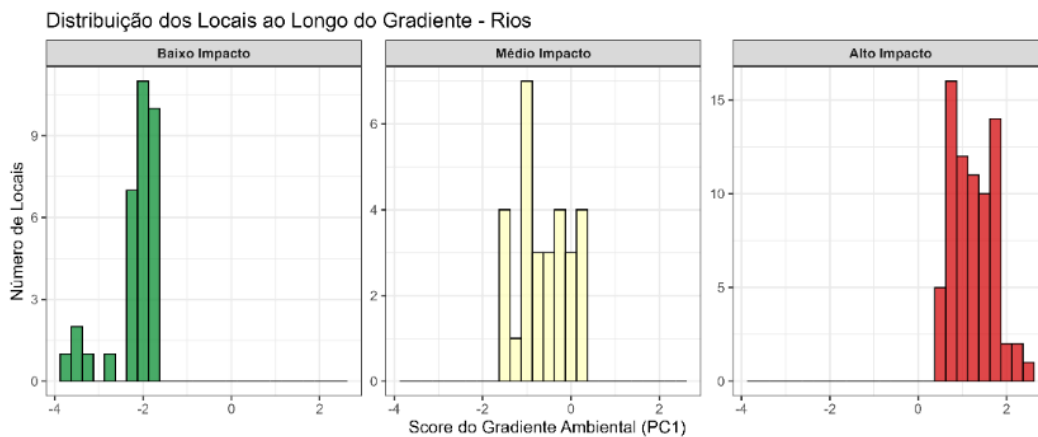
2730

2731

2732

2733

Após a análise da distribuição dos locais ao longo da PC1 observou-se uma separação nas categorias de impacto (baixo, médio e alto impacto). Os locais classificados como sendo de baixo impacto apresentaram scores negativos, concentrando-se entre -4 e -1, seu pico atingiu um score de -2. Os locais de médio impacto apresentaram um agrupamento próximo a zero, variando entre -1 e +1. Para os locais de alto impacto foram apresentados majoritariamente scores positivos, variando entre +0.5 a +2.5. Estes resultados demonstram que, de forma eficaz, o eixo PC1 apresenta um gradiente de degradação ambiental, apontando ambientes de menor impacto (scores negativos) e maior impacto (scores positivos) (Figura 21).



2734

2735

2736

Figura 21. Distribuição dos pontos amostrais em recursos lóticos do estado de São Paulo ao longo do Gradiente Ambiental (PC1) por categoria de impacto.

2737

2738

3.1.2 Estrutura da Comunidade e Espécies Indicadoras

2739

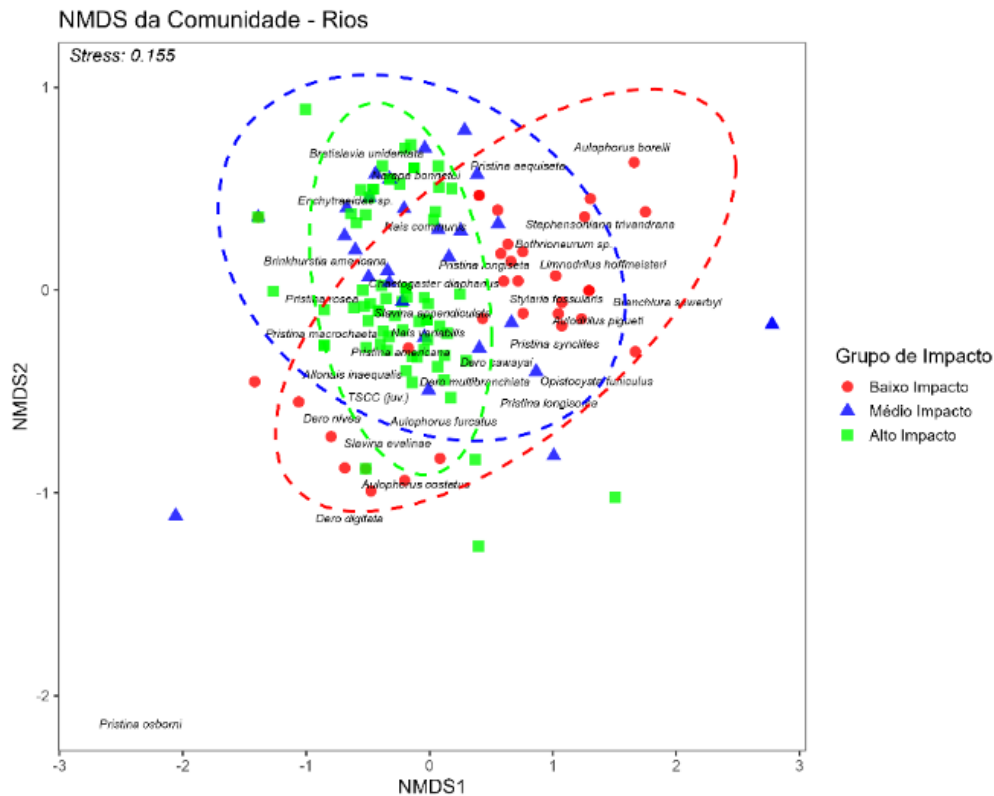
2740

2741

2742

2743

A estrutura da comunidade de oligoquetas, ordenada através de um NMDS (estresse = 0,155), refletiu diretamente o gradiente ambiental. O principal eixo de ordenação (NMDS1) segregou as comunidades de locais com maior cobertura florestal e oxigenação (scores positivos) daquelas em locais sob maior influência de urbanização e temperatura (scores negativos) (Figura 22).



2744

2745 **Figura 22.** Gráfico de agrupamento da comunidade de Oligochaeta através de análise
 2746 NMDS para recursos lóticos.

2747

2748 Dentre as espécies utilizadas, após a Análise de Espécies Indicadoras (IndVal)
 2749 baseada no gradiente de impacto (PC1), foram identificados 17 táxons como associados
 2750 a um dos grupos de impacto para os rios (Tabela 5). Este valor considera o limiar de $p \leq$
 2751 0,20, que é amplamente aceito na literatura para identificar espécies-indicadoras (Dufrene
 2752 & Legendre, 1997; Cáceres & Legendre, 2009), permitindo uma visão mais abrangente
 2753 das associações ecológicas. Destes táxons associados, 10 foram considerados indicadores
 2754 fortes, com um limiar de significância estatística rigoroso ($p \leq 0,05$).

2755

2756

2757

2758

2759

2760
2761
2762

Tabela 5. Espécies indicadoras (IndVal) para Rios associadas aos grupos de impacto (Baixo, Médio, Alto) definidos pelo gradiente da PCA (LULC + Fís-Quím). São apresentados os táxons com $p \leq 0,20$.

Espécie	Grupo Indicador (PCA)	Stat (A)	p-valor
<i>Bothrioneurum sp.</i>	Baixo Impacto	0,639	0,001
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	Grupo 4	0,469	0,002
<i>Aulophorus furcatus</i>	Baixo Impacto	0,426	0,002
<i>Slavina evelinae</i>	Grupo 4	0,432	0,003
<i>Narapa bonnetoi</i>	Médio Impacto	0,381	0,005
<i>Pristina synclites</i>	Grupo 4	0,481	0,011
<i>Bratislavia unidentata</i>	Grupo 6	0,337	0,026
<i>Nais variabilis</i>	Baixo Impacto	0,349	0,029
<i>Dero multibranchiata</i>	Grupo 6	0,403	0,041
<i>Enchytraeidae sp.</i>	Grupo 6	0,493	0,048
<i>Aulodrilus pigueti</i>	Baixo Impacto	0,307	0,054
<i>Allonais inaequalis</i>	Grupo 4	0,331	0,081
<i>Stylaria fossularis</i>	Baixo Impacto	0,253	0,106
<i>Stephensoniana trivandranana</i>	Baixo Impacto	0,253	0,113
<i>Dero digitata</i>	Baixo Impacto	0,253	0,114
<i>Dero sawayai</i>	Grupo 5	0,332	0,154
<i>Opistocysta funiculus</i>	Grupo 4	0,332	0,164

2763
2764
2765
2766
2767
2768

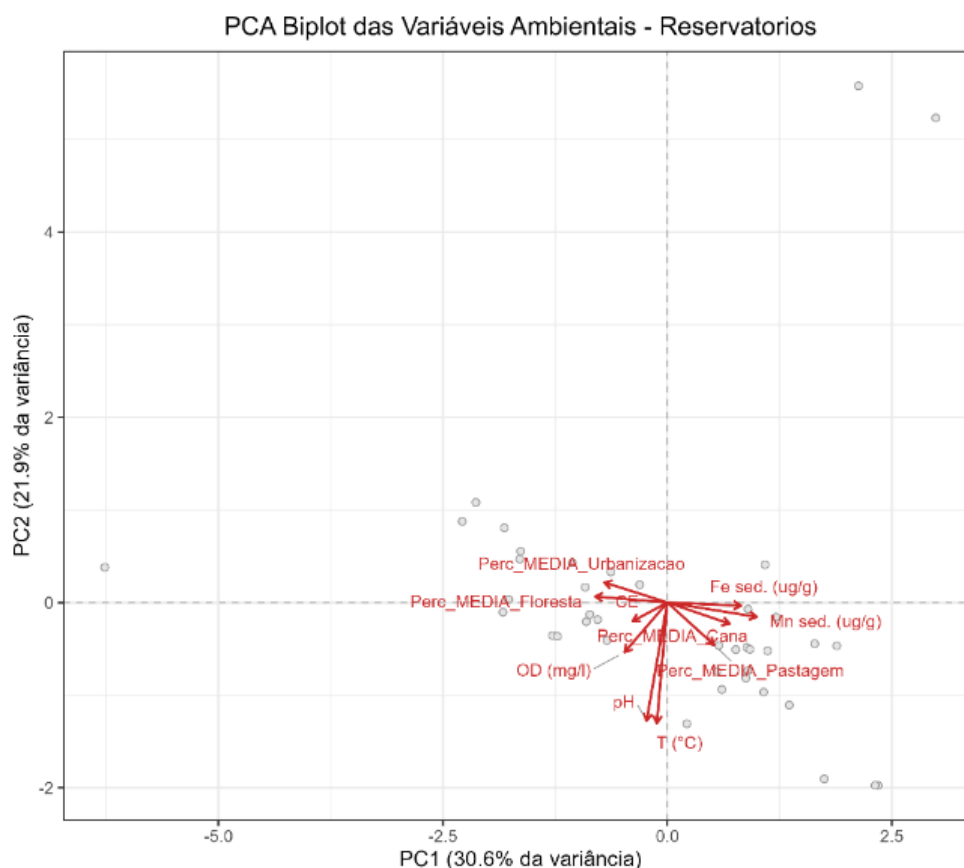
Grupos indicadores representam associações aos grupos da PCA (1=Baixo Impacto, 2=Médio Impacto, 3=Alto Impacto). Grupos de combinação indicam associações a múltiplos grupos: Grupo 4 = Baixo + Médio; Grupo 5 = Baixo + Alto; Grupo 6 = Médio + Alto.

2769
2770
2771
2772
2773
2774
2775

3.2 Ecossistemas Lênticos (Reservatórios)

3.2.1 Gradientes Ambientais

Nos reservatórios, a PCA explicou 52,5% da variação ambiental (PC1 = 30,6%; PC2 = 21,9%) (Figura 23). O gradiente principal (PC1) foi definido pelos usos do solo, foram separados locais com influências da pastagem e com elevado acúmulo de metais (Fe, Mn) no sedimento (scores positivos) de locais com uma maior cobertura florestal e urbanização, apresentando maiores valores de OD e CE (scores negativos).



2776

2777

2778

Figura 23. Análise de Componentes Principais para ambientes lênticos do estado de São Paulo.

2779

2780

2781

2782

2783

Legenda das variáveis: **OD:** Oxigênio Dissolvido (mgL^{-1}); **pH:** Potencial Hidrogeniônico; **T:** Temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$); **TURB:** Turbidez (NTU); **Fe sed.:** Ferro no sedimento ($\mu\text{g g}^{-1}$); **Mn sed.:** Manganês no sedimento ($\mu\text{g g}^{-1}$); **Floresta:** Percentual de cobertura florestal na área de drenagem; **Urbanização:** Percentual de área urbana; **Cana:** Percentual de cultivo de cana-de-açúcar; **Pastagem:** Percentual de área de pastagem.

2784

2785

3.2.2. Validação do Gradiente de Impacto

2786

2787

2788

2789

Para os reservatórios, após a análise da PC1, também foi possível notar uma separação das categorias utilizadas, entretanto, observa-se uma desproporcionalidade amostral. Majoritariamente os locais foram classificados como 'médio impacto', apresentando uma maior proximidade ao score zero (-1 e +1).

2790

2791

2792

2793

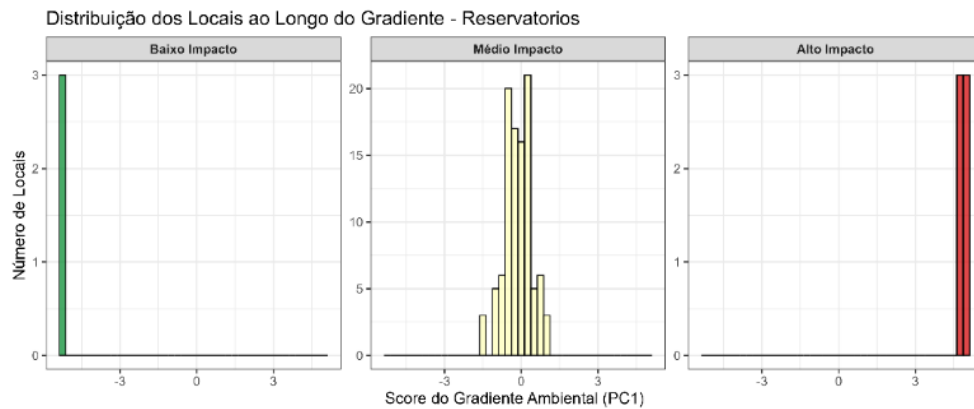
2794

Sob a ótica do manejo, esse padrão reflete a natureza hidrodinâmica dos reservatórios, que atuam como decantadores e integradores da bacia de drenagem. O grande volume armazenado exerce um 'efeito tampão' (Tundisi & Tundisi, 2008), onde a diluição de poluentes minimiza a ocorrência de condições tóxicas extremas (alto impacto), enquanto o aporte cumulativo de nutrientes de montante impede a manutenção

2795 de condições oligotróficas puras (baixo impacto), resultando na homogeneização dos
2796 locais em um estado de perturbação intermediária.

2797 Para os locais classificados como extremos ('baixo impacto' e 'alto impacto'),
2798 foram encontrados scores variando entre -4 e +4, respectivamente, confirmando que,
2799 embora o gradiente seja eficaz, os reservatórios tendem a apresentar condições
2800 intermediárias predominantes (Figura 24).

2801



2802

2803 **Figura 24.** Distribuição dos pontos amostrais em recursos lênticos do estado de São
2804 Paulo ao longo do Gradiente Ambiental (PC1) por categoria de impacto.

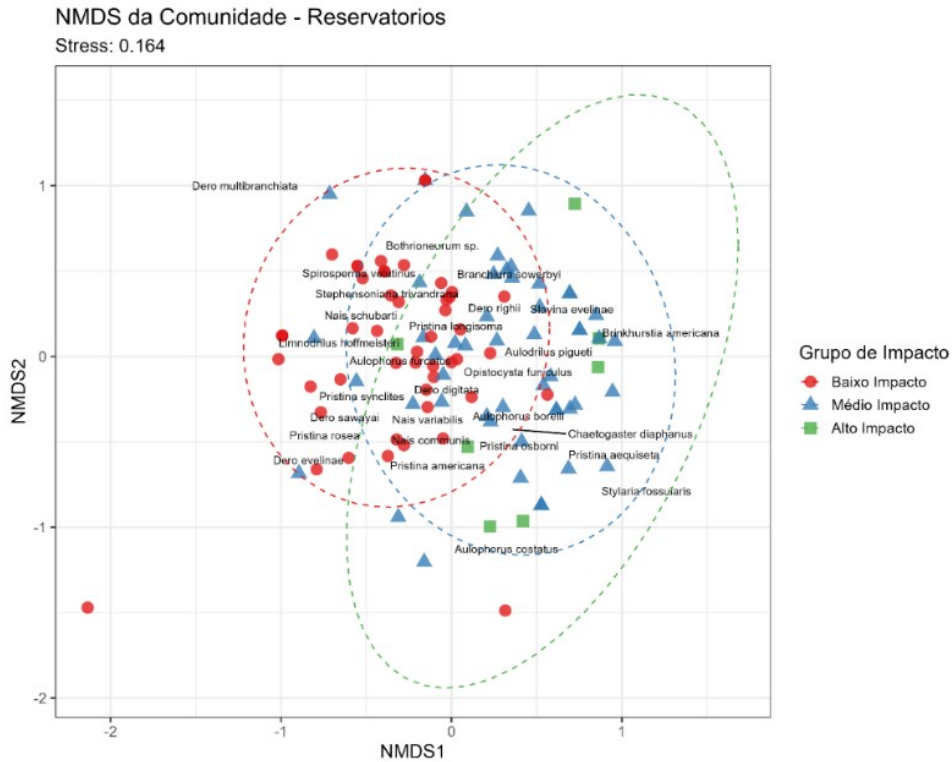
2805

2806 3.2.3. Estrutura da Comunidade e Espécies Indicadoras

2807 Diferentemente dos rios, a ordenação da comunidade via NMDS (estresse =
2808 0,164) não apresentou uma separação evidente com base nos grupos de impacto. Observa-
2809 se que as elipses de confiança para os grupos de impacto encontram-se sobrepostas
2810 (Figura 25).

2811 Essa resposta biológica é uma consequência direta da baixa amplitude do
2812 gradiente ambiental observado na PCA (item 3.2.1). A predominância de reservatórios
2813 classificados como de 'impacto intermediário' limita a variabilidade dos nichos
2814 ecológicos, dificultando a ocorrência exclusiva de espécies especialistas de extremos
2815 (referência ou alta poluição). Como resultado, a comunidade torna-se dominada por
2816 táxons generalistas, reduzindo a distinção estatística e gerando a sobreposição observada
2817 na ordenação.

2818



2819

2820 **Figura 25.** Gráfico de agrupamento da comunidade de Oligochaeta através de análise
2821 NMDS para recursos lânticos.

2822

2823 Para os Reservatórios, a análise IndVal identificou 7 táxons como associados a um
2824 dos grupos de impacto ($p \leq 0.20$), o que é um número consideravelmente menor que o
2825 observado nos ecossistemas lóticos (17 táxons). Desses táxons, 6 foram considerados
2826 indicadores fortes, atendendo ao limiar de significância rigoroso ($p \leq 0.05$). Em contraste
2827 com os rios, nos reservatórios, as espécies indicadoras de maior valor (*Limnodrilus*
2828 *hoffmeisteri*) tenderam a associar-se a grupos de combinação (Grupo 4), refletindo a
2829 natureza mais complexa e estável dos ecossistemas lânticos (Tabela 6).

2830

2831 **Tabela 6.** Espécies indicadoras (IndVal) para Reservatórios associadas aos grupos de
2832 impacto (Baixo, Médio, Alto) definidos pelo gradiente da PCA (LULC + Fis-Quím). São
2833 apresentados os táxons com $p \leq 0.20$, ordenados por significância.

Espécie	Grupo Indicador	Stat (A)	p-valor
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	Grupo 4	0,709	0,002
<i>Bothrioneurum sp.</i>	Grupo 4	0,662	0,005
<i>Spirosperma velutinus</i>	Baixo Impacto	0,412	0,007
<i>Slavina evelinae</i>	Grupo 6	0,441	0,014
<i>Dero sawayai</i>	Médio Impacto	0,372	0,026
<i>Aulophorus borelli</i>	Médio Impacto	0,300	0,043
<i>Brinkhurstia americana</i>	Alto Impacto	0,289	0,069

2834 Grupos Indicadores representam associações aos grupos da PCA (1=Baixo Impacto,
2835 2=Médio Impacto, 3=Alto Impacto). Grupos de combinação indicam associações a múltiplos
2836 grupos: Grupo 4 = Baixo+Médio; Grupo 5 = Baixo+Alto; Grupo 6 = Médio+Alto.

2837

2838 **4. Discussão**

2839 Os resultados apresentados reforçam que as comunidades de Oligochaeta
2840 respondem de forma previsível e significativa a um gradiente ambiental complexo,
2841 combinando pressões de usos do solo e variáveis físico-químicas. Para os ambientes
2842 lóticos, é possível observar uma separação clara dos pontos amostrais na ordenação,
2843 demonstrando uma forte relação com o gradiente de impacto. Tal achado corrobora
2844 diretamente a análise de Futenma de Lima (2020), que também identificou uma clara
2845 separação da comunidade em grupos que estabeleceram um gradiente de qualidade
2846 ambiental, desde locais conservados (G1) a impactados (G2 e G3). Isso reforça o
2847 potencial desses organismos como bioindicadores para a qualidade da água em sistemas
2848 fluviais.

2849 Em contrapartida, nos ambientes lênticos, não se observou uma separação tão
2850 nítida da comunidade utilizando o mesmo eixo. Isso sugere que a dinâmica hídrica e a
2851 maior homogeneidade desses ambientes, combinadas com o efeito tampão do corpo
2852 d'água, podem estar se sobrepondo a pressão do uso do solo no entorno, ou que tais
2853 sistemas necessitem de critérios mais ajustados para a definição do gradiente. Este é um
2854 ponto central nos trabalhos de Girolli (2019; 2023), que, ao analisar reservatórios,
2855 observou o principal gradiente de separação relacionado ao enriquecimento orgânico e ao
2856 estado trófico (IET), sugerindo que fatores internos, como tipo de sedimento e aporte de
2857 nutrientes (P e N), são indutores primários da comunidade.

2858 A análise comparativa entre rios e reservatórios mostrou que diferentes dinâmicas
2859 ambientais modificam drasticamente a estrutura da comunidade. A IndVal refletiu essa
2860 divergência, apontando que 17 táxons foram identificados como indicadores associados
2861 nos rios ($p \leq 0,20$), contra apenas 7 táxons nos reservatórios.

2862 Essa maior riqueza de indicadores nos rios pode ser explicada por seu gradiente
2863 de impacto mais nítido, no qual a saúde ecológica divergiu de locais mais conservados a
2864 locais mais impactados, definidos por variáveis lóticas como CE, turbidez e OD (Lima,
2865 2020). Nos reservatórios, a menor riqueza de indicadores sugere uma comunidade que,
2866 embora sensível, é dominada por espécies mais cosmopolitas, cuja ocorrência é limitada
2867 primariamente pela eutrofização (Bergo, 2019; Girolli, 2019). Essa diferença na
2868 importância das variáveis é interessante, pois, a turbidez, por exemplo, é determinante

2869 para a ocorrência de espécies em ambientes lóticos, mas não apresenta a mesma
 2870 significância para ambientes lênticos, o que pode estar relacionado à sedimentação.

2871 A partir da análise de espécies indicadoras, foi possível observar resultados que
 2872 simultaneamente corroboram e divergem da literatura (Quadro 1).

2873

2874 **Quadro 1.** Comparação das associações de espécies indicadoras de Oligochaeta obtidas
 2875 no presente estudo (utilizando PCA com LULC e Indval) versus a literatura local anterior
 2876 (Futenma de Lima 2020 / Girolli 2019).

Espécie	Ecosistema	Estudo atual	Comparação (Lima 2020 / Girolli 2019)	Resultado
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	Rios / Reserv.	Grupo 4 (Baixo + Médio Impacto)	Girolli (2019): Associada a Alto Enriquecimento Orgânico (GIII).	Discordância Central (Evita o Alto Impacto)
<i>Bothrioneurum sp.</i>	Rios	Baixo Impacto (G1)	Futenma de Lima (2020): Associada a rios conservados (G1).	Concordância (Indicador Sensível)
<i>Bothrioneurum sp.</i>	Reservatórios	Grupo 4 (Baixo + Médio Impacto)	Girolli (2019): Indicadora de Baixo Enriquecimento (GI).	Discordância (Generalista em ambiente Lêntico)
<i>Spirosperma velutinus</i>	Reservatórios	Baixo Impacto (G1)	Girolli (2019): Indicadora de Baixo Enriquecimento (GI).	Concordância (Reservatórios)
<i>Nais communis</i>	Rios	Grupo 6 (Médio + Alto Impacto)	Futenma de Lima (2020): Indicadora de rios fortemente impactados (G3).	Concordância (Indicador Tolerante)
<i>Brinkhurstia americana</i>	Reservatórios	Alto Impacto (G3)	Girolli (2019): Associada a Alto Enriquecimento (GIII).	Concordância (Indicador Tolerante)

2877

2878 O resultado mais relevante consiste na classificação de espécies tidas como
 2879 tolerantes à poluição orgânica. Nos rios, *Limnodrilus hoffmeisteri* e *Slavina evelinae*
 2880 foram associadas ao Grupo 4 (baixo + médio impacto), e *Branchiura sowerbyi* ao Grupo

2881 5 (baixo + alto impacto), confrontando diversos estudos que as classificam como
2882 organismos tipicamente de locais de extrema poluição (Alves & Lucca, 2000; Chapman,
2883 2001). Essa divergência aponta para a complexidade do tema (Quadro 1) e sugere que,
2884 no gradiente complexo desse estudo, que considera múltiplos fatores ambientais (LULC
2885 + Físico-químicas), essas espécies evitam locais extremos e podem prosperar em
2886 condições consideradas de qualidade intermediária na região neotropical. O Quadro 1
2887 sintetiza o contraste entre os resultados atuais e os trabalhos regionais anteriores,
2888 indicando a necessidade de um olhar para as relações desses indivíduos com o meio.

2889 Os resultados desta pesquisa possibilitam reflexões importantes para o
2890 biomonitoramento da qualidade da água no estado de São Paulo. A sensibilidade da
2891 comunidade de Oligochaeta às alterações dos usos do solo e variáveis físico-químicas
2892 demonstram um potencial significativo na complementação de índices de monitoramento
2893 já utilizados pela CETESB.

2894 A clara separação entre as comunidades e as espécies indicadoras de rios e
2895 reservatórios, já apontadas por Futenma de Lima (2020) e Girolli (2019; 2023), sugere
2896 que o aprimoramento e a aplicação de índices biológicos específicos para cada tipo de
2897 ecossistema (lótico e lêntico) pode impulsionar de forma significativa a acurácia nas
2898 avaliações ambientais.

2899 Embora a identificação em nível de espécie seja o padrão ideal, ela
2900 frequentemente esbarra na biologia dos Oligochaeta, onde a imaturidade sexual das
2901 amostras impede a observação de estruturas morfológicas cruciais para a diagnose
2902 específica, fator que restringiu a identificação de *Bothrioneurum* ao nível genérico.
2903 Contudo, essa limitação taxonômica não comprometeu a sua utilidade ecológica. A
2904 robustez estatística apresentada por *Bothrioneurum* sp. na análise IndVal (Stat = 0,662; p
2905 = 0,005) valida sua aplicação como indicador confiável. A consistência de sua resposta é
2906 evidente: o táxon foi indicador exclusivo de 'Baixo Impacto' em rios e do 'Grupo 4' (Baixo
2907 + Médio) em reservatórios, o que demonstra uma nítida intolerância às condições de 'Alto
2908 Impacto' em ambos os sistemas avaliados.

2909 Essa constatação reforça a importância da suficiência taxonômica, onde a
2910 identificação em nível de gênero ou família fornece resolução ecológica adequada para
2911 distinguir gradientes de qualidade da água. Essa abordagem torna o biomonitoramento
2912 mais acessível e prático para rotinas de monitoramento ambiental, nas quais a
2913 identificação específica de Oligochaeta é frequentemente limitada pela ausência de
2914 indivíduos sexualmente maduros, que possuem as estruturas morfológicas diagnósticas

2915 necessárias (Frizzera & Alves, 2012; Bergo, 2019). Tal estratégia permite que agências
2916 ambientais otimizem custos e tempo técnico sem perder a sensibilidade necessária para
2917 detectar degradações sistêmicas, garantindo que o monitoramento seja um instrumento
2918 contínuo e eficaz na gestão de bacias hidrográficas (Bailey et al., 2001).

2919 Por fim, embora a identificação em nível de espécie forneça a melhor resolução
2920 ecológica, este estudo aponta que grupos supraespecíficos, como Tubificidae sem cerdas
2921 capilares (TSCC juv.), atuam como indicadores relevantes de estresse ambiental. Nesse
2922 sentido, a análise em nível de gênero também auxilia na explicação de impactos
2923 antrópicos severos, como o enriquecimento orgânico e a sedimentação excessiva (Alves;
2924 Strixino, 2000). Isso ocorre porque esses indivíduos possuem adaptações fisiológicas,
2925 como a produção de hemoglobina, que lhes permitem um melhor desenvolvimento em
2926 ambientes com baixa disponibilidade de oxigênio onde outros táxons seriam excluídos
2927 (Brinkhurst; Kennedy, 1965).

2928 Essa constatação reforça a ideia de que a identificação em nível de gênero ou
2929 família pode ser uma alternativa útil e mais econômica para monitoramentos de rotina,
2930 conforme sugerido por Frizzera & Alves (2012) e Bergo (2019). Tal abordagem torna o
2931 biomonitoramento mais acessível e prático para agências ambientais (Bailey *et al.*, 2001),
2932 sem perder a sensibilidade necessária para detectar degradações sistêmicas.

2933 Contudo, é fundamental compreender que uma abordagem taxonômica refinada
2934 (nível de espécie) permanece indispensável em estudos de conservação de biodiversidade
2935 e em locais com baixa perturbação.

2936

2937 **5. Conclusão**

2938 Este estudo demonstrou que a estrutura da comunidade de Oligochaeta nos
2939 sistemas lóticos reflete a sensibilidade e a integridade dos ecossistemas aquáticos
2940 paulistas, respondendo diretamente a um gradiente de impacto ambiental (PC1),
2941 influenciado por variáveis físico-químicas e pela paisagem (usos do solo). Em
2942 contrapartida, nos sistemas lênticos, essa resposta não foi tão nítida, sugerindo que
2943 processos hidrodinâmicos locais podem influenciar ou se sobrepor aos efeitos do
2944 gradiente. As espécies indicadoras apontadas podem servir como ferramentas norteadoras
2945 para o biomonitoramento. A análise multivariada utilizada foi primordial para diferenciar
2946 padrões complexos de resposta biológica a múltiplos stresses ambientais, fornecendo
2947 subsídios para a gestão de recursos hídricos. Embora abrangente em sua escala espacial,

2948 o estudo representa um retrato temporal específico das comunidades. Pesquisas futuras
2949 que possam incorporar uma análise sazonal poderiam aprofundar a compreensão sobre a
2950 estabilidade dos resultados obtidos neste trabalho. Essa pesquisa projeta o
2951 desenvolvimento e a calibração de um índice biótico específico para Oligochaeta, que
2952 seja adaptado às condições dos ecossistemas aquáticos paulistas. Essa ferramenta, como
2953 proposto na justificativa deste trabalho, poderia padronizar a avaliação da integridade
2954 ecológica, agilizar a tomada de decisão e fortalecer as políticas públicas para a
2955 conservação e recuperação dos recursos hídricos no estado.

2956

2957 Referências

2958 ALLAN, J. David. Landscapes and Riverscapes: The Influence of Land Use on Stream
2959 Ecosystems. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, [S.l.], v. 35, p.
2960 257-284, 2004. Disponível em:
2961 <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.35.120202.110122>. Acesso em: 15 jun. 2023.

2962 AL-SHAMI, Salman A. *et al.* Influence of Land Use on Macroinvertebrate Communities
2963 in Streams of the Langat River Basin, Malaysia. **Zoological Studies**, [S.l.], v. 49, n. 4, p.
2964 516-525, 2010. Disponível em: <http://zoolstud.sinica.edu.tw/Journals/49.4/516.pdf>.
2965 Acesso em: 22 set. 2022.

2966 ALVES, Roberto da Gama; LUCCA, José Voltolini de. Oligochaeta (Annelida, Clitellata)
2967 como indicador de poluição orgânica em dois córregos pertencentes à Bacia do Rio
2968 Corumbataí (SP-Brasil). **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 60, n. 2, p. 279-
2969 286, 2000. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0034-71082000000200011>. Acesso
2970 em: 10 fev. 2021.

2971 BAILEY, Robert C.; NORRIS, Richard H.; REYNOLDSON, Trefor B. Taxonomic
2972 Resolution of Benthic Macroinvertebrate Communities in Bioassessments. **Journal of**
2973 **the North American Benthological Society**, [S.l.], v. 20, n. 2, p. 280-286, 2001.
2974 Disponível em: <https://doi.org/10.2307/1468322>. Acesso em: 05 ago. 2022.

2975 BRASIL. [Constituição (1988)]. **Constituição da República Federativa do Brasil de**
2976 **1988**. Brasília, DF: Presidência da República, [2021]. Disponível em:
2977 http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/constituicao/constituicao.htm. Acesso em: 23 out.
2978 2025.

2979 CALLISTO, Marcos; GONÇALVES JÚNIOR, José Francisco; MORENO, Pablo.
2980 Invertebrados aquáticos como bioindicadores. *In: NAVEGANDO o Rio das Velhas das*
2981 **Minas aos Gerais**. Belo Horizonte: UFMG, 2004. v. 1, p. 1-12.

2982 CALLISTO, Marcos; GONÇALVES JÚNIOR, José Francisco; MORENO, Pablo.
2983 **Invertebrados Aquáticos como Bioindicadores**. Belo Horizonte: Projeto Manuelzão,
2984 UFMG, 2005.

- 2985 CHAPMAN, Peter M. Utility of Oligochaetes in Sediment Ecotoxicology. **Aquatic**
2986 **Toxicology**, [S.l.], v. 55, n. 3-4, p. 235-243, 2001. Disponível em:
2987 [https://doi.org/10.1016/S0166-445X\(01\)00185-1](https://doi.org/10.1016/S0166-445X(01)00185-1). Acesso em: 14 nov. 2023.
- 2988 COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). **Qualidade**
2989 **das águas interiores no estado de São Paulo - 2017**. São Paulo: CETESB, 2018. (Série
2990 Relatórios).
- 2991 COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). **Qualidade**
2992 **das águas interiores no estado de São Paulo 2019**. São Paulo: CETESB, 2019. (Série
2993 Relatórios). Disponível em: [https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/publicacoes-e-](https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/publicacoes-e-relatorios/)
2994 [relatorios/](https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/publicacoes-e-relatorios/). Acesso em: 08 out. 2024.
- 2995 COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). **Qualidade**
2996 **das águas interiores no estado de São Paulo 2020**. São Paulo: CETESB, 2020. (Série
2997 Relatórios). Disponível em: [https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/publicacoes-e-](https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/publicacoes-e-relatorios/)
2998 [relatorios/](https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/publicacoes-e-relatorios/). Acesso em: 10 out. 2024.
- 2999 COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). **Relatório**
3000 **de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo 2022**. São Paulo:
3001 CETESB, 2022. (Série Relatórios).
- 3002 CORBI, Juliano José. **Distribuição espacial e batimétrica dos macroinvertebrados**
3003 **benfônicos da represa do Ribeirão das Anhumas (Américo Brasiliense SP)**. 2001.
3004 Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) – Universidade Federal de São
3005 Carlos, São Carlos, 2001.
- 3006 DUDGEON, David *et al.* Freshwater Biodiversity: Importance, Threats, Status and
3007 Conservation Challenges. **Biological Reviews**, [S.l.], v. 81, n. 2, p. 163-182, 2006.
3008 Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.2006.00174.x>. Acesso em: 12 dez.
3009 2023.
- 3010 ESTEVES, Francisco de Assis. **Fundamentos de Limnologia**. 2. ed. Rio de Janeiro:
3011 Interciência, 1998.
- 3012 FRIZZERA, Ana Paula; ALVES, Roberto da Gama. Oligochaeta (Annelida, Clitellata)
3013 as a Tool for the Assessment of Environmental Quality in Neotropical Streams. **Acta**
3014 **Limnologica Brasiliensia**, Rio Claro, v. 24, n. 3, p. 287-296, 2012. Disponível em:
3015 <https://doi.org/10.1590/S2179-975X2012005000055>. Acesso em: 03 abr. 2024.
- 3016 GORNI, Guilherme Rossi; ALVES, Roberto da Gama. Naididae (Annelida, Oligochaeta)
3017 Associated with Pomacea bridgesii (Reeve) (Gastropoda, Ampullaridae). **Revista**
3018 **Brasileira de Zoologia**, Curitiba, v. 23, n. 4, p. 1059-1061, 2006. Disponível em:
3019 <https://doi.org/10.1590/S0101-81752006000400011>. Acesso em: 19 jul. 2022.
- 3020 GORNI, Guilherme Rossi; ALVES, Roberto da Gama. Naididae (Annelida, Oligochaeta)
3021 Associated with Briophytes in Brotas, State of São Paulo, Brazil. **Revista Brasileira de**
3022 **Zoologia**, Curitiba, v. 24, n. 2, p. 518-519, 2007. Disponível em:
3023 <https://doi.org/10.1590/S0101-81752007000200034>. Acesso em: 21 ago. 2022.

- 3024 GORNI, Guilherme Rossi; ALVES, Roberto da Gama. Naididae Species (Annelida:
3025 Oligochaeta) Associated with the Sponge *Metania spinata* (Carter, 1881) (Porifera:
3026 Metaniidae) from a Southeastern Reservoir. **Acta Limnologica Brasiliensia**, Rio Claro,
3027 v. 20, n. 3, p. 261-263, 2008.
- 3028 GOULART, Mayra; CALLISTO, Marcos. Bioindicadores de qualidade de água como
3029 ferramenta em estudos de impacto ambiental. **Revista da FAPAM**, Pará de Minas, v. 2,
3030 n. 1, p. 153-164, 2003.
- 3031 HARMAN, Walter J. The Aquatic Oligochaeta (Aeolosomatidae, Opistocystidae,
3032 Naididae) of Central America. **The Southwestern Naturalist**, [S.l.], v. 27, n. 3, p. 287-
3033 298, 1982. Disponível em: <https://doi.org/10.2307/3670886>. Acesso em: 11 set. 2023.
- 3034 HYNES, Hugh B. N. The Stream and its Valley. **Verhandlungen der Internationalen**
3035 **Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie**, [S.l.], v. 19, n. 1, p. 1-15,
3036 1975. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/03680770.1974.11896033>. Acesso em: 30
3037 jan. 2022.
- 3038 INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Atlas**
3039 **Nacional Digital do Brasil 2019**. Rio de Janeiro: IBGE, 2019.
- 3040 INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Censo**
3041 **Demográfico 2022**. Rio de Janeiro: IBGE, 2022. Disponível em:
3042 <https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados/sp.html>. Acesso em: 23 set. 2023.
- 3043 LAFONT, Michel; DUSSOURD, Valérie; VIVIER, Anne. Oligochaete Assemblages in
3044 the Sediments of the Upper Rhône: A Validation of their Use as Bioindicators. **Annales**
3045 **de Limnologie - International Journal of Limnology**, [S.l.], v. 42, n. 2, p. 99-108, 2006.
3046 Disponível em: <https://doi.org/10.1051/limn/2006012>. Acesso em: 18 mai. 2024.
- 3047 MACEDO, Cristiane de Fátima; SIPAÚBA-TAVARES, Lúcia Helena. Eutrofização e
3048 qualidade da água na piscicultura: consequências e recomendações. **Boletim do Instituto**
3049 **de Pesca**, São Paulo, v. 36, n. 2, p. 149-163, 2010. Disponível em:
3050 <https://institutodepesca.org/index.php/bip/article/view/1066>. Acesso em: 09 nov. 2022.
- 3051 MARCHESE, Mercedes R. *et al.* Benthic Invertebrates in the Floodplains of the Upper
3052 and Middle Paraná River System. *In*: MCCLAIN, Michael E. (Ed.). **The Ecohydrology**
3053 **of South American Rivers and Wetlands**. Wallingford: IAHS Press, 2002. p. 137-156.
3054 (IAHS Special Publication, n. 6).
- 3055 MARENGO, José A. *et al.* Trends in Climate and Water Resources in the State of São
3056 Paulo, Brazil. **Water**, [S.l.], v. 12, n. 5, p. 1335, 2020. Disponível em:
3057 <https://doi.org/10.3390/w12051335>. Acesso em: 27 fev. 2023.
- 3058 MARTINS, Renato Tavares; STEPHAN, N. N.; ALVES, Roberto da Gama. Oligochaeta
3059 (Annelida, Clitellata) in a Neotropical Stream: Community Composition and its
3060 Relationship with Environmental Variables. **Acta Limnologica Brasiliensia**, Rio Claro,
3061 v. 28, e1, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S2179-975X3415>. Acesso em: 16
3062 out. 2023.

3063 MOKAYA, Simon K.; MATHOOKO, Jude M.; LEICHTFRIED, Maria. Influence of
3064 Anthropogenic Activities on Water Quality of a Tropical Stream Ecosystem. **African**
3065 **Journal of Ecology**, [S.l.], v. 42, n. 4, p. 281-288, 2004. Disponível em:
3066 <https://doi.org/10.1111/j.1365-2028.2004.00521.x>. Acesso em: 01 dez. 2022.

3067 OKSANEN, Jari *et al.* **vegan: Community Ecology Package**. Versão 2.6-4. [S.l.]: The
3068 R Project for Statistical Computing, 2022. Disponível em: [https://CRAN.R-](https://CRAN.R-project.org/package=vegan)
3069 [project.org/package=vegan](https://CRAN.R-project.org/package=vegan). Acesso em: 10 jun. 2023.

3070 PAMPLIN, Paulo Augusto Zaitune; ROCHA, Odete; MARCHESE, Mercedes. Riqueza
3071 de espécies de Oligochaeta (Annelida, Clitellata) em duas represas do Rio Tietê (São
3072 Paulo). **Biota Neotropica**, [S.l.], v. 5, n. 1, 2005. Disponível em:
3073 <https://doi.org/10.1590/S1676-06032005000100007>. Acesso em: 14 abr. 2021.

3074 R CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. Vienna,
3075 Austria: R Foundation for Statistical Computing, 2023. Disponível em: [https://www.R-](https://www.R-project.org/)
3076 [project.org/](https://www.R-project.org/). Acesso em: 10 jan. 2024.

3077 RODRIGUEZ, Pilar; REYNOLDSON, Trefor B. The Pollution Biology of Aquatic
3078 Oligochaetes. *In*: RODRIGUEZ, Pilar; REYNOLDSON, Trefor B. (Eds.). **Aquatic**
3079 **Oligochaete Biology IX**. Dordrecht: Springer, 2011. (Developments in Hydrobiology, v.
3080 215).

3081 ROSÁRIO, Gabriel Feloni Martins do. **A Variação do Índice de Qualidade da Água**
3082 **(IQA) e do Índice do Estado Trófico (IET) como ferramenta de suporte à gestão de**
3083 **bacias hidrográficas**. 2021. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento Territorial e
3084 Meio Ambiente) – Universidade de Araraquara, Araraquara, 2021.

3085 SÃO PAULO (Estado). Lei nº 118, de 24 de abril de 1973. Autoriza a Constituição de
3086 uma sociedade por ações, sob denominação de CETESB – Companhia de Tecnologia de
3087 Saneamento Básico e de Controle da Poluição das Águas, e dá providências correlatas.
3088 **Diário Oficial do Estado de São Paulo**, São Paulo, 1973.

3089 SILVEIRA, Márcia P.; QUEIROZ, Júlio F.; BOEIRA, Rita C. **Protocolo de coleta e**
3090 **preparação de amostras de macroinvertebrados bentônicos em riachos**. Jaguariúna:
3091 Embrapa Meio Ambiente, 2004. 7 p. (Comunicado Técnico, 19).

3092 SLOWIKOWSKI, Kamil. **ggrepel: Automatically Position Non-Overlapping Text**
3093 **Labels with 'ggplot2'**. Versão 0.9.1. [S.l.]: The R Project for Statistical Computing,
3094 2021. Disponível em: <https://CRAN.R-project.org/package=ggrepel>. Acesso em: 11 jun.
3095 2023.

3096 TIMM, Tarmo. A Guide to the Freshwater Oligochaeta and Polychaeta of Northern and
3097 Central Europe. **Lauterbornia**, [S.l.], v. 66, p. 1-235, 2009.

3098 TOWNSEND, Colin R. *et al.* The Relationship Between Land Use and Physicochemistry,
3099 Food Resources and Macroinvertebrate Communities in Tributaries of the Taieri River,
3100 New Zealand: A Hierarchical Landscape Approach. **Freshwater Biology**, [S.l.], v. 37, n.
3101 1, p. 177-191, 1997. Disponível em: <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.1997.00151.x>.
3102 Acesso em: 02 mar. 2022.

3103 TUNDISI, José Galizia; TUNDISI, Takako Matsumura. **Limnologia**. São Paulo: Oficina
3104 de Textos, 2008.

3105 VALLE JUNIOR, Renato Farias *et al.* Impacts of Land Use Conflicts on Riverine
3106 Ecosystems. **Land Use Policy**, [S.l.], v. 43, p. 48-62, 2015. Disponível em:
3107 <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2014.10.015>. Acesso em: 29 mai. 2023.

3108 WICKHAM, Hadley *et al.* Welcome to the Tidyverse. **Journal of Open Source**
3109 **Software**, [S.l.], v. 4, n. 43, p. 1686, 2019. Disponível em:
3110 <https://doi.org/10.21105/joss.01686>. Acesso em: 15 set. 2023.

3111 ZENI, Jaqueline O. *et al.* Land Use vs. In-Stream Predictors: Which Best Explains the
3112 Functional Structure of Subtropical Stream Macroinvertebrate Communities?
3113 **Hydrobiologia**, [S.l.], v. 848, p. 1639-1653, 2021. Disponível em:
3114 <https://doi.org/10.1007/s10750-021-04553-w>. Acesso em: 18 nov. 2024.

3115

3116

3117

3118

3119

3120

3121

3122

3123

3124

3125

3126

3127

3128

3129

3130

3131

CAPÍTULO 4

3132

3133

3134 **Desenvolvimento e validação de um Índice Biótico de Oligochaeta (IBO) para o** 3135 **biomonitoramento da qualidade hídrica de rios e reservatórios paulistas**

3136

3137

3138

3139

3140

Resumo

3141

3142

3143

3144

3145

3146

3147

3148

3149

3150

3151

3152

3153

3154

3155

3156

3157

3158

3159

3160

3161

A crescente degradação dos ecossistemas de água doce demanda a aplicação de ferramentas de biomonitoramento regionalmente calibradas, capazes de superar as limitações temporais das análises físico-químicas. O presente estudo teve como objetivo desenvolver e validar o Índice Biótico de Oligochaeta (IBO) para rios e reservatórios neotropicais no estado de São Paulo, Brasil. Utilizando uma base de dados composta por 246 locais de amostragem (135 lóticos e 111 lênticos), foram atribuídas pontuações de tolerância (variando de 1 a 10) aos táxons com base em suas associações estatísticas, determinadas pela Análise de Espécies Indicadoras (IndVal), com grupos de impacto previamente definidos por um gradiente de estresse ambiental (PC1). O IBO foi formulado como a média das pontuações de tolerância ponderada pela abundância relativa dos táxons. A validação do índice foi conduzida por meio de Correlação de Spearman, para testar a resposta ao gradiente contínuo de degradação, e pelo teste de Kruskal-Wallis, para avaliar a capacidade de discriminar classes de impacto. Os resultados demonstraram que o IBO é uma ferramenta robusta e sensível, apresentando correlação negativa significativa com o gradiente de degradação e distinguindo eficazmente os grupos de baixo, médio e alto impacto em ambos os sistemas ($p < 0,05$). A análise da composição biológica corroborou a coerência ecológica do índice, confirmando a substituição de táxons sensíveis por tolerantes ao longo do gradiente de perturbação. Conclui-se que o IBO constitui uma ferramenta de precisão, capaz de sintetizar a complexidade da comunidade de Oligochaeta em um valor numérico unificado, oferecendo um diagnóstico integrador para a gestão da integridade biótica em ecossistemas aquáticos neotropicais.

3162

3163

3164

3165

3166

3167

3168

3169

3170

3171

3172

3173

3174

3175

3176

3177

Palavras-chave: Biomonitoramento; Índice Biótico; Oligochaeta; Integridade Ecológica; Qualidade da Água; Ecossistemas Neotropicais

3178 **1. Introdução**

3179 A era da influência humana é caracterizada por uma aceleração sem precedentes
3180 das pressões sobre os sistemas naturais, sendo os ecossistemas de água doce um dos
3181 domínios mais impactados e vulneráveis (Steffen *et al.*, 2015). Para além da crise
3182 quantitativa de escassez hídrica, nota-se que esses recursos são cada vez mais submetidos
3183 a multipressões, resultando em uma potencial degradação. O enriquecimento por
3184 nutrientes, de forma difusa ou pontual, gera a eutrofização, contaminação por poluentes
3185 industriais, farmacêuticos, pesticidas, alterações hidromorfológicas (canalização e
3186 reservatórios), os regimes de fluxo e a estrutura do habitat (Dudgeon *et al.*, 2006; Reid *et*
3187 *al.*, 2019). A avaliação desses impactos, incluindo os efeitos de eventos extremos como
3188 secas ou incêndios, sobre espécies-chave, tornou-se uma prioridade na gestão de bacias
3189 hidrográficas (Varandas *et al.*, 2013; Santos *et al.*, 2015).

3190 Essa degradação múltipla não gera apenas a perda da biodiversidade aquática, ela
3191 impacta diretamente em serviços ecossistêmicos dos quais necessitamos, como, por
3192 exemplo, a autodepuração dos corpos d'água e o fornecimento de uma água de boa
3193 qualidade, para consumo, irrigação e recreação (Vörösmarty *et al.*, 2010). Neste sentido,
3194 a alteração na forma de gestão, depende de diagnósticos que sejam precisos e
3195 ecologicamente significativo para a saúde dos ecossistemas aquáticos.

3196 Ao longo do tempo, parâmetros físico-químicos foram utilizados como
3197 ferramentas nos processos de avaliação ambiental. Contudo, mesmo sendo
3198 indispensáveis, esses métodos fornecem somente uma “foto” instantânea do ambiente,
3199 podendo não refletir a real situação do espaço, frequentemente falham em detectar
3200 eventos de poluição esporádicos ou de explicar os efeitos cumulativos que múltiplos
3201 estressores de baixa intensidade podem causar (Rosenberg & Resh, 1993). Visando
3202 romper essas limitações, surgem novas formas de monitoramento, focado no conceito de
3203 integridade biótica, sendo a capacidade de um ecossistema de suportar e manter uma
3204 comunidade de organismos equilibrada, integrada e adaptativa, que possui uma
3205 composição de espécies, diversidade e organização funcional comparável à de um habitat
3206 natural não perturbado da mesma região (Frey, 1977; Karr, 1981). As comunidades
3207 biológicas são como contadores de “história” das condições ambientais, unindo todas as
3208 oscilações e impactos ao longo do tempo (Cortes *et al.*, 2013). A sua disposição, portanto,
3209 nos fornece um diagnóstico mais robusto da real condição do ecossistema.

3210 O principal desafio ao usar dados biológicos é a sua complexidade. Apesar da lista
3211 de espécies e suas abundâncias nos oferecem muitas informações, ainda assim são

3212 complexas na interpretação por não especialistas, como gestores públicos. Isso cria um
3213 abismo entre o conhecimento ecológico e a tomada de decisão por parte de gestores
3214 (Borja, 2005; Birk *et al.*, 2012). Observando essa dificuldade, os índices bióticos foram
3215 desenvolvidos, atuando como ferramentas que espelham a informação ecológica
3216 complexa em um único valor numérico (um score). Esse valor final é diretamente
3217 correlacionado a um gradiente de perturbação ambiental, simplificando o comportamento
3218 ecológico de espécies, como, por exemplo, espécies sensíveis ou tolerantes a poluição.
3219 Isso possibilita, de forma objetiva, classificar a “saúde” dos recursos hídricos e comunicar
3220 o estado ambiental de forma mais rápida, o que torna os índices, ferramentas
3221 indispensáveis na gestão dos corpos d’água (Hering *et al.*, 2010; Friberg *et al.*, 2011;
3222 Poikane *et al.*, 2015).

3223 Dentro da fauna bentônica, tradicionalmente empregada no biomonitoramento, o
3224 filo Annelida, e em particular a classe Oligochaeta, oferece um potencial diagnóstico,
3225 porém frequentemente subutilizado. Enquanto muitos índices se concentram em grupos
3226 sensíveis como Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT), que tendem a
3227 desaparecer rapidamente sob stress, as oligoquetas persistem e até prosperam ao longo
3228 de todo o gradiente de degradação, fornecendo informação valiosa onde outros
3229 indicadores se tornam ausentes (Chapman, 2001). Sua natureza sedentária, ciclo de vida
3230 aquático e associação com o sedimento, os colocam na posição de vigias das condições
3231 locais. A comunidade de Oligochaeta abriga um espectro funcional de respostas à
3232 poluição, táxons da subfamília Tubificinae, por exemplo, possuem hemoglobinas de alta
3233 afinidade por oxigênio, permitindo-lhes dominar ambientes com severo enriquecimento
3234 orgânico e hipóxia, enquanto muitas espécies de Naidinae e Pristininae são altamente
3235 sensíveis à diminuição de oxigênio (Verdonschot, 1999; Timm, 1999). Essa divergência
3236 nas respostas ecológicas torna a composição da assembleia de oligoquetas um
3237 instrumento de fidelidade da integridade do ecossistema.

3238 A construção de um índice biótico robusto não pode ser baseada em inferências
3239 subjetivas; ela exige um alicerce empírico sólido, derivado da distribuição observada dos
3240 táxons ao longo de gradientes de perturbação bem caracterizados. Este passo fundamental
3241 foi o objeto de estudo presente no Capítulo 3 desta tese. O capítulo 3, por meio da
3242 aplicação da Análise de Espécies Indicadoras (IndVal) a um extenso banco de dados de
3243 comunidades de Oligochaeta e variáveis ambientais de rios e reservatórios paulistas,
3244 possibilitou determinar, de forma estatisticamente objetiva, os táxons que são indicadores
3245 significativos de condições de baixo, médio e alto impacto ambiental. Esse resultado

3246 forneceu a base quantitativa indispensável e a justificativa ecológica para a atribuição de
3247 scores de tolerância, estabelecendo o pré-requisito essencial para o presente estudo.

3248 Portanto, este trabalho se propõe a avançar a partir dessa base para preencher a
3249 lacuna metodológica existente. O objetivo central é o desenvolvimento e a validação
3250 rigorosa de um Índice Biótico de Oligochaeta (IBO), desenhado especificamente para o
3251 biomonitoramento de rios e reservatórios do estado de São Paulo/Brasil. Para alcançar
3252 este objetivo, foram delineadas as seguintes metas específicas: (1) estabelecer um sistema
3253 de pontuação de tolerância para os táxons de Oligochaeta, diretamente fundamentado nas
3254 associações táxon-ambiente quantificadas no estudo prévio; (2) formular a equação do
3255 IBO e aplicá-la para calcular um *score* de integridade biótica para cada local de
3256 amostragem; e (3) conduzir uma validação estatística múltipla do desempenho do índice,
3257 testando a hipótese de que seus escores se correlacionam de forma forte e negativa com
3258 um gradiente de degradação ambiental e demonstram poder estatístico para discriminar
3259 entre grupos de locais com níveis de impacto distintos.

3260

3261

3262

3263

3264

3265

3266

3267

3268

3269

3270

3271

3272

3273

3274

3275

3296 dados ambiental compreende um conjunto de variáveis limnológicas, incluindo
3297 parâmetros físico-químicos da água, características do sedimento e paisagem (usos do
3298 solo - LULC).

3299 O desenvolvimento desse capítulo parte de resultados diretos do estudo anterior
3300 (capítulo 3) e podem ser observados abaixo (Quadro 2).

3301

3302 **Quadro 2.** Consolidação dos resultados gerados no capítulo 3 que servem como base
3303 para o desenvolvimento do Índice Biótico de Oligochaeta (IBO).

Gradiente de degradação	Os scores do primeiro eixo de uma Análise de Componentes Principais (PC1) sobre as variáveis ambientais, que representa o gradiente sintético de impacto ambiental.
Grupos de impacto	A classificação dos locais de amostragem em três grupos distintos de integridade ecológica ("Baixo Impacto", "Médio Impacto" e "Alto Impacto").
Associações de espécies	Os resultados da Análise de Espécies Indicadoras (IndVal; Dufrene & Legendre, 1997), que identificou os táxons de Oligochaeta significativamente associados a cada um desses grupos.

3304

Fonte: Autores, 2026.

3305

3306 **2.3. Desenvolvimento do Índice Biótico de Oligochaeta (IBO)**

3307 O desenvolvimento do índice seguiu uma abordagem estruturada em duas etapas:

- 3308 • Atribuição de pontuações de tolerância aos táxons;
- 3309 • Formulação matemática do índice;

3310

3311 As pontuações de tolerância (S), tanto para recursos lóticos e lênticos, variam de
3312 1 (máxima tolerância à degradação) a 10 (máxima sensibilidade), foram atribuídas as com
3313 base nos resultados da análise IndVal (Dufrene & Legendre, 1997) detalhada no Capítulo
3314 3. O critério de atribuição foi o seguinte (Quadro 3):

3315

3316

3317

3318

3319

3320
3321

Quadro 3. Critérios de atribuição e pontuação para o Índice Biótico de Oligochaeta (IBO).

Pontuação	Característica
10 (Sensível)	Táxons identificados como indicadores estatisticamente significativos do grupo de "Baixo Impacto" receberam esta pontuação, representando organismos que requerem condições ambientais preservadas.
5 (Intermediário)	Esta pontuação foi atribuída a dois tipos de táxons: (a) aqueles identificados como indicadores do grupo de "Médio Impacto" e (b) aqueles que não apresentaram associação significativa com nenhum dos grupos (táxons generalistas), representando uma tolerância intermediária ou ampla valência ecológica.
1 (Tolerante)	Táxons identificados como indicadores estatisticamente significativos do grupo de "Alto Impacto" receberam esta pontuação, representando organismos que prosperam em ambientes degradados.

3322
3323

Fonte: Autores, 2026.

3324
3325
3326
3327

O IBO para cada local de amostragem foi calculado como a média das pontuações de tolerância (S_i) dos táxons presentes, ponderada pela abundância (n_i) de cada táxon. Esta fórmula, clássica no desenvolvimento de índices bióticos (Zelinka & Marvan, 1961; Hilsenhoff, 1987), confere maior peso aos táxons mais abundantes, tornando o índice um reflexo fiel da assembleia dominante.

3328
3329
3330

A seguinte fórmula foi aplicada:

3331

$$IBO = \frac{\sum_{i=1}^S (S_i \times N_i)}{N}$$

3332
3333

Onde:

3334
3335
3336
3337

- S_i = pontuação de tolerância do táxon i (variando de 1 a 10);
- n_i = número de indivíduos (abundância) do táxon i na amostra;
- S = número total de táxons (riqueza) na amostra;
- N = número total de indivíduos de Oligochaeta na amostra ($\sum n_i$).

3338
3339

2.4. Validação Estatística do Índice

3340
3341
3342

Para avaliar a robustez e a sensibilidade do IBO, foi empregada uma abordagem de validação dupla, testando sua resposta tanto a um gradiente ambiental contínuo quanto a grupos de impacto discretos.

3343 A capacidade do IBO de responder de forma uniforme à pressão ambiental foi
3344 avaliada por meio da Correlação de Spearman (ρ). Os escores do IBO de cada local foram
3345 correlacionados com os escores do gradiente de degradação (PC1) estabelecido no
3346 Capítulo 3. A hipótese testada foi a de que haveria uma correlação negativa, forte e
3347 estatisticamente significativa entre o IBO e o gradiente de degradação. As análises foram
3348 conduzidas separadamente para os conjuntos de dados de rios e reservatórios.

3349 A eficácia do IBO em distinguir entre os locais previamente classificados nos
3350 grupos de "baixo", "médio" e "alto impacto" foi testada. A distribuição dos escores do
3351 IBO entre os grupos foi visualizada por meio de gráficos boxplot.

3352 Para testar a significância estatística das diferenças entre as medianas dos grupos,
3353 foi empregado o teste não paramétrico de Kruskal-Wallis, uma vez que a distribuição dos
3354 escores do IBO não atendeu aos pressupostos de normalidade (teste de Shapiro-Wilk) e
3355 homocedasticidade (teste de Levene) para uma ANOVA. Um teste post-hoc de Dunn foi
3356 aplicado para identificar quais pares de grupos diferiram significativamente entre si.

3357 Todas as análises estatísticas foram realizadas no ambiente de software R (R Core
3358 Team, 2023), utilizando os pacotes stats para as análises de correlação e variância, e
3359 ggplot2 para a elaboração dos gráficos. O nível de significância adotado para todas as
3360 análises foi de $\alpha=0,05$.

3361

3362 **2.5. Definição das Classes de Qualidade Ecológica**

3363 Para traduzir o escore contínuo do IBO (1-10) em classes de qualidade da água
3364 discretas e aplicáveis à gestão, foi utilizada a abordagem da "condição de referência"
3365 (Stoddard et al., 2006). Os limites (limiares) entre as classes foram definidos
3366 estatisticamente com base na distribuição de percentis (quartis) dos escores do IBO
3367 obtidos exclusivamente nos locais do grupo "baixo Impacto" (referência). Esta
3368 metodologia garante que as classes de qualidade sejam fundamentadas nas melhores
3369 condições ambientais encontradas na região de estudo, em vez de se basearem em valores
3370 arbitrários.

3371

3372

3373 **3. Resultados**

3374 O IBO foi desenvolvido com base nas associações estatísticas dos táxons com
3375 grupos de impacto. A Tabela 7 mostra as pontuações específicas atribuídas aos principais
3376 táxons indicadores.

3377

3378 **Tabela 7.** Pontuações de tolerância dos principais táxons de Oligochaeta no IBO

Táxon	Rios	Reservatórios	Com base na IndVal
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	5	5	Grupo 4 (Baixo + Médio Impacto)
<i>Bothrioneurum sp.</i>	10	5	Rio: Baixo Impacto; Reserv: Grupo 4
<i>Aulophorus furcatus</i>	10	-	Indicador de Baixo Impacto
<i>Brinkhurstia americana</i>	-	1	Indicador de Alto Impacto
<i>Pristina osborni</i>	10	1	Papel ecológico divergente entre sistemas

3379 **Fonte:** Autores, 2026.

3380

3381 O desenvolvimento do IBO resultou em um score contínuo de 1 a 10 para cada
3382 local de amostragem. A análise dos resultados demonstra a eficácia do índice em traduzir
3383 a composição da assembleia em uma métrica robusta e ecologicamente relevante.

3384 Para fins de validação neste capítulo, o gradiente de degradação ambiental (PC1)
3385 foi ordenado de modo que valores negativos correspondem às condições de referência
3386 (Baixo Impacto/Preservado) e valores positivos indicam maior estresse ambiental. A
3387 análise de correlação de Spearman demonstrou uma resposta negativa robusta do IBO
3388 frente a este gradiente.

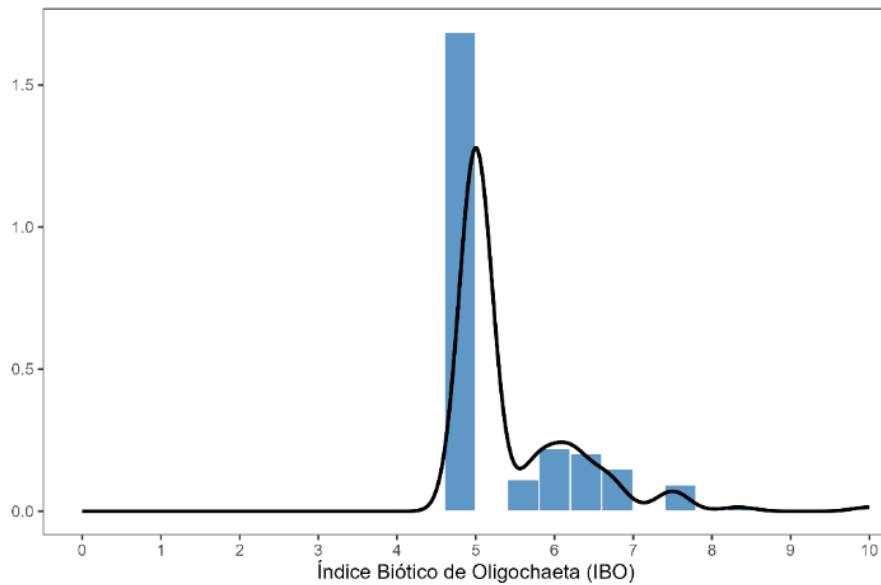
3389 A aplicação do IBO revelou padrões distintos de distribuição que refletem a
3390 heterogeneidade inerente aos sistemas. Nos sistemas lóticos (Figura 27), os scores
3391 apresentaram distribuição bimodal e abrangente, com maior concentração entre 5-7, o que
3392 é típico de rios que exibem alto contraste entre trechos de referência e trechos
3393 severamente impactados. Em contraste, nos sistemas lênticos (Figura 28), a distribuição
3394 foi unimodal e fortemente concentrada em valores intermediários (4-6).

3395

3396

3397

3398

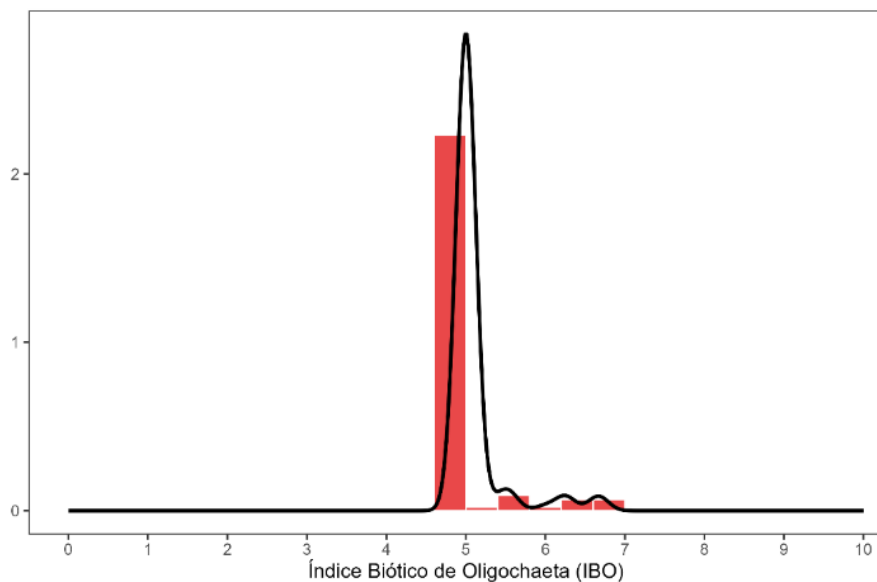


3399

3400

Figura 27. Distribuição dos scores do IBO para sistemas lóticos. **Fonte:** Autores, 2026.

3401



3402

3403

Figura 28. Distribuição dos scores do IBO para sistemas lênticos. **Fonte:** Autores, 2026.

3404

3405

3406

3407

3408

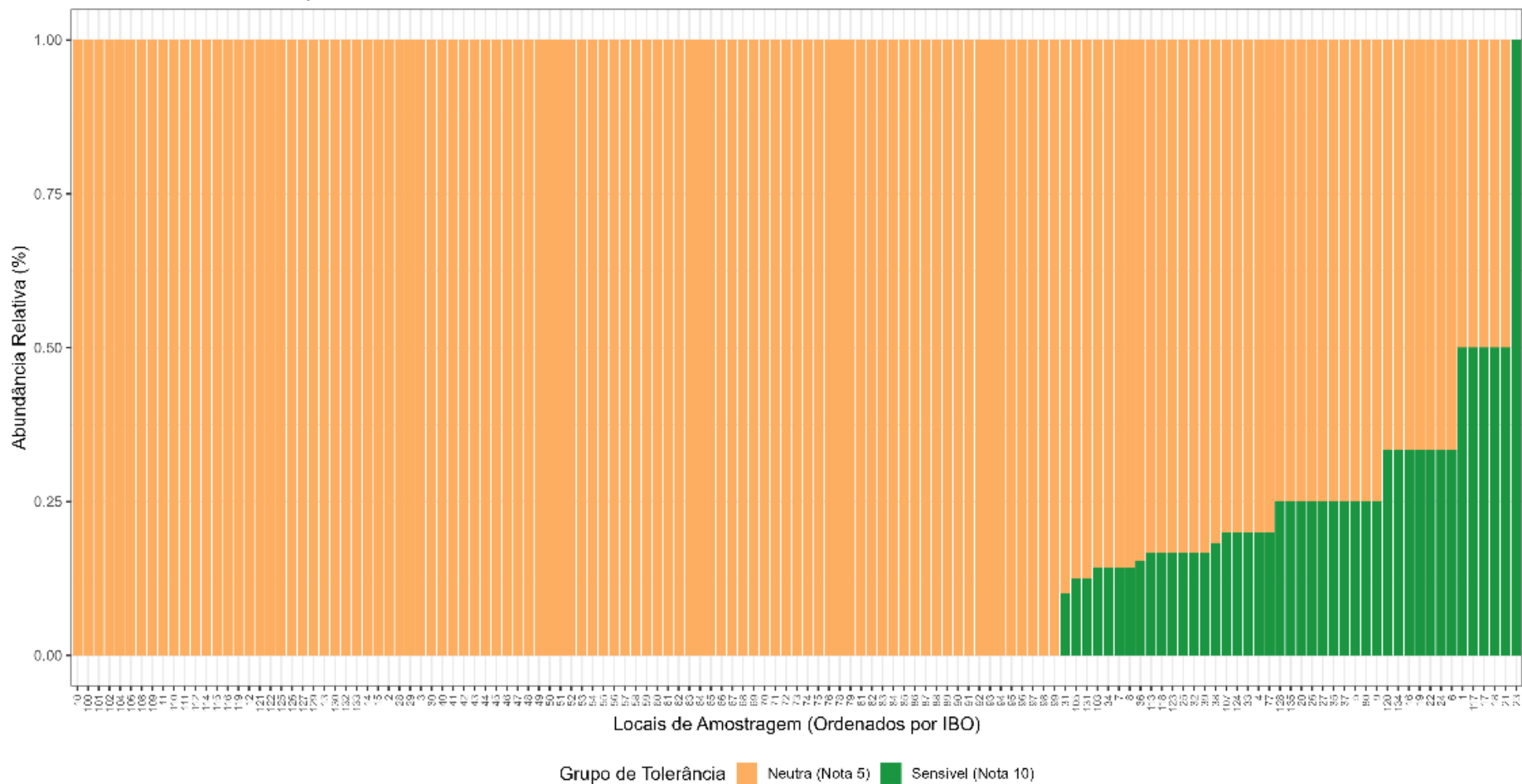
3409

3410

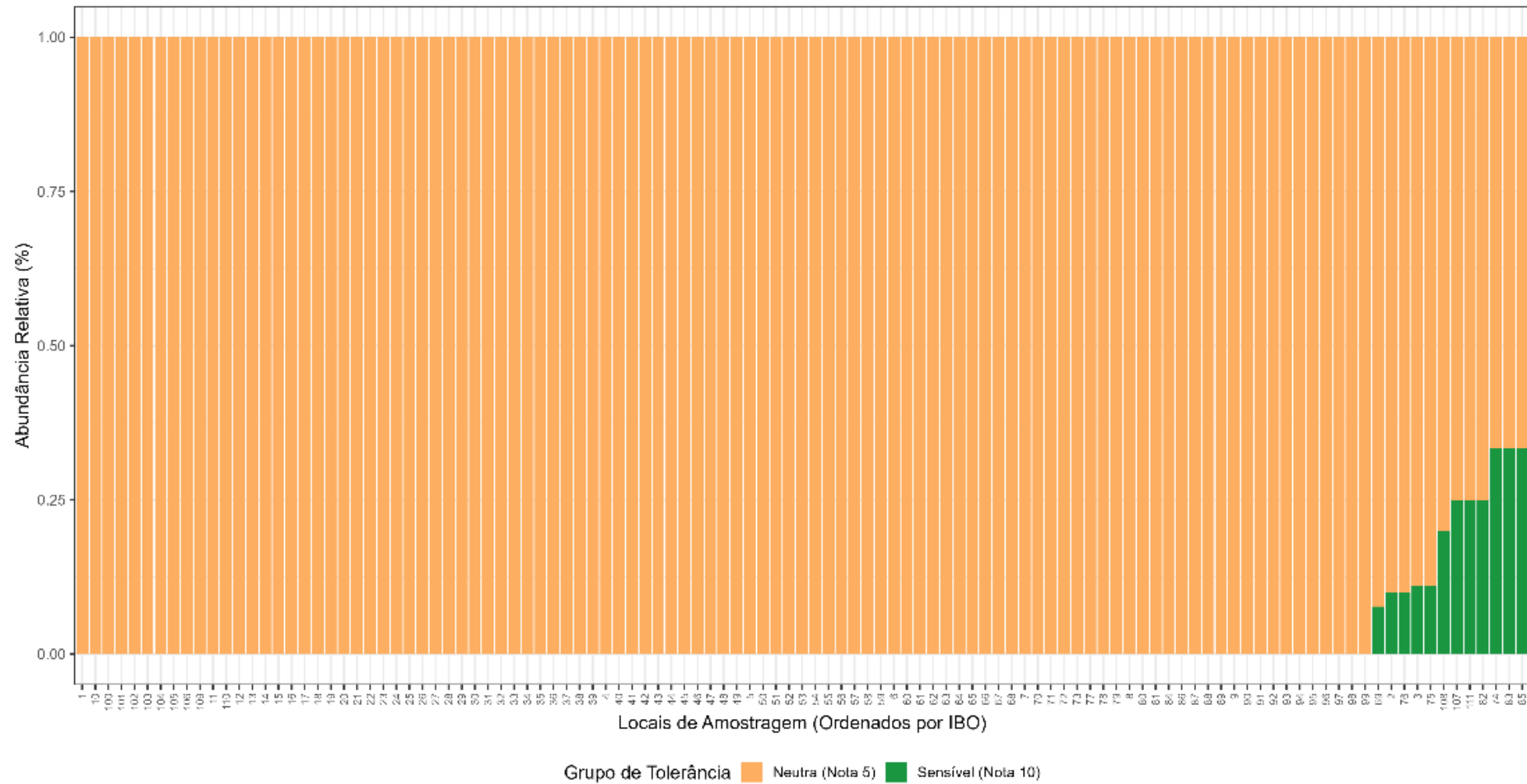
3411

A análise da composição das assembleias confirma a coerência ecológica do IBO. Nos rios (Figura 29), observa-se um gradiente claro: locais com IBO alto (>7) são dominados por táxons sensíveis (verde) e intermediários (laranja). Um padrão similar foi observado nos reservatórios (Figura 30), onde locais com IBO alto mostraram dominância de táxons sensíveis (>75% de abundância relativa), enquanto locais degradados exibiram clara predominância de táxons tolerantes.

Composição da Comunidade por Grupo de Tolerância - Rios
 Locais ordenados do menor para o maior score IBO



Composição da Comunidade por Grupo de Tolerância - Reservatórios
 Locais ordenados do menor para o maior score IBO



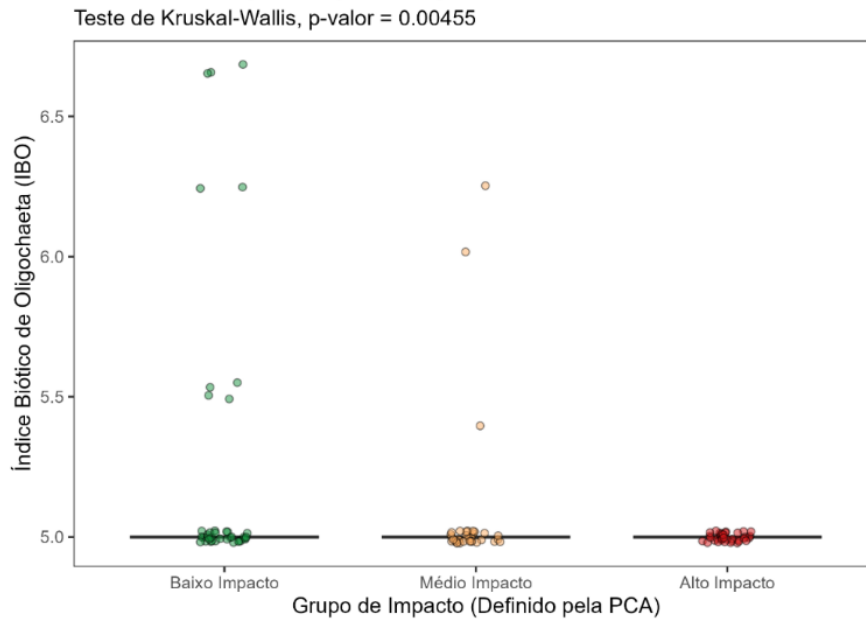


Figura 32. Scores do IBO por grupo de impacto para recursos lênticos. **Fonte:** Autores, 2026.

Com base na distribuição dos quartis do grupo de referência, foram estabelecidas classes de qualidade para a interpretação do índice. Para os rios (Figura 33), o modelo permitiu a distinção de categorias variando de excelente a ruim. Observou-se uma estratificação consistente ao longo do gradiente ambiental, onde locais classificados como excelente e boa concentraram-se exclusivamente no quadrante de baixo impacto (PC1 negativo), validando a sensibilidade do IBO em detectar a integridade ecológica.

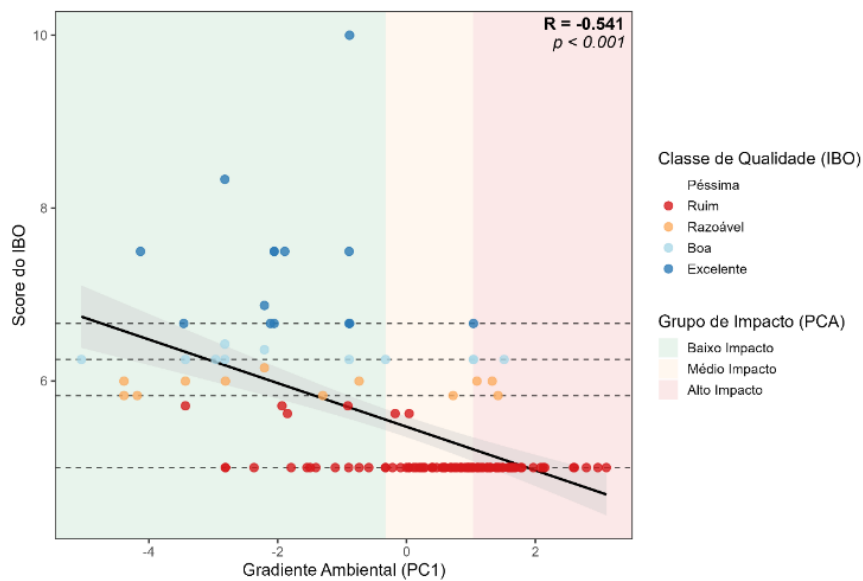


Figura 33. Validação do IBO x Gradiente Ambiental (PCA) (sistemas lóticos). **Fonte:** Autores, 2026.

Nos reservatórios (Figura 34), a aplicação dos quartis definiu os limiares para as classes de qualidade. Embora a distribuição dos dados tenha mostrado uma tendência à homogeneização em categorias intermediárias, o IBO manteve a coerência ecológica, com as classes de melhor qualidade (excelente e boa) restritas aos locais com menores escores de impacto no gradiente ambiental.

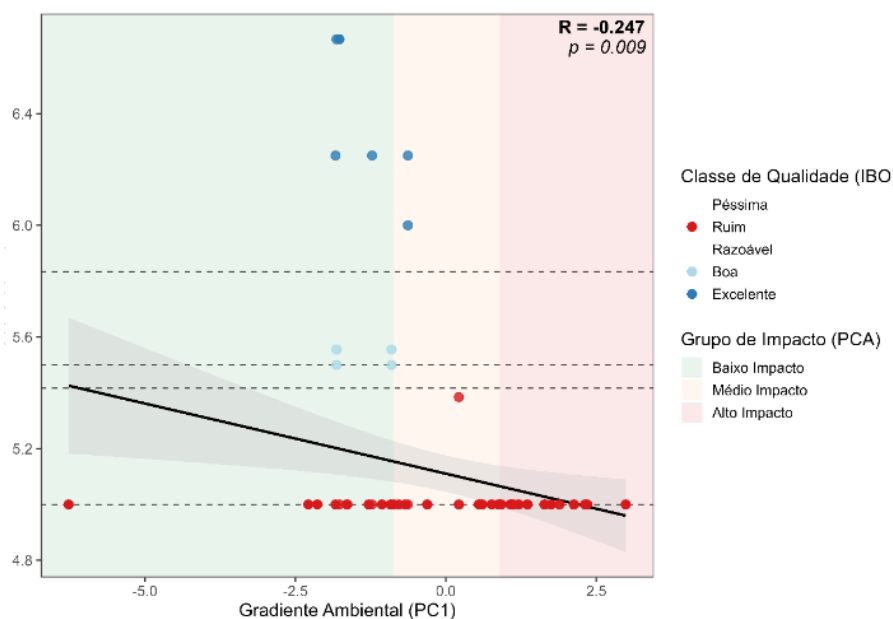


Figura 34. Validação do IBO x Gradiente Ambiental (PCA) (sistemas lênticos). **Fonte:** Autores, 2026.

Um resultado particularmente relevante foi o comportamento divergente de espécies tradicionalmente classificadas como tolerantes. *Limnodrilus hoffmeisteri*, considerada na literatura como indicadora de poluição, foi associada ao Grupo 4 (baixo + médio impacto) em ambos os ecossistemas, recebendo pontuação 5 no IBO.

Da mesma forma, *Pristina osborni* apresentou papel ecológico oposto entre sistemas: indicadora de baixo impacto (pontuação 10) em rios, mas de Alto Impacto (pontuação 1) em reservatórios. Essas divergências destacam a importância da calibração regional do índice.

4. Discussão

O IBO demonstrou ser uma ferramenta robusta e ecologicamente coesa para a avaliação da integridade biótica em ecossistemas aquáticos paulistas, validando sua aplicabilidade no contexto local. O desempenho estatístico mostra que o IBO se

correlacionou de forma negativa e significativa com o gradiente de degradação ambiental (PC1) tanto em rios ($R = -0,541$; $p < 0,001$) quanto em reservatórios ($R = -0,247$; $p = 0,009$), confirmando a sensibilidade do índice à degradação ambiental. A validação foi reforçada pelo teste Kruskal-Wallis, que comprovou a capacidade do IBO de discriminar estatisticamente os grupos de impacto (baixo, médio e alto impacto) em ambos os corpos hídricos (rios: $p < 0,001$; reservatórios: $p = 0,00455$), com a ordenação dos scores em classes de qualidade seguindo o gradiente ambiental de forma coesa (Fig. 31 e 32).

A análise da distribuição dos escores IBO revelou padrões ecológicos distintos entre os sistemas lóticos e lênticos. A distribuição bimodal em rios (Fig. 27) sugere a existência de condições de referência preservadas e locais severamente impactados, refletindo um maior contraste ambiental. Por outro lado, a concentração unimodal em valores intermediários nos reservatórios (Fig. 28) aponta para uma maior homogeneidade da qualidade da água por conta da eutrofização (Tundisi, 2008). A coerência ecológica do índice confirma-se pela resposta da comunidade (Fig. 29 e 30), que segue o padrão clássico de substituição de espécies ao longo de gradientes de estresse (Chapman, 2001), com dominância de táxons sensíveis em locais com IBO alto e de táxons tolerantes em scores baixos.

A principal inovação metodológica do IBO reside em sua calibração regional, que permitiu reavaliar a classificação de tolerância de certas espécies e ajustar a autoecologia dos táxons ao contexto neotropical. Essa calibração levou a divergências importantes com a literatura prévia e trabalhos regionais, como os estudos de Girolli (2019) e Lima (2020), especialmente no que tange à classificação de *Limnodrilus hoffmeisteri*.

Enquanto a literatura clássica o associa à poluição severa, o IndVal deste estudo (Capítulo 3) associou *L. hoffmeisteri* ao Grupo 4 (Baixo + Médio Impacto) com alta significância ($p = 0,002$) em reservatórios. Essa aparente discrepância é justificada pela plasticidade fisiológica da subfamília Tubificinae, que permite à espécie explorar nichos de distúrbio intermediário. Nossos dados corroboram o modelo de subsídio-estresse (Odum, 1985), onde o *L. hoffmeisteri* responde positivamente ao enriquecimento orgânico (subsídio) presente no grupo de Médio Impacto, mas é limitado pela toxicidade química aguda (estresse) predominante no grupo de Alto Impacto. Estudos ecotoxicológicos demonstram que a exposição a metais pesados causa danos histopatológicos severos e deformação celular nesta espécie (Yildirim *et al.*, 2018), o que explica sua redução populacional nos locais de degradação extrema. Este resultado sugere que a espécie, no gradiente paulista, não é um indicador do pior estado de qualidade, mas

sim uma oportunista de condições intermediárias, o que reafirma a importância de índices bióticos desenvolvidos para o contexto específico (Buss & Salles, 2007).

A aplicabilidade do IBO no cenário brasileiro deve ser discutida à luz do impedimento taxonômico, um desafio central no monitoramento de bacias neotropicais. Embora ferramentas moleculares, como o *metabarcoding* e o eDNA, representem alternativas promissoras para superar as dificuldades de identificação morfológica, sua implementação imediata em rotinas de órgãos ambientais é limitada pelos custos elevados e pela incipiência de bibliotecas genéticas de referência para a fauna de oligoquetos. Nesse contexto, o IBO destaca-se ao demonstrar eficácia discriminatória mesmo utilizando resoluções taxonômicas mistas (gênero ou morfotipos supraespecíficos, como Tubificinae imaturos), tornando-se uma ferramenta viável e de menor custo técnico comparada à dependência exclusiva de especialistas ou sequenciamento genético.

Diferentemente da simples adaptação de índices globais (como o IOBS ou adaptações do BMWP), que frequentemente falham ao importar valores de tolerância de espécies temperadas sem considerar a plasticidade fenotípica nos trópicos, o desenvolvimento do IBO permitiu recalibrar a autoecologia dos táxons com base em dados empíricos locais. Essa recalibragem foi crucial para corrigir distorções ecológicas, como o comportamento observado de *Limnodrilus hoffmeisteri* em reservatórios paulistas. Embora esta espécie seja classificada na literatura clássica internacional e em diversos trabalhos regionais como um indicador exclusivo de ambientes com poluição severa, o IBO demonstrou que, no gradiente paulista, ela atua como uma oportunista de condições intermediárias. Este ajuste é fundamental para garantir que o índice reflita a realidade neotropical, diferenciando-se tanto dos modelos temperados quanto do paradigma de tolerância extrema anteriormente aceito na literatura brasileira.

O IBO, portanto, representa um avanço ao traduzir a complexidade taxonômica de Oligochaeta em um score único e regionalmente validado, permitindo o estabelecimento de classes de qualidade (Fig. 33 e 34) complementares aos índices físico-químicos (IQA, IET) utilizados por agências como a CETESB. Contudo, o índice apresenta limitações intrínsecas: a menor amplitude de scores e a reduzida sensibilidade em reservatórios sugerem que fatores adicionais, como a hidromorfologia e o tempo de residência, atuam como moduladores primários não totalmente capturados neste gradiente. Estudos futuros devem focar na integração dessas variáveis para refinar a precisão da ferramenta em sistemas lênticos.

Conclusão

A presente pesquisa atingiu seu objetivo ao desenvolver e validar o Índice Biótico de Oligochaeta (IBO) como uma métrica quantitativa e ecologicamente fundamentada para o estado de São Paulo. A validação estatística confirmou que a ferramenta é capaz de traduzir a complexidade taxonômica e as respostas da comunidade bentônica em um score único, que reflete de forma sensível e direta o gradiente de entropia ambiental.

O estudo evidenciou que a dinâmica da integridade biótica difere substancialmente entre os ecossistemas avaliados. Nos sistemas lóticos, o índice detecta com precisão o contraste entre trechos preservados e áreas sob intensa pressão antrópica. Nos sistemas lênticos, o IBO reflete a homogeneização ambiental característica dos reservatórios, demonstrando que o efeito integrador da bacia e os processos de sedimentação atuam como filtros primários sobre a comunidade biótica.

A calibração estritamente regional provou ser o diferencial do IBO. Ao readequar o peso ecológico dos táxons à realidade neotropical, superando as distorções frequentemente observadas na importação de índices de zonas temperadas, a ferramenta garante um diagnóstico fiel e preciso das águas paulistas. Além disso, ao demonstrar eficácia utilizando resoluções taxonômicas mistas, o IBO contorna o histórico impedimento taxonômico da região, apresentando-se como uma alternativa técnica e financeiramente viável.

Do ponto de vista aplicado, o IBO consolida-se como um instrumento estratégico pronto para ser incorporado nas rotinas de biomonitoramento de agências ambientais, atuando de forma complementar às análises físico-químicas tradicionais. Para o aprimoramento contínuo da ferramenta, pesquisas futuras devem focar na integração de parâmetros hidrodinâmicos e de tempo de residência, visando refinar a sensibilidade e a amplitude do índice especificamente nos ecossistemas lênticos.

Referências

ACUÑA-ALONSO, Carolina *et al.* Water Security and Watershed Management Assessed through the Modelling of Hydrology and Ecological Integrity: A Study in the Galicia-Costa (NW Spain). **Science of The Total Environment**, [S.l.], v. 759, p. 143905, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143905>. Acesso em: 15 fev. 2023.

BIRK, Sebastian *et al.* Three Hundred Ways to Assess Europe's Surface Waters: An Almost Complete Overview of Biological Methods to Implement the Water Framework

Directive. **Ecological Indicators**, [S.l.], v. 18, p. 31-41, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.10.009>. Acesso em: 22 ago. 2022.

BORJA, Ángel. The European Water Framework Directive: A Challenge for Nearshore, Coastal and Continental Shelf Research. **Continental Shelf Research**, [S.l.], v. 25, n. 14, p. 1768-1783, 2005. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.csr.2005.05.004>. Acesso em: 10 jun. 2021.

CHAPMAN, Peter M. Utility of Oligochaetes in Sediment Ecotoxicology. **Aquatic Toxicology**, [S.l.], v. 55, n. 3-4, p. 235-243, 2001. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/S0166-445X\(01\)00185-1](https://doi.org/10.1016/S0166-445X(01)00185-1). Acesso em: 05 mai. 2023.

CORTES, Rui M. V. *et al.* Tools for Bioindicator Assessment in Rivers: The Importance of Spatial Scale, Land Use Patterns and Biotic Integration. **Ecological Indicators**, [S.l.], v. 34, p. 460-477, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.06.004>. Acesso em: 19 set. 2022.

DUDGEON, David *et al.* Freshwater Biodiversity: Importance, Threats, Status and Conservation Challenges. **Biological Reviews**, [S.l.], v. 81, n. 2, p. 163-182, 2006. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.2006.00174.x>. Acesso em: 30 jan. 2024.

DUFRENE, Marc; LEGENDRE, Pierre. Species Assemblages and Indicator Species: The Need for a Flexible Asymmetrical Approach. **Ecological Monographs**, [S.l.], v. 67, n. 3, p. 345-366, 1997. Disponível em: <[https://doi.org/10.1890/0012-9615\(1997\)067\[0345:SAIIST\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9615(1997)067[0345:SAIIST]2.0.CO;2)>. Acesso em: 14 abr. 2023.

FREY, David G. Biological Integrity of Water: A Historical Approach. *In*: BALLENTINE, R. K.; GUARRAIA, L. J. (Eds.). **The Integrity of Water: A Symposium**. Washington, DC: U.S. Environmental Protection Agency, 1977. p. 127-140.

FRIBERG, Nikolai *et al.* Biomonitoring of Human Impacts in Freshwater Ecosystems: The Good, the Bad and the Ugly. **Advances in Ecological Research**, [S.l.], v. 44, p. 1-68, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-374794-5.00001-8>. Acesso em: 28 nov. 2022.

HERING, Daniel *et al.* The European Water Framework Directive at the Age of 10: A Critical Review of the Achievements with Recommendations for the Future. **Science of the Total Environment**, [S.l.], v. 408, n. 19, p. 4007-4019, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.05.031>. Acesso em: 03 mar. 2023.

HILSENHOFF, William L. An Improved Biotic Index of Organic Stream Pollution. **The Great Lakes Entomologist**, [S.l.], v. 20, n. 1, p. 31-39, 1987.

KARR, James R. Assessment of Biotic Integrity Using Fish Communities. **Fisheries**, [S.l.], v. 6, n. 6, p. 21-27, 1981. Disponível em: <[https://doi.org/10.1577/1548-8446\(1981\)006<0021:AOBIUF>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8446(1981)006<0021:AOBIUF>2.0.CO;2)>. Acesso em: 12 out. 2021.

KARR, James R. Biological Integrity: A Long-Neglected Aspect of Water Resource Management. **Ecological Applications**, [S.l.], v. 1, n. 1, p. 66-84, 1991. Disponível em: <https://doi.org/10.2307/1941848>. Acesso em: 08 dez. 2023.

METCALFE, Janice L. Biological Water Quality Assessment of Running Waters Based on Macroinvertebrate Communities: History and Present Status in Europe. **Environmental Pollution**, [S.l.], v. 60, n. 1-2, p. 101-139, 1989. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/0269-7491\(89\)90226-6](https://doi.org/10.1016/0269-7491(89)90226-6). Acesso em: 25 jul. 2022.

ODUM, Eugene P. Trends Expected in Stressed Ecosystems. **BioScience**, Oxford, v. 35, n. 7, p. 419-422, 1985. Disponível em: <https://doi.org/10.2307/1310021>. Acesso em: 11 set. 2023.

POIKANE, Sandra *et al.* A Hitchhiker's Guide to European Lake Ecological Assessment and Intercalibration. **Ecological Indicators**, [S.l.], v. 52, p. 533-544, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.01.008>. Acesso em: 17 jan. 2024.

R CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing, 2023. Disponível em: <https://www.R-project.org/>. Acesso em: 23 out. 2025.

REID, Andrea J. *et al.* Emerging Threats and Persistent Conservation Challenges for Freshwater Biodiversity. **Biological Reviews**, [S.l.], v. 94, n. 3, p. 849-873, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/brv.12480>. Acesso em: 09 fev. 2024.

ROSENBERG, David M.; RESH, Vincent H. Introduction to Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates. *In*: ROSENBERG, David M.; RESH, Vincent H. (Eds.). **Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates**. New York: Chapman & Hall, 1993. p. 1-9.

RYDER, Greg; MILLER, William. Setting Goals for Ecological Restoration in the Watershed Context. **International Journal of River Basin Management**, [S.l.], v. 3, n. 4, p. 269-278, 2005. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/15715124.2005.9635266>. Acesso em: 21 jun. 2023.

SANTOS, Rute M. B. *et al.* Impacts of Climate Change and Land-Use Scenarios on *Margaritifera margaritifera*, an Environmental Indicator and Endangered Species. **Science of The Total Environment**, [S.l.], v. 511, p. 477-488, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.12.069>. Acesso em: 04 nov. 2022.

STEFFEN, Will *et al.* The Trajectory of the Anthropocene: The Great Acceleration. **The Anthropocene Review**, [S.l.], v. 2, n. 1, p. 81-98, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1177/2053019614564785>. Acesso em: 16 ago. 2023.

STODDARD, John L. *et al.* Setting Expectations for the Ecological Condition of Streams: The Concept of Reference Condition. **Ecological Applications**, [S.l.], v. 16, n. 4, p. 1267-1276, 2006. Disponível em: <https://doi.org/10.1890/04-2112>. Acesso em: 02 abr. 2022.

TER BRAAK, Cajo J. F.; LOOMAN, C. W. N. Weighted Averaging, Logistic Regression and the Gaussian Response Model. **Vegetatio**, [S.l.], v. 65, p. 3-11, 1986. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/BF00032121>. Acesso em: 29 out. 2021.

TIMM, Tarmo. Distribution of Freshwater Oligochaetes in the West and East Coastal Regions of the North Pacific Ocean. **Hydrobiologia**, [S.l.], v. 406, p. 67-81, 1999. Disponível em: <https://doi.org/10.1023/A:1003746305753>. Acesso em: 13 mai. 2023.

VARANDAS, Simone *et al.* Ecology of Southern European Pearl Mussels (*Margaritifera margaritifera*): First Record of Two New Populations on the Rivers Terva and Beça (Portugal). **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, [S.l.], v. 23, n. 3, p. 374-389, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/aqc.2319>. Acesso em: 27 set. 2022.

VERDONSCHOT, Piet F. M. Micro-distribution of Oligochaetes in a Soft-Bottomed Lowland Stream (Elsbeek; The Netherlands). **Hydrobiologia**, [S.l.], v. 406, p. 149-163, 1999. Disponível em: <https://doi.org/10.1023/A:1003762719870>. Acesso em: 18 dez. 2023.

VÖRÖSMARTY, Charles J. *et al.* Global Threats to Human Water Security and River Biodiversity. **Nature**, [S.l.], v. 467, p. 555-561, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/nature09440>. Acesso em: 20 mar. 2022.

YILDIRIM, E.; ÜNAL, M. C.; YILDIRIM, N. Histopathology of the Tissue of a Tubificid Worm (*Limnodrilus hoffmeisteri*) Exposed to Cadmium. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, New York, v. 86, n. 2, p. 182–186, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s00128-010-0176-1>. Acesso em: 07 jul. 2024.

ZELINKA, Milos; MARVAN, P. Zur Präzisierung der Biologischen Klassifikation der Reinheit Fließender Gewässer. **Archiv für Hydrobiologie**, [S.l.], v. 57, p. 389-407, 1961.

DISCUSSÃO E CONSIDERAÇÕES FINAIS

Esta seção apresenta a síntese integradora dos resultados obtidos ao longo dessa tese, conectando as evidências encontradas nos ecossistemas europeus e neotropicais para consolidar o papel da paisagem e da comunidade de Oligochaeta como ferramentas de monitoramento de precisão.

O eixo central desta tese foi a investigação de como a configuração do território com relação a saúde biótica dos ecossistemas aquáticos. A trajetória percorrida partiu de uma abordagem de modelagem preditiva em larga escala na Europa para o desenvolvimento de uma ferramenta biótica refinada e calibrada regionalmente no estado de São Paulo.

O processo de refinamento é algo indispensável na distinção dos níveis de categorização utilizados nessa pesquisa, evitando assim possíveis equívocos na aplicação do índice. A utilização de “grupos de impacto” (Baixo, Médio e Alto), gerados a partir do gradiente de estresse ambiental (PC1), auxiliaram apenas como base experimental na calibração do IBO. A partir desse grupos ocorreram associações estatísticas dos táxons, posteriormente quantificadas pela IndVal, possibilitando uma atribuição objetiva dos scores de tolerância. Em contrapartida, as "classes de qualidade" (Excelente, Boa, Razoável, Ruim e Péssima) configuram o produto final e a ferramenta esclarecedora para o biomonitoramento. Estas classes foram estabelecidas estatisticamente com base na distribuição de quartis dos scores do IBO obtidos nos locais de referência (Baixo Impacto), transformando a complexidade dos dados biológicos em uma métrica categórica pronta para subsidiar a tomada de decisão em órgãos ambientais.

Os resultados dos Capítulos 1 e 2 estabeleceram uma base teórica e metodológica fundamental: a paisagem exerce um controle hierárquico superior sobre a qualidade da água e a biodiversidade.

No Capítulo 1, a utilização de algoritmos de "força bruta" em Python demonstrou que métricas de composição e configuração do solo podem prever com precisão o índice IBMWP, evidenciando que áreas florestais diversas funcionam como reguladores vitais da integridade ecológica.

Essa premissa foi reforçada no Capítulo 2, onde o particionamento de variância revelou que as métricas de paisagem (30,6%) superaram variáveis físico-químicas e hidromorfológicas locais na estruturação das comunidades em rios de montanha.

A aplicação desses conceitos ao estado de São Paulo (Capítulos 3 e 4) revelou a complexidade da resposta biológica em ambientes sob intensa pressão antrópica.

Enquanto os modelos europeus focaram em métricas de configuração espacial, os dados paulistas permitiram estruturar um gradiente de entropia ambiental baseado em usos do solo e variáveis limnológicas. A clara separação das comunidades de rios em resposta a estes gradientes (NMDS) validou a utilização de Oligochaeta como organismos sensíveis à degradação.

A criação do Índice Biótico de Oligochaeta (IBO) no Capítulo 4 representa o desfecho metodológico desta tese. A principal contribuição deste índice foi o ajuste da autoecologia das espécies ao contexto regional. Diferente da literatura clássica, espécies como *Limnodrilus hoffmeisteri* não foram classificadas como indicadores do pior estado de qualidade, mas sim como oportunistas de condições intermediárias no gradiente paulista. Essa divergência reforça que a transposição direta de índices internacionais pode levar a diagnósticos imprecisos, tornando a calibração do IBO um avanço necessário para a precisão do biomonitoramento no Brasil.

Cabe ressaltar que índices, de forma global, buscam transmitir e simplificar informações complexas para uma melhor compreensão, trata-se de uma ferramenta generalista, podendo não refletir, em situações pontuais, a ecologia das espécies. As espécies estão sujeitas a alterações, não somente pelo uso e ocupação do solo em seu entorno, sendo influenciadas também por questões climáticas, tipo de sedimentos, geologia local, regime hídrico, declividade, barreiras físicas e etc. Desta forma o IBO é uma ferramenta para complementar, auxiliar na tomada de decisão e baratear processos de monitoramento ambiental já existentes, como, por exemplo, o monitoramento realizado pela CETESB.

A presente tese conclui que a gestão dos recursos hídricos não pode ser dissociada do planejamento territorial. A integração de ferramentas tecnológicas modernas, como a modelagem estatística multivariada e o geoprocessamento, com o conhecimento taxonômico detalhado, permitiu transformar dados ecológicos complexos em indicadores aplicáveis.

Principais Contribuições

O esquema abaixo sintetiza as principais contribuições teóricas e práticas deste estudo, unificando as descobertas em três eixos fundamentais: a inovação metodológica representada pelo IBO, a influência determinante da matriz da paisagem sobre a eficácia da restauração (controle hierárquico) e a especificidade ecológica entre sistemas lóticos e lênticos. O esquema atua como um modelo conceitual para a transposição dos resultados

científicos em estratégias de gestão pública, fornecendo um roteiro para a tomada de decisão em agências ambientais, como a CETESB, visando a otimização de recursos e a eficácia na recuperação de ecossistemas aquáticos.

CONTRIBUIÇÕES CHAVE: O IBO (ÍNDICE BIÓTICO) NA GESTÃO DE RECURSOS HÍDRICOS



RESULTADO GLOBAL: GESTÃO MAIS EFICAZ E DIRECIONADA, EVITANDO DESPERDÍCIO DE RECURSOS E MAXIMIZANDO A RECUPERAÇÃO AMBIENTAL

Apesar da robustez dos modelos, a menor sensibilidade observada nos reservatórios sugere que fatores hidrodinâmicos e processos de eutrofização podem alterar as respostas biológicas de forma mais intensa que o uso do solo no entorno desses sistemas. Estudos futuros devem focar na inclusão de variáveis sazonais e na análise detalhada do sedimento para refinar a precisão do IBO em ambientes lênticos.

Esta pesquisa reafirma que as comunidades de Oligochaeta são "historiadoras" eficientes da condição ambiental. O IBO, como produto, consolida um método de precisão que permite traduzir a integridade da biota em subsídios concretos para a recuperação e conservação dos recursos hídricos paulistas.

REFERÊNCIAS

- ACUÑA-ALONSO, Carolina *et al.* Water Security and Watershed Management Assessed through the Modelling of Hydrology and Ecological Integrity: A Study in the Galicia-Costa (NW Spain). **Science of The Total Environment**, [S.l.], v. 759, p. 143905, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143905>. Acesso em: 15 fev. 2023.
- ALBA-TERCEDOR, Javier. Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. *In*: SIMPOSIO DEL AGUA EN ANDALUCÍA (SIAGA), 4., 1996, Almeria. **Actas...** Almeria: [s.n.], 1996. v. 2, p. 203-213.
- ALBA-TERCEDOR, Javier *et al.* Caracterización Del Estado Ecológico de Ríos Mediterráneos Ibéricos Mediante El Índice IBMWP (Antes BMWP'). **Limnetica**, [S.l.], v. 21, n. 3-4, p. 171-184, 2002. Disponível em: <https://doi.org/10.23818/limn.21.24>. Acesso em: 02 fev. 2026.
- ALBA-TERCEDOR, Javier; SÁNCHEZ-ORTEGA, Antoni. Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basado en el de Hellawell (1978). **Limnetica**, [S.l.], v. 4, p. 51-56, 1988. Disponível em: <https://www.limnetica.com/documentos/limnetica/limnetica-4-1-p-51.pdf>. Acesso em: 15 mar. 2023.
- ALLAN, J. David. Landscapes and Riverscapes: The Influence of Land Use on Stream Ecosystems. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, [S.l.], v. 35, p. 257-284, 2004. Disponível em: <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.35.120202.110122>. Acesso em: 10 set. 2022.
- ALLAN, J. David; CASTILLO, María M. **Stream Ecology: Structure and Function of Running Waters**. 2. ed. Dordrecht: Springer Netherlands, 2007.
- ALVES, Roberto da Gama; GORNI, Guilherme Rossi. Naididae Species (Oligochaeta) Associated with Submersed Aquatic Macrophytes in Two Reservoirs (São Paulo, Brazil). **Acta Limnologica Brasiliensia**, Rio Claro, v. 19, n. 4, p. 407-413, 2007.
- ALVES, Roberto da Gama; LUCCA, José Voltolini de. Oligochaeta (Annelida, Clitellata) como indicador de poluição orgânica em dois córregos pertencentes à Bacia do Rio Corumbataí (SP-Brasil). **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 60, n. 2, p. 279-286, 2000. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0034-71082000000200011>. Acesso em: 10 fev. 2021.
- ALVES, Roberto da Gama; MARCHESE, Mercedes R.; ESCARPINATI, Suzana C. Oligochaeta (Annelida, Clitellata) in Lotic Environments in the State of São Paulo, Brazil. **Iheringia, Série Zoologia**, Porto Alegre, v. 96, n. 4, p. 431-435, 2006. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0073-47212006000400006>. Acesso em: 12 jun. 2023.
- BAPTISTA, Darcílio Fernandes. Uso de macroinvertebrados em procedimentos de biomonitoramento em ecossistemas aquáticos. **Oecologia Brasiliensis**, [S.l.], v. 12, n. 3, p. 446-461, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.4257/oeco.2008.1203.11>. Acesso em: 20 jul. 2024.

BARBOLA, Ivana F. *et al.* Avaliação da comunidade de macroinvertebrados aquáticos como ferramenta para o monitoramento de um reservatório na bacia do rio Pitangui, Paraná, Brasil. **Iheringia, Série Zoologia**, Porto Alegre, v. 101, n. 1-2, p. 15-23, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0073-47212011000100002>. Acesso em: 05 set. 2022.

BASSI, Adalberto B. M. S. *et al.* **Entropia e energias de Helmholtz e de Gibbs**. [S.l.: s.n.], 2018.

BEHREND, R. D. L. *et al.* Using Oligochaeta Assemblages as an Indicator of Environmental Changes. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 72, n. 4, p. 873-884, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S1519-69842012000500014>. Acesso em: 22 nov. 2023.

BIRK, Sebastian *et al.* Three Hundred Ways to Assess Europe's Surface Waters: An Almost Complete Overview of Biological Methods to Implement the Water Framework Directive. **Ecological Indicators**, [S.l.], v. 18, p. 31-41, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.10.009>. Acesso em: 22 ago. 2022.

BONADA, Núria *et al.* Developments in Aquatic Insect Biomonitoring: A Comparative Analysis of Recent Approaches. **Annual Review of Entomology**, [S.l.], v. 51, p. 495-523, 2006. Disponível em: <https://doi.org/10.1146/annurev.ento.51.110104.151113>. Acesso em: 12 nov. 2022.

BRINKHURST, Ralph O.; JAMIESON, B. G. M. **Aquatic Oligochaeta of the World**. Toronto: University of Toronto Press, 1971. 860 p.

BUSS, Daniel F. *et al.* Substrate Specificity, Environmental Degradation and Disturbance Structuring Macroinvertebrate Assemblages in Neotropical Streams. **Hydrobiologia**, [S.l.], v. 518, n. 1, p. 179-188, 2004. Disponível em: <https://doi.org/10.1023/B:HYDR.0000025067.60563.d9>. Acesso em: 14 out. 2023.

BUSS, Daniel Forsin. Desenvolvimento de um índice biológico para uso de voluntários na avaliação da qualidade da água de rios. **Oecologia Brasiliensis**, [S.l.], v. 12, n. 3, p. 11, 2008.

CASATTI, Lilian; FERREIRA, Cristiane P.; LANGEANI, Francisco. A Fish-Based Biotic Integrity Index for Assessment of Lowland Streams in Southeastern Brazil. **Hydrobiologia**, [S.l.], v. 623, n. 1, p. 173-189, 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10750-008-9656-x>. Acesso em: 18 ago. 2023.

CHAGAS, Flávia Bernardo *et al.* Utilização da estrutura de comunidades de macroinvertebrados bentônicos como indicador de qualidade da água em rios no sul do Brasil. **Revista Ambiente & Água**, Taubaté, v. 12, n. 3, p. 416-425, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.1988>. Acesso em: 22 jan. 2024.

CHAPMAN, Peter M. Utility of Oligochaetes in Sediment Ecotoxicology. **Aquatic Toxicology**, [S.l.], v. 55, n. 3-4, p. 235-243, 2001. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/S0166-445X\(01\)00185-1](https://doi.org/10.1016/S0166-445X(01)00185-1). Acesso em: 05 mai. 2023.

CORBI, Juliano José *et al.* Occurrence of Oligochaeta Living on Larvae of Odonata from Ipeúna (São Paulo State, Brazil). **Biota Neotropica**, [S.l.], v. 4, n. 2, p. 1-3, 2004. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S1676-06032004000200017>. Acesso em: 09 mar. 2022.

CORREIA, L. C. S.; TRIVINHO-STRIXINO, Susana. Macroinvertebrados da Rizosfera de *Scirpus cubensis* na lagoa do Infernã (Estação Ecológica de Jataí – SP): Estrutura e função. **Acta Limnologica Brasiliensia**, Rio Claro, v. 10, n. 1, p. 37-47, 1998.

CORTES, Rui M. V. *et al.* Tools for Bioindicator Assessment in Rivers: The Importance of Spatial Scale, Land Use Patterns and Biotic Integration. **Ecological Indicators**, [S.l.], v. 34, p. 460-477, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.06.004>. Acesso em: 19 set. 2022.

DORNFELD, Carolina B. *et al.* Oligochaeta in Eutrophic Reservoir: The Case of Salto Grande Reservoir and their Main Affluent (Americana, São Paulo, Brazil). **Acta Limnologica Brasiliensia**, Rio Claro, v. 18, n. 2, p. 189-197, 2006.

DUDGEON, David *et al.* Freshwater Biodiversity: Importance, Threats, Status and Conservation Challenges. **Biological Reviews**, [S.l.], v. 81, n. 2, p. 163-182, 2006. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.2006.00174.x>. Acesso em: 30 jan. 2024.

FOLEY, Jonathan A. *et al.* Global Consequences of Land Use. **Science**, [S.l.], v. 309, n. 5734, p. 570-574, 2005. Disponível em: <https://doi.org/10.1126/science.1111772>. Acesso em: 14 abr. 2023.

FRIBERG, Nikolai *et al.* Biomonitoring of Human Impacts in Freshwater Ecosystems: The Good, the Bad and the Ugly. **Advances in Ecological Research**, [S.l.], v. 44, p. 1-68, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-374794-5.00001-8>. Acesso em: 28 nov. 2022.

FRIZZERA, Ana Paula; ALVES, Roberto da Gama. Oligochaeta (Annelida, Clitellata) as a Tool for the Assessment of Environmental Quality in Neotropical Streams. **Acta Limnologica Brasiliensia**, Rio Claro, v. 24, n. 3, p. 287-296, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S2179-975X2012005000055>. Acesso em: 03 abr. 2024.

GAMBOA, Maribet; REYES, Rosa; ARRIVILLAGA, Jazzmin. Macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores de salud ambiental. **Boletín de Malariología y Salud Ambiental**, [S.l.], v. 48, n. 2, p. 109-120, 2008.

GIROLI, Douglas A. **Oligochaeta (Annelida: Clitellata) como indicadores da qualidade da água e sedimento em reservatórios no estado de São Paulo**. 2019. 74 f. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento Territorial e Meio Ambiente) – Universidade de Araraquara, Araraquara, 2019.

GIROLI, Douglas A. *et al.* First Report of Epibiont Ciliates (Ciliophora: Peritrichia) Living in *Brinkhurstia americanus* (Oligochaeta: Alluroididae) in a Neotropical River. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 82, e233502, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/1519-6984.233502>. Acesso em: 10 jan. 2024.

GIROLI, Douglas A. *et al.* First Record of *Nais schubarti* Marcus, 1944 (Oligochaeta: Naidinae) in the State of São Paulo. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 80, n. 2, p. 473-475, 2018. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/1519-6984.189084>. Acesso em: 15 mai. 2023.

GIROLI, Douglas A. *et al.* First Record of *Stephensoniana trivandrana* Aiyer, 1926 (Oligochaeta: Naididae), in Southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 80, n. 4, p. 942-944, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/1519-6984.224857>. Acesso em: 22 set. 2023.

GORNI, Guilherme Rossi; ALVES, Roberto da Gama. Influência de variáveis ambientais sobre a comunidade de oligoquetos (Annelida: Clitellata) em um córrego neotropical. **Biotemas**, Florianópolis, v. 28, n. 1, p. 59-66, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.5007/2175-7925.2015v28n1p59>. Acesso em: 18 ago. 2022.

GORNI, Guilherme Rossi; ALVES, Roberto da Gama. Naididae (Annelida, Oligochaeta) Associated with Briophytes in Brotas, State of São Paulo, Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, Curitiba, v. 24, n. 2, p. 518-519, 2007. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0101-81752007000200034>. Acesso em: 21 ago. 2022.

GOULART, Mayra; CALLISTO, Marcos. Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. **Revista da FAPAM**, Pará de Minas, v. 2, n. 1, p. 153-164, 2003.

GUARDA, Patricia Martins *et al.* Monitoramento e avaliação da qualidade hídrica do Rio Formoso-TO, Brasil usando índices de macroinvertebrados. **Research, Society and Development**, [S.l.], v. 11, n. 11, e54111133351, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.33448/rsd-v11i11.33351>. Acesso em: 05 jul. 2024.

HARMAN, Walter J. The Aquatic Oligochaeta (Aeolosomatidae, Opisthocystidae, Naididae) of Central America. **The Southwestern Naturalist**, [S.l.], v. 27, n. 3, p. 287-298, 1982. Disponível em: <https://doi.org/10.2307/3670886>. Acesso em: 11 set. 2023.

HERING, Daniel *et al.* The European Water Framework Directive at the Age of 10: A Critical Review of the Achievements with Recommendations for the Future. **Science of the Total Environment**, [S.l.], v. 408, n. 19, p. 4007-4019, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.05.031>. Acesso em: 03 mar. 2023.

HYNES, Hugh B. N. The Stream and its Valley. **Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie**, [S.l.], v. 19, n. 1, p. 1-15, 1975. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/03680770.1974.11896033>. Acesso em: 30 jan. 2022.

IPBES – INTERGOVERNMENTAL SCIENCE-POLICY PLATFORM ON BIODIVERSITY AND ECOSYSTEM SERVICES. **Summary for Policymakers of the Global Assessment Report on Biodiversity and Ecosystem Services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services**. Bonn: IPBES Secretariat, 2019.

JACOBSEN, Dean; SCHULTZ, R.; ENCALADA, A. Structure and Diversity of Stream Invertebrate Assemblages: The Influence of Temperature with Altitude and Latitude. **Freshwater Biology**, [S.l.], v. 38, n. 2, p. 247-261, 1997. Disponível em: <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.1997.00210.x>. Acesso em: 14 nov. 2022.

JÁIMEZ-CUÉLLAR, Pablo *et al.* Protocolo GUADALMED (PRECE). **Limnetica**, [S.l.], v. 21, n. 3-4, p. 187-204, 2002.

KARR, James R. Assessment of Biotic Integrity Using Fish Communities. **Fisheries**, [S.l.], v. 6, n. 6, p. 21-27, 1981. Disponível em: [https://doi.org/10.1577/1548-8446\(1981\)006<0021:AObIUF>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8446(1981)006<0021:AObIUF>2.0.CO;2). Acesso em: 12 out. 2021.

KARR, James R. Biological Integrity: A Long-Neglected Aspect of Water Resource Management. **Ecological Applications**, [S.l.], v. 1, n. 1, p. 66-84, 1991. Disponível em: <https://doi.org/10.2307/1941848>. Acesso em: 08 dez. 2023.

LAFONT, Michel; DUSSOURD, Valérie; VIVIER, Anne. Oligochaete Assemblages in the Sediments of the Upper Rhône: A Validation of their Use as Bioindicators. **Annales de Limnologie - International Journal of Limnology**, [S.l.], v. 42, n. 2, p. 99-108, 2006. Disponível em: <https://doi.org/10.1051/limn/2006012>. Acesso em: 18 mai. 2024.

MALAJ, Egid *et al.* Organic Chemicals Jeopardize the Health of Freshwater Ecosystems on the Continental Scale. **Proceedings of the National Academy of Sciences (PNAS)**, [S.l.], v. 111, n. 26, p. 9549-9554, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1073/pnas.1321082111>. Acesso em: 06 jun. 2023.

MARQUES, Murilo Sodré *et al.* What Is Entropy? - Reflections for Science Teaching. **Research, Society and Development**, [S.l.], v. 9, n. 7, e502974344, 2020. Disponível em: <https://rsdjournal.org/rsd/article/view/4344>. Acesso em: 12 nov. 2025.

MERRITT, Richard W.; CUMMINS, Kenneth W. **An Introduction to the Aquatic Insects of North America**. 3. ed. Dubuque: Kendall/Hunt Publishing Company, 1996. 862 p.

METCALFE, Janice L. Biological Water Quality Assessment of Running Waters Based on Macroinvertebrate Communities: History and Present Status in Europe. **Environmental Pollution**, [S.l.], v. 60, n. 1-2, p. 101-139, 1989. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/0269-7491\(89\)90226-6](https://doi.org/10.1016/0269-7491(89)90226-6). Acesso em: 25 jul. 2022.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. **Ecosystems and Human Well-being: Synthesis**. Washington, DC: Island Press, 2005.

MONTEIRO, Thiago Rezende; OLIVEIRA, Leandro Gonçalves; GODOY, Bruno Spacek. Biomonitoramento da qualidade de água utilizando macroinvertebrados bentônicos: adaptação do índice biótico BMWP à bacia do rio Meia Ponte-GO. **Oecologia Brasiliensis**, [S.l.], v. 12, n. 3, p. 14, 2008.

NILSSON, Christer *et al.* Fragmentation and Flow Regulation of the World's Large River Systems. **Science**, [S.l.], v. 308, n. 5720, p. 405-408, 2005. Disponível em: <https://doi.org/10.1126/science.1107887>. Acesso em: 20 ago. 2022.

ODA, Fabrício H. *et al.* *Dero (Allodero) lutzi* Michaelsen, 1926 (Oligochaeta: Naididae) Associated with *Scinax fuscovarius* (Lutz, 1925) (Anura: Hylidae) from Semideciduous Atlantic Rain Forest, Southern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 75, n. 1, p. 86-90, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/1519-6984.07513>. Acesso em: 13 fev. 2023.

PAMPLIN, Paulo Augusto Zaitune; ROCHA, Odete; MARCHESE, Mercedes. Riqueza de espécies de Oligochaeta (Annelida, Clitellata) em duas represas do Rio Tietê (São Paulo). **Biota Neotropica**, [S.l.], v. 5, n. 1, 2005. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S1676-06032005000100007>. Acesso em: 14 abr. 2021.

PAULA, Poliana Maria Silveira. **Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta na avaliação da qualidade ambiental da bacia hidrográfica do Rio das Velhas (MG)**. 2008. Tese (Doutorado em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2008.

PETSCH, Danielle K. *et al.* Influência dos fatores ambientais sobre a distribuição da comunidade de invertebrados bentônicos em canais de uma planície de inundação neotropical. **Biotemas**, Florianópolis, v. 26, n. 1, p. 127-138, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.5007/2175-7925.2013v26n1p127>. Acesso em: 29 mar. 2024.

PETSCH, Danielle K. *et al.* Partitioning Beta Diversity of Aquatic Oligochaeta in Different Environments of a Neotropical Floodplain. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, Maringá, v. 37, n. 1, p. 41-49, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.4025/actascibiolsci.v37i1.23724>. Acesso em: 17 out. 2023.

PINEDA, Jorge Octavio de Carvalho. **A entropia segundo Claude Shannon: o desenvolvimento do conceito fundamental da teoria da informação**. 2006. 126 f. Dissertação (Mestrado em História da Ciência) – Pontifícia Universidade Católica de São Paulo, São Paulo, 2006.

POFF, N. LeRoy *et al.* The Natural Flow Regime: A Paradigm for River Conservation and Restoration. **BioScience**, [S.l.], v. 47, n. 11, p. 769-784, 1997. Disponível em: <https://doi.org/10.2307/1313099>. Acesso em: 09 set. 2022.

RAPPORT, David J.; COSTANZA, Robert; MCMICHAEL, Anthony J. Assessing Ecosystem Health. **Trends in Ecology & Evolution**, [S.l.], v. 13, n. 10, p. 397-402, 1998. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(98\)01449-9](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(98)01449-9). Acesso em: 21 jun. 2021.

RASHID, Rehana; PANDIT, Ashok K. Macroinvertebrates (oligochaetes) as indicators of pollution: A review. **Journal of Ecology and The Natural Environment**, [S.l.], v. 6, n. 4, p. 140-144, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.5897/JENE2014.0438>. Acesso em: 29 nov. 2022.

REID, Andrea J. *et al.* Emerging Threats and Persistent Conservation Challenges for Freshwater Biodiversity. **Biological Reviews**, [S.l.], v. 94, n. 3, p. 849-873, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/brv.12480>. Acesso em: 09 fev. 2024.

RODRIGUEZ, Pilar; REYNOLDSON, Trefor B. The Pollution Biology of Aquatic Oligochaetes. *In*: RODRIGUEZ, Pilar; REYNOLDSON, Trefor B. (Eds.). **Aquatic Oligochaete Biology IX**. Dordrecht: Springer, 2011. (Developments in Hydrobiology, v. 215).

RODRIGUEZ, Pilar; REYNOLDSON, Trefor B. **The Pollution Biology of Aquatic Oligochaetes**. Dordrecht: Springer Science & Business Media, 2011.

ROLDÁN-PÉREZ, Gabriel. Los macroinvertebrados como bioindicadores de la calidad del agua: cuatro décadas de desarrollo en Colombia y Latinoamérica. **Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales**, [S.l.], v. 40, n. 155, p. 254-274, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.18257/raccefyn.335>. Acesso em: 18 dez. 2023.

ROSÁRIO, Gabriel Feloni Martins do *et al.* From Land to Water: The Impact of Landscape on Water Quality Through Linear Models. **Water**, [S.l.], v. 17, n. 21, 2025.

ROSÁRIO, Gabriel Feloni Martins do. **A Variação do Índice de Qualidade da Água (IQA) e do Índice do Estado Trófico (IET) como ferramenta de suporte à gestão de bacias hidrográficas**. 2021. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento Territorial e Meio Ambiente) – Universidade de Araraquara, Araraquara, 2021.

ROSENBERG, David M.; RESH, Vincent H. Introduction to Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates. *In*: ROSENBERG, David M.; RESH, Vincent H. (Eds.). **Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates**. New York: Chapman & Hall, 1993. p. 1-9.

RUARO, Renata; AGUSTINI, Márcia Antonia Bartolomeu; ORSSATTO, Fábio. Avaliação da qualidade da água do rio Clarito no município de Cascavel (PR), através do índice BMWP adaptado. **SaBios: Revista de Saúde e Biologia**, Campo Mourão, v. 5, n. 1, p. 22-29, 2010.

RYDER, Greg; MILLER, William. Setting Goals for Ecological Restoration in the Watershed Context. **International Journal of River Basin Management**, [S.l.], v. 3, n. 4, p. 269-278, 2005. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/15715124.2005.9635266>. Acesso em: 21 jun. 2023.

SMITH, Val H.; SCHINDLER, David W. Eutrophication Science: Where Do We Go From Here? **Trends in Ecology & Evolution**, [S.l.], v. 24, n. 4, p. 201-207, 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.tree.2008.11.009>. Acesso em: 15 ago. 2022.

SPONSELLER, Ryan A.; BENFIELD, Ernest F.; VALETT, H. Maurice. Relationships Between Land Use, Spatial Scale and Stream Macroinvertebrate Communities. **Freshwater Biology**, [S.l.], v. 46, n. 10, p. 1409-1424, 2001. Disponível em: <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2001.00768.x>. Acesso em: 23 out. 2021.

STEFFEN, Will *et al.* The Trajectory of the Anthropocene: The Great Acceleration. **The Anthropocene Review**, [S.l.], v. 2, n. 1, p. 81-98, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1177/2053019614564785>. Acesso em: 16 ago. 2023.

TOWNSEND, Colin R. *et al.* The Relationship Between Land Use and Physicochemistry, Food Resources and Macroinvertebrate Communities in Tributaries of the Taieri River, New Zealand: A Hierarchical Landscape Approach. **Freshwater Biology**, [S.l.], v. 37, n. 1, p. 177-191, 1997. Disponível em: <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.1997.00151.x>. Acesso em: 02 mar. 2022.

TRIVINHO-STRIXINO, Susana; CORREIA, L. C. S.; SONODA, K. Phytophilous Chironomidae (Diptera) and Other Macroinvertebrates in the Ox-Bow Infernã Lake (Jataí Ecological Station, Luiz Antônio, SP, Brazil). **Revista Brasileira de Biologia**, Rio de Janeiro, v. 60, n. 3, p. 527-535, 2000. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0034-71082000000300018>. Acesso em: 19 set. 2023.

TUNDISI, José Galizia; TUNDISI, Takako Matsumura. **Limnologia**. São Paulo: Oficina de Textos, 2008.

URIANI, A. L. *et al.* Species Richness and Distribution of Oligochaetes in Six Reservoirs on Middle and Low Tietê River (SP, Brazil). **Acta Limnologica Brasiliensia**, Rio Claro, v. 19, n. 4, p. 415-426, 2007.

VERDONSCHOT, Piet F. M. Beyond Masses and Blooms: The Indicative Value of Oligochaetes. **Hydrobiologia**, [S.l.], v. 564, p. 127-142, 2006. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10750-005-1713-2>. Acesso em: 11 jul. 2023.

VÖRÖSMARTY, Charles J. *et al.* Global Threats to Human Water Security and River Biodiversity. **Nature**, [S.l.], v. 467, p. 555-561, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/nature09440>. Acesso em: 20 mar. 2022.

WOOD, Paul J.; ARMITAGE, Patrick D. Biological Effects of Fine Sediment in the Lotic Environment. **Environmental Management**, [S.l.], v. 21, n. 2, p. 203-217, 1997. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s002679900019>. Acesso em: 28 nov. 2024.

Material Suplementar 1 a 1.4 – Códigos do modelo de regressão linear

https://drive.google.com/drive/folders/1GpQaCRZ_l00KfdCc6xJm0Pr5qTx6RsV?usp=drive_link

Material Suplementar 2 – Coordenadas dos pontos amostrais e características físicas da Sub-bacia do rio Ambroz, Jerte e Tiétar

Coordenadas dos locais de amostragem (latitude e longitude em graus, minutos e segundos dos pontos a montante e a jusante correspondente aos transectos inicial e final dos 500 m do RHS) distribuídos pela sub-bacia do rio Ambroz e características física

Sub-bacia	Código do Troço	Coordenadas de montante		Coordenadas de jusante		Forma predominante do vale	Declive do canal (m/km)	Largura média do canal (m)	Altitude da nascente (m)	Distância à nascente (km) (1)
Ambroz	SH	40°17'44,38"N	5°48'31,85"W	40°17'44,85"N	5°48'41,28"W	em vale profundo	226	5,0	2260	5,95
	RA1	40°16'13,39"N	5°49'41,33"W	40°16'17,68"N	5°49'34,27"W	em vale profundo	80	9,0	1570	3,99
	RA2	40°16'25,68"N	5°49'13,84"W	40°16'24,23"N	5°49'40,12"W	em vale profundo	120	9,0	1570	3,16
	RA3	40°16'18,87"N	5°48'52,09"W	40°16'18,99"N	5°48'45,74"W	em vale profundo	104	10,0	1570	2,47
	RA-AF	40°16'21,01"N	5°48'36,99"W	40°16'21,87"N	5°48'27,75"W	em vale profundo	108	5,5	2076	4,2 a)
	AF1	40°16'70,02"N	5°47'49,61"W	40°16'60,64"N	5°47'39,73"W	em vale profundo	136	4,5	2076	2,83
	AF2	40°16'90,22"N	5°47'20,44"W	40°16'11,47"N	5°46'53,11"W	em vale profundo	242	2,0	2076	1,56
	G-Andrés	40°14'49,43"N	5°52'45,34"W	40°14'42,48"N	5°52'41,28"W	em vale profundo	160	3,5	1576	2,62
	G-Buitrera	40°14'90,22"N	5°53'53,71"W	40°14'40,93"N	5°53'46,54"W	em vale profundo/garganta	106	5,5	1560	2,95
	G-Grande 1	40°13'25,84"N	5°56'23,08"W	40°13'22,48"N	5°56'15,31"W	em vale profundo/garganta	114	4,5	1571	4,32
	G-Grande 2	40°13'14,62"N	5°55'59,53"W	40°13'11,62"N	5°55'51,38"W	em vale profundo/garganta	160	3,6	1571	3,6
	GA1	40°11'49,17"N	5°56'16,76"W	40°11'49,41"N	5°56'70,72"W	em vale profundo/garganta	42	6,0	1396	2,07
	GA2	40°11'51,41"N	5°55'53,53"W	40°11'50,56"N	5°55'43,01"W	em vale profundo/garganta	174	5,0	1396	1,44
						Mínimo	42	2	1396	1,44
					Máximo	242	10	2260	5,95	

Coordenadas dos locais de amostragem (latitude e longitude em graus, minutos e segundos dos pontos a montante e a jusante correspondente aos transectos inicial e final dos 500 m do RHS) distribuídos pela sub-bacia do rio Jerte e características físicas principais. São também apresentados os valores máximos e mínimos de cada uma das características.

Sub-bacia	Código do Troço	Coordenadas de montante		Coordenadas de jusante		Forma predominante do vale	Declive do canal (m/km)	Largura média do canal (m)	Altitude da nascente (m)	Distância à nascente (km) (1)
Jerte	GB1	40°15'40,98"N	5°43'16,28"W	40°15'11,98"N	5°43'17,35"W	em vale profundo	96	6,0	1934	4,28
	GB2	40°15'19,68"N	5°43'15,70"W	40°15'30,59"N	5°43'14,38"W	em vale profundo	140	8,0	1934	3,67
	GL1	40°11'57,91"N	5°49'21,99"W	40°12'40,11"N	5°49'24,27"W	em vale profundo	76	4,5	1680	5,92
	GL2	40°12'12,32"N	5°49'38,81"W	40°12'14,71"N	5°49'48,22"W	em vale profundo	108	4,0	1680	5,21
	GL3	40°12'36,15"N	5°50'27,00"W	40°12'43,76"N	5°50'28,79"W	em vale profundo	160	3,0	1602	2,34
	GL4	40°12'35,96"N	5°50'27,71"W	40°12'38,84"N	5°50'34,94"W	em vale profundo	140	3,5	1680	3,69
	GL5	40°12'48,50"N	5°51'15,52"W	40°12'51,99"N	5°51'24,55"W	em vale profundo em vale profundo/garganta	96	3,0	1680	2,73
	GN1	40°10'59,40"N	5°49'31,61"W	40°11'50,08"N	5°49'36,88"W	em vale profundo	154	6,5	1490	6,33
	GN2	40°11'35,32"N	5°51'47,12"W	40°11'30,89"N	5°51'55,55"W	em vale profundo	66	3,5	1490	2,00
	GSM1	40°14'44,55"N	5°41'19,48"W	40°14'40,67"N	5°41'10,88"W	em vale profundo	84	6,0	2078	7,35
	GSM2	40°14'48,78"N	5°40'10,81"W	40°14'50,37"N	5°39'53,57"W	em vale profundo	90	3,5	2078	5,1
	GI	40°12'20,11"N	5°43'00,53"W	40°12'16,91"N	5°42'51,75"W	em vale profundo/garganta	124	11,0	2032	11,9
						Mínimo	66	3	1490	2
					Máximo	160	11	2078	11,9	

Coordenadas dos locais de amostragem (latitude e longitude em graus, minutos e segundos dos pontos a montante e a jusante correspondente aos transectos inicial e final dos 500 m do RHS) distribuídos pela sub-bacia do rio Tiétar e características físicas principais. São também apresentados os valores máximos e mínimos de cada uma das características.

Sub-bacia	Código do Troço	Coordenadas de montante		Coordenadas de jusante		Forma predominante do vale	Declive do canal (m/km)	Largura média do canal (m)	Altitude da nascente (m)	Distância à nascente (km) (1)
Tiétar	GM0	40° 70'44,14"N	5°46'29,93"W	40° 70'51,92"N	5°46'31,51"W	em vale profundo/garganta	78	7,0	1753	6,28
	GM1	40° 80'43,22"N	5°46'20,29"W	40° 80'50,80"N	5°46'21,46W	em vale profundo/garganta	170	5,0	1753	4,13
	GM2	40° 80'59,95"N	5°46'10,35"W	40° 90'40,93"N	5°46'90,04"W	em vale profundo/garganta	124	5,0	1753	3,49
	GM3	40° 90'16,40"N	5°46'80,80"W	40° 90'22,59"N	5°46'30,90"W	em vale profundo	122	4,0	1753	2,81
	GG1	40° 80'10,76"N	5°43'41,88"W	40° 80'60,85"N	5°43'48,28"W	em vale profundo	106	4,5	1704	3,39
	GG2	40° 80'43,60"N	5°43'59,52"W	40° 80'50,46"N	5°44'00,35"W	em vale profundo	194	4,0	1704	1,96
	GSG	40° 80'26,31"N	5°42'20,22"W	40° 80'32,19"N	5°42'60,21"W	em vale profundo	64	9,0	1455	3,78
	GG-GSG	40° 60'56,29"N	5°42'20,10"W	40° 60'49,27"N	5°42'25,28"W	em vale profundo	22	6,0	1455	4,14
						Mínimo	22	4	1455	1,96
						Máximo	194	9	1753	6,28

Material Suplementar 2.1- Índices HMS e HQA

Índice HMS e respetivos subíndices.

Índice de Modificação do Habitat (HMS)	
HMS DD	HMS descargas/ deflectores (Outfall/Intakes)
HMS Ber	HMS bermas artificiais e margens sobre-elevadas
HMS B	HMS pontes (Bridges)
HMS C	HMS Passagens hidráulicas (Culverts)
HMS F	HMS passagens a vau (Ford)
HMS Pc	HMS pisoteio (Poached)
HMS Rim	HMS reforço das margens e leito (Reinforced)
HMS RSmc	HMS resseccionamento das margens e leito (Resectioned)
HMS DW	HMS barragens e dispositivos para desvio de água (Weirs/Dams/Sluices)
HMS Score	Pontuação HMS
HMS classe	Classe HMS

Categorias de artificialização do leito e margens dos cursos de água e respetiva pontuação do índice HMS de acordo com Environment Agency (2003).

HMS Pontuação	Descrição da categoria	Classes de qualidade
0 – 16	Pristino - Seminatural	1
17 – 199	Predominantemente não modificado	2
200 – 499	Obviamente modificado	3
500 – 1399	Significativamente modificado	4
≥ 1400	Severamente modificado	5

Índice HQA e respetivos sub-índices.

Índice de qualidade do habitat (HQA)	
HQA F	HQA tipos de corrente
HQA Cs	HQA substrato do leito
HQA Cc	HQA características do leito
HQA Mc	HQA características das margens
HQA Vs	HQA estrutura da vegetação das margens
HQA Pb	HQA acumulação de sedimentos na zona interna do meandro
HQA V1	HQA vegetação do leito
HQA LU	HQA uso do solo
HQA Tc	HQA características associadas às árvores
HQA Sc	HQA características especiais
HQA Score	HQA Pontuação

Material Suplementar 2.2 - Métricas para a análise de paisagem.

MÉTRICA	SIGLA	EQUAÇÃO	UNIDA DE	DESCRIÇÃO
ÁREA DE CLASSE	CA	$CA = \sum_{j=1}^n a_{ij} \left(\frac{1}{10.000}\right)$	ha	Número total de manchas que pertencem a uma determinada classe; c_i = Área da i-ésima mancha correspondente à classe avaliada.
PERCENTA GM DA PAISAGEM	PLAND	$P_i = \frac{\sum_{j=1}^n a_{ij}}{A} (100)$	%	Percentagem de uma determinada classe na paisagem; $j= 1$ a n número de manchas; a = área total da paisagem; a_{ij} = área da mancha i na classe j .
TOTAL DE BORDAS	TE	$TE = \sum_{i=1}^n e_i$	metros	Extremidade total de todas os fragmentos. É a soma de perímetro de todos os fragmentos.
DENSIDAD E DE BORDAS	ED	$\frac{\sum_{k=1}^m e_{ik}}{A} (10000)$	m/ha	Densidade de bordas com relação a área da paisagem - TE dividido pela área total em hectares
MAIOR ÍNDICE DE MANCHAS	LPI	$LPI = \frac{\max_{j=1}^n (a_{ij})}{A} (100)$	(%)	Quantifica a percentagem da área total da paisagem composta pela maior mancha. É uma medida simples de dominância

Material Suplementar 2.3 – Métricas de Paisagem

	Bacias Próprias	Uso Solo	CA (ha)	PLAND (%)	LPI (%)	TE (m)	ED (m/ha)	SIDI
Sub-bacia do Rio Ambroz.	SH	PN	81,91	101,692	101,692	11530	143,146	0,2992
		M	666,9	827,964	777,856	13440	166,859	
		AF	56,66	70,344	7,027	9070	112,605	
	RA1	PN	108	78,091	69,819	14520	104,989	0,9028
		M	108	529,863	350,701	25700	185,828	
		AF	542,2	392,046	392,046	17960	129,863	
	RA2	PN	51,8	6,875	53,447	8110	107,637	0,8511
		M	458,75	608,858	607,013	11970	158,867	
		AF	242,91	322,393	322,393	8140	108,035	
	RA3	PN	50,65	74,011	5,728	8090	118,213	0,8151
		M	454,73	66,446	662,385	12020	175,639	
		AF	178,98	261,529	261,529	8170	119,382	
	RA-AF	PN	42,51	69,867	59,562	6380	104,858	0,715
		M	454,37	746,779	746,335	11810	194,103	
		AF	111,56	183,354	183,124	6650	109,296	
	AF1	M	241,45	907,775	907,775	3210	120,686	0,3077
		PN	24,53	92,225	89,067	3210	120,686	
		PN	113,69	992,752	992,752	430	37,548	
	AF2	M	0,83	0,7248	0,6374	430	37,548	0,0429
		AF	21,77	79,014	78,978	1520	55,168	
	G_ANDREA	M	212,99	773,047	773,047	4960	180,023	0,6822
		PN	40,76	147,938	147,938	3440	124,855	
		AF	1,12	0,2746	0,2746	430	10,544	
	G_BUITRERA	PN	28,55	7,001	29,573	6010	147,376	0,2724
		M	378,13	927,244	927,219	5580	136,832	
	GG2	PN	38,14	89,173	4,33	5740	134,203	0,3006
		M	389,57	910,827	910,827	5740	134,203	
		AF	22,46	4,223	4,223	3780	71,073	
GG1	PN	69,97	13,156	64,812	8890	167,152	0,5582	
	M	439,42	82,621	82,621	10410	195,732		
GA1	PN	148,98	309,145	301,758	10450	216,845	0,6184	
	M	332,93	690,855	682,659	10450	216,845		
	PN	144,95	424,078	424,078	9270	271,211		
GA2	M	196,85	575,922	565,184	9270	271,211	0,6816	

Sub-bacia do Rio Jerte	GB1	AQ	594,38	659,631	655,458	15980	177,343	0,7998
		M	9,92	11,009	0,96	1930	21,419	
		AF	265,94	295,135	295,113	19010	210,969	
		AA	30,84	34,226	34,226	4960	55,045	
	GB2	AQ	580,73	695,918	682,976	12570	150,633	0,7758
		M	9,98	1,196	1,045	1930	23,128	
		AF	212,87	255,093	250,599	15620	187,182	
		AA	30,9	37,029	37,029	4980	59,678	
	GSM1	AF	274,29	290,666	290,232	18780	199,012	10,459
		M	548,02	580,739	552,222	18590	196,999	
		AA	61,95	65,649	65,649	4980	52,773	
		PN	5,04	0,5341	0,5118	900	0,9537	
		I	54,36	57,605	57,605	3890	41,222	
	GSM2	PN	258,12	880,175	879,936	4000	136,398	0,3666
		M	35,14	119,825	11,454	4000	136,398	
	GN1	M	270,83	331,068	268,309	27690	338,488	11,716
		AQ	372,19	454,972	437,528	34870	426,258	
		AA	133,38	163,046	68,761	12540	153,291	
		AF	41,65	50,914	46,354	7040	86,058	
	GL1	AA	51,92	47,399	39,886	7310	66,735	11,395
		PN	493,77	450,775	388,422	33110	30,227	
		M	404,44	369,223	338,622	20280	185,141	
		AF	145,25	132,602	86,326	16520	150,815	
	GL2	PN	397	456,942	377,547	23540	270,942	10,133
		M	386,81	445,213	424,967	19160	220,529	
		AF	41,19	47,409	44,762	6340	72,973	
		AA	43,82	50,436	50,436	6080	6,998	
	GL3	M	280,21	801,195	801,195	11990	342,826	0,4987
		PN	69,53	198,805	19,017	11990	342,826	
GL4	PN	137,66	883,342	883,342	2040	130,903	0,3678	
	M	17,96	115,246	105,878	1890	121,278		
	AA	0,22	0,1412	0,1412	150	0,9625		
GL5	M	218,01	771,471	770,516	10170	359,885	0,5375	
	PN	64,58	228,529	228,529	10170	359,885		
GI	PN	335,9	132,928	100,062	26040	10,305	0,8799	
	M	1858,31	735,399	682,767	34300	135,737		
	AQ	23,94	0,9474	0,9474	2270	0,8983		
	AF	159,52	63,128	40,737	16930	66,998		
	I	149,27	59,071	5,887	10780	4,266		

		M	167,35	498,942	439,969	13570	404,579	
	GN2	PN	141,36	421,454	38,517	15050	448,705	0,9125
		AA	26,7	79,604	79,604	4520	13,476	
Sub-bacia do Rio Tiétar	GB1	AQ	594,38	659,631	655,458	15980	177,343	0,7998
		M	9,92	11,009	0,96	1930	21,419	
		AF	265,94	295,135	295,113	19010	210,969	
		AA	30,84	34,226	34,226	4960	55,045	
	GB2	AQ	580,73	695,918	682,976	12570	150,633	0,7758
		M	9,98	1,196	1,045	1930	23,128	
		AF	212,87	255,093	250,599	15620	187,182	
		AA	30,9	37,029	37,029	4980	59,678	
	GSM1	AF	274,29	290,666	290,232	18780	199,012	10,459
		M	548,02	580,739	552,222	18590	196,999	
		AA	61,95	65,649	65,649	4980	52,773	
		PN	5,04	0,5341	0,5118	900	0,9537	
		I	54,36	57,605	57,605	3890	41,222	
	GSM2	PN	258,12	880,175	879,936	4000	136,398	0,3666
		M	35,14	119,825	11,454	4000	136,398	
	GN1	M	270,83	331,068	268,309	27690	338,488	11,716
		AQ	372,19	454,972	437,528	34870	426,258	
		AA	133,38	163,046	68,761	12540	153,291	
		AF	41,65	50,914	46,354	7040	86,058	
	GL1	AA	51,92	47,399	39,886	7310	66,735	11,395
		PN	493,77	450,775	388,422	33110	30,227	
		M	404,44	369,223	338,622	20280	185,141	
		AF	145,25	132,602	86,326	16520	150,815	
	GL2	PN	397	456,942	377,547	23540	270,942	10,133
		M	386,81	445,213	424,967	19160	220,529	
		AF	41,19	47,409	44,762	6340	72,973	
		AA	43,82	50,436	50,436	6080	6,998	
	GL3	M	280,21	801,195	801,195	11990	342,826	0,4987
	PN	69,53	198,805	19,017	11990	342,826		
		PN	137,66	883,342	883,342	2040	130,903	0,3678
GL4	M	17,96	115,246	105,878	1890	121,278		
GL5	AA	0,22	0,1412	0,1412	150	0,9625	0,5375	
	M	218,01	771,471	770,516	10170	359,885		
		PN	64,58	228,529	228,529	10170	359,885	0,8799
		PN	335,9	132,928	100,062	26040	10,305	
		M	1858,31	735,399	682,767	34300	135,737	

	GI	AQ	23,94	0,9474	0,9474	2270	0,8983	
		AF	159,52	63,128	40,737	16930	66,998	
		I	149,27	59,071	5,887	10780	4,266	
		M	167,35	498,942	439,969	13570	404,579	
	GN2	PN	141,36	421,454	38,517	15050	448,705	0,9125
		AA	26,7	79,604	79,604	4520	13,476	

Material Suplementar 2.4 - Subíndices e Índices RHS das Sub-Bacias do rio Ambroz, Jerte e Tiétar.

Subíndices e Índices RHS da Sub-Bacia do Rio Ambroz																							
Local de amostragem	HQA F	HQA Cs	HQA Cc	HQA Mc	HQA Vs	HQA Pb	HQA VI	HQA LU	HQA Tc	HQA Sc	HQA	Local de amostragem	HMS DD	HMS Ber	HMS B	HMS C	HMS F	HMS Pc	HMS RIm	HMS RSmc	HMS DW	HMS Score	HMS Class
	SH	15	7	7	12	12	2	5	14	12	7		91	SH	0	0	0	0	0	10	0	0	0
RA-1	11	7	7	11	12	1	4	4	11	5	72	RA-1	125	0	100	0	0	20	120	80	175	620	4
RA-2	14	6	7	9	12	2	6	4	12	7	77	RA-2	0	0	0	0	0	20	90	0	50	160	2
RA-3	13	8	9	9	12	2	6	4	12	5	78	RA-3	0	0	0	0	0	10	0	0	100	110	2
RA-AF	11	8	8	9	12	1	6	4	12	7	77	RA-AF	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
AF-1	15	8	9	11	12	1	6	2	16	5	84	AF-1	0	0	250	0	0	0	110	80	0	440	3
AF-2	13	8	8	3	12	0	6	2	11	5	68	AF-2	0	0	0	0	200	0	40	80	100	420	3
G-Andrés	14	8	9	8	11	2	6	9	10	6	81	G-Andrés	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
G-Buitrera	11	6	8	10	12	1	6	4	12	5	74	G-Buitrera	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
GG-1	12	9	9	9	12	1	6	4	10	7	78	GG-1	0	0	0	0	0	20	50	0	300	370	3
GG-2	13	8	8	7	12	1	6	4	14	4	76	GG-2	0	0	0	0	0	0	40	0	375	415	3
GA-1	14	7	8	6	12	1	6	4	12	7	76	GA-1	0	0	0	0	0	20	50	0	0	70	2
GA-2	14	8	8	4	12	1	6	4	12	6	74	GA-2	0	0	100	0	0	10	40	0	375	525	4
Mínimo	11	6	7	3	11	0	4	2	10	4	68	Mínimo	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Máximo	15	9	9	12	12	2	6	14	16	7	91	Máximo	125	0	250	0	200	20	120	80	375	620	
Média	13,08	7,54	8,08	8,31	11,92	1,23	5,77	4,85	12,00	5,85	77,38	Média	9,61	0	34,61	0	15,38	8,46	41,53	18,46	113,46	241,53	
Desvio padrão	1,4	0,8	0,7	2,6	0,3	0,6	0,6	3,1	1,5	1,0	5,5	Desvio Padrão	33,31	0,00	71,75	0,00	53,29	8,63	41,11	33,71	140,61	218,99	

Subíndices e Índices RHS da Sub-Bacia do Rio Jerte																								
Rio Jerte	Local de												Local de	HMS	HMS	HMS	HMS	HM	HM	HMS	HMS	HMS	HMS	
	Amostragem	HQA F	HQ A Cs	HQ A Cc	HQ A Mc	HQA Vs	HQ A Pb	HQ A VI	HQ A LU	HQA Tc	HQ A Sc	HQA	amostragem	DD	Ber	B	C	S F	S Pc	RIm	RSm c	DW	Score	HM S Clas s
	GB-1	13	9	8	4	12	1	5	9	10	5	75	GB-1	0	0	0	0	0	0	90	80	0	170	2
	GB-2	13	4	8	9	12	1	5	3	11	7	72	GB-2	0	0	0	400	0	0	90	0	125	615	4
	GL-1	16	7	7	4	12	0	6	4	10	6	72	GL-1	0	0	0	0	0	10	0	0	255	265	3
	GL-2	14	7	6	4	12	0	6	4	12	5	70	GL-2	0	0	0	400	0	0	160	80	0	640	4
	GL-3	12	9	8	8	10	1	6	4	11	5	73	GL-3	0	0	100	0	0	0	0	0	0	100	2
	GL-4	13	8	8	5	12	0	6	4	11	5	72	GL-4	0	0	0	0	0	20	0	0	0	20	2
	GL-5	14	8	10	9	12	1	6	2	13	3	77	GL-5	0	0	0	0	0	20	0	0	0	20	2
	GN-1	14	7	9	7	12	1	6	3	11	6	75	GN-1	25	0	0	0	0	10	160	0	1635	1830	5
	GN-2	12	6	8	6	12	1	6	2	12	6	70	GN-2	0	0	0	0	0	0	20	0	0	20	2
	GSM-1	14	6	6	7	11	1	3	1	11	6	65	GSM-1	300	40	250	0	0	10	410	0	0	1010	4
	GSM-2	15	8	7	8	12	1	5	3	11	6	75	GSM-2	0	0	100	0	0	0	40	0	0	140	2
	GI	14	6	8	4	12	2	3	4	10	7	68	GI	0	0	100	0	0	0	80	0	0	180	2
	Mínimo	12	4	6	4	10	0	3	1	10	3	65	Mínimo	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20	
	Máximo	16	9	10	9	12	2	6	9	13	7	77	Máximo	300	40	250	400	0	20	410	80	1635	1830	
	Média	13,67	7,08	7,75	6,25	11,75	0,83	5,25	3,58	11,08	5,58	72,00	Média	27,08	3,33	45,83	66,67	0,00	5,83	87,50	13,33	167,92	417,50	
	Desvio padrão	1,11	1,38	1,09	1,92	0,60	0,55	1,09	1,89	0,86	1,04	3,2	Desvio padrão	82,57	11,06	74,88	149,07	0,00	7,59	112,56	29,81	448,66	518,61	

Rio Tiétar

Subíndices e Índices RHS da Sub-Bacia do Rio Tiétar

Local de amostragem	HQA F	HQ A Cs	HQ A Cc	HQ A Mc	HQA Vs	HQ A Pb	HQ A VI	HQ A LU	HQA Tc	HQ A Sc	HQA	Local de amostragem	HMS DD	HMS Ber	HMS B	HMS C	HMS F	HMS Pc	HMS RIm	HMS RSmc	HMS DW	HMS Score	HMS Classes
GM-0	12	6	9	9	12	0	5	9	11	6	79	GM-0	0	0	0	0	0	0	20	0	0	20	2
GM-1	13	7	10	7	12	0	6	3	11	5	74	GM-1	0	0	0	0	0	0	0	0	255	255	3
GM-2	13	7	8	6	12	1	6	2	11	5	70	GM-2	0	0	0	0	0	10	0	0	0	10	1
GM-3	13	7	11	7	11	1	6	2	11	5	73	GM-3	0	0	0	0	120	0	0	80	0	200	3
GGU-1	11	7	9	10	12	1	6	4	12	6	77	GGU-1	25	0	0	400	0	0	80	40	255	800	4
GGU-2	12	8	7	4	12	0	6	4	12	5	70	GGU-2	0	0	0	0	0	0	0	0	50	50	2
GSG	13	8	9	10	11	1	3	2	12	6	74	GSG	0	0	0	0	0	0	40	0	0	40	2
GG-GSG	11	7	11	16	9	1	6	3	11	2	76	GG-GSG	0	0	0	0	0	0	150	80	0	230	3
Mínimo	11	6	7	4	9	0	3	2	11	2	70	Mínimo	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	
Máximo	13	8	11	16	12	1	6	9	12	6	79	Máximo	25	0	0	400	120	10	150	80	255	800	
Média	12,25	7,13	9,25	8,63	11,38	0,63	5,50	3,63	11,38	5,00	74,13	Média	3,13	0,00	0,00	50,00	15,00	1,25	36,25	25,00	70,00	200,63	
Desvio padrão	0,83	0,60	1,30	3,39	0,99	0,48	1,00	2,18	0,48	1,22	2,98	Desvio Padrão	8,27	0	0	132,29	39,69	3,31	50,48	34,28	108,02	245,08	

Material Suplementar 3 - Banco de dados com as espécies indicando presença (1) e ausência (0) nos pontos amostrais utilizados.

Naiscommunis	Pristinaasyneclites	Slavinapendiculata	Opiostocystafuculus	Pristinaosborni	Pristinaarosea	Enchytraeidae sp.	Slavinaevelinae	Brinkhurstiaamerica	Stephensoniatriandra	Pristinaamerica	Chaetogasterdiaphanus	naisvairiabilis	Derossawayaia	Alloporusfurcatus	Deromultirancihata	Deroririghii	Alloporuscostatus	Alloiosiequualis	Bratislaviaunidentata	Derodigitata	Narapabonnethoi	Pristinaaequi-seta	Deroniivea	Deroevelinae	Alloporusbolleli	Stylariafossilularis	Nais sc h uba rti	Pristinaalogniseta	Pristinaalognisoma	Pristinaamacrochaeta	Branchiura so we rbyi	Spirosp erma vel utinus	Botrioneurum sp.	Limnodrilus hofmeisteri	Aulodrilus pigueti	TSCC (juv.)		
0	1	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	0	0	1	0	0	0	1	1	1	0				
1	1	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	0			
1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	0			
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0			
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0		
0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	1	1	1	0	0		
1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
0	1	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0
1	1	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	0	
0	1	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	1	1	0	
0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	1	0	1	1	1	1	0		
0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	1	1	0	
0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	

0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	1	0				
0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	0	0			
0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0				
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0				
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0			
0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0		
0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0		
0	0	0	1	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0			
0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0			
0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0			
0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0		
0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0		
0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0		
0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0		
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0		
0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	
0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0		
0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	
0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
0	1	0	0	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	
0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0

0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	0	0				
0	1	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0				
1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0				
0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0					
0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0				
0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0		
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0			
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0			
1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0			
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0			
1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0			
1	1	1	1	0	1	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	1	1		
0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0				
1	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0		
1	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	1	1	1	0		
0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	1	0	
0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	0	0		
0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	0	0		
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0		
0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	
1	1	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	

Material Suplementar 3.1 - Script unificado para análise ecológica e biomonitoramento

CAPÍTULO 3: PCA, NMDS e Análise de Espécies Indicadoras

#

Autor: Gabriel Feloni

0. CONFIGURAÇÃO INICIAL E CARREGAMENTO DE PACOTES

```
#####  
# Definir APENAS o diretório de SAÍDA  
dir_resultados <- "C:/Seu_arquivo_aqui"  
cat("--- Configurações de Diretório ---\n")  
cat("Diretório de Saída (Resultados):", dir_resultados, "\n")  
cat("---\n\n")  
# Pacotes  
pacotes_necessarios <- c("vegan", "tidyverse", "indicspecies", "ggrepel")  
for (pacote in pacotes_necessarios) {  
  if (!requireNamespace(pacote, quietly = TRUE)) install.packages(pacote)  
}  
library(vegan); library(tidyverse); library(indicspecies); library(ggrepel)  
cat("Pacotes necessários carregados com sucesso!\n")  
# Criar diretório de saída  
if (!dir.exists(dir_resultados)) dir.create(dir_resultados, recursive = TRUE)  
cat("---\n\n")  
## 1. FUNÇÃO PRINCIPAL DE ANÁLISE==#  
# Agora a função recebe o caminho completo do arquivo de entrada  
run_ordination_and_indicator_analysis <- function(  
  dataset_name,  
  full_input_path,  
  species_start_col,  
  species_end_col,  
  output_path  
) {  
  cat(paste0("\n>>> INICIANDO ANÁLISE PARA: ", toupper(dataset_name), " <<<\n"))  
  # --- 1.1 Preparação dos Dados ---  
  if (!file.exists(full_input_path)) { # <-- USA O CAMINHO COMPLETO DIRETAMENTE  
    warning(paste("Arquivo não encontrado:", full_input_path, "- Pulando esta análise."))  
    return(NULL)  
  }  
  
  dados_completos <- read.csv2(full_input_path, header = TRUE, fileEncoding = "latin1", check.names =  
FALSE) %>%  
  filter(!is.na(ID) & ID != "")  
  rownames(dados_completos) <- dados_completos$ID  
  dados_processados <- dados_completos %>%  
  mutate(across(starts_with("LULC"), ~as.numeric(gsub(",", ".", .)))) %>%  
  rowwise() %>%  
  mutate(  
    Perc_MEDIA_Floresta = mean(c_across(starts_with("LULC") & ends_with("Forest Formation")),  
na.rm = TRUE),  
    Perc_MEDIA_Pastagem = mean(c_across(starts_with("LULC") & ends_with("Pasture")), na.rm =  
TRUE),  
    Perc_MEDIA_Cana = mean(c_across(starts_with("LULC") & ends_with("Sugar cane")), na.rm =  
TRUE),  
    Perc_MEDIA_Urbano = mean(c_across(starts_with("LULC") & ends_with("Urban Area")), na.rm =  
TRUE)  
  ) %>% ungroup()  
  
  comunidade <- dados_processados[, which(colnames(dados_processados) ==  
species_start_col):which(colnames(dados_processados) == species_end_col)]  
  comunidade <- as.data.frame(sapply(comunidade, function(x) as.numeric(gsub(",", ".", x))))
```

```

rownames(comunidade) <- rownames(dados_processados)

ambiente_nomes <- c("Perc_MEDIA_Floresta", "Perc_MEDIA_Pastagem", "Perc_MEDIA_Cana",
"Perc_MEDIA_Urbano", "T (°C)", "OD (mg/l)", "pH", "CE", "TURB", "Fe sed. (ug/g)", "Mn sed.
(ug/g)")
ambiente <- dados_processados %>% select(any_of(ambiente_nomes))
ambiente <- as.data.frame(sapply(ambiente, function(x) as.numeric(gsub(",",".",x))))
rownames(ambiente) <- rownames(dados_processados)

indices_completos <- complete.cases(ambiente) & complete.cases(comunidade)
ambiente_final <- ambiente[indices_completos, ]
comunidade_final <- comunidade[indices_completos, ]
comunidade_final <- comunidade_final[, colSums(comunidade_final, na.rm = TRUE) > 0]
variâncias <- sapply(ambiente_final, var, na.rm = TRUE)
ambiente_final <- ambiente_final %>% select(all_of(names(variâncias[variâncias > 0 &
!is.na(variâncias)])))
cat(paste0("Dados preparados. Análise prosseguirá com ", nrow(comunidade_final), " locais.\n"))
# --- 1.2 PCA das Variáveis Ambientais ---
cat("--- (1/4) Executando PCA ambiental...\n")
ambiente_padronizado <- scale(ambiente_final)
pca_resultado <- rda(ambiente_padronizado)

# --- 1.3 NMDS da Comunidade ---
cat("--- (2/4) Executando NMDS da comunidade...\n")
set.seed(123)
nmDS_resultado <- metaMDS(comunidade_final, distance = "bray", k = 2, trymax = 100)
cat(paste0("NMDS finalizado com Stress = ", round(nmDS_resultado$stress, 4), "\n"))

# --- 1.4 Criação do Gradiente e Análise de Espécies Indicadoras (IndVal) ---
cat("--- (3/4) Extraíndo gradiente e executando IndVal...\n")
gradiente_entropia <- scores(pca_resultado, display = "sites", choices = 1)
grupos_impacto <- cut(gradiente_entropia[,1], breaks = 3, labels = c("Baixo Impacto", "Médio
Impacto", "Alto Impacto"))
names(grupos_impacto) <- rownames(gradiente_entropia)

indval_resultado <- multipatt(comunidade_final, grupos_impacto, func = "IndVal.g", duleg = TRUE,
control = how(nperm = 999))

if (!is.null(indval_resultado$sign)) {
  tabela_indicadores <- indval_resultado$sign %>%
  filter(p.value <= 0.05) %>%
  rownames_to_column(var = "Especie") %>%
  mutate(Grupo_Indicador = case_when(
    index == 1 ~ "Baixo Impacto (Sensível)",
    index == 2 ~ "Médio Impacto",
    index == 3 ~ "Alto Impacto (Tolerante)",
    TRUE ~ as.character(index)
  )) %>%
  select(Especie, Grupo_Indicador, stat, p.value)

  write.csv(tabela_indicadores, file.path(output_path, paste0(dataset_name, "_Tabela_Indicadores.csv")),
row.names = FALSE)
  cat("Tabela de espécies indicadoras salva.\n")
} else {
  tabela_indicadores <- data.frame()
  cat("Nenhuma espécie indicadora significativa encontrada.\n")
}

# --- 1.5 Geração e Salvamento dos Gráficos ---
cat("--- (4/4) Gerando e salvando gráficos...\n")

```

```

# Gráfico PCA
pca_scores <- as.data.frame(scores(pca_resultado, display = c("sites", "bp")))
sites_scores_pca <- pca_scores[1:nrow(ambiente_final), ]
bp_scores <- pca_scores[(nrow(ambiente_final) + 1):nrow(pca_scores), ]
bp_scores$var <- rownames(bp_scores)
explained_var <- summary(pca_resultado)$cont$importance[2, 1:2] * 100

pca_plot <- ggplot() +
  geom_point(data = sites_scores_pca, aes(x = PC1, y = PC2), size = 3, shape = 21, fill = "gray") +
  geom_segment(data = bp_scores, aes(x = 0, y = 0, xend = PC1, yend = PC2), arrow = arrow(length =
unit(0.2, "cm")), color = "firebrick") +
  geom_text_repel(data = bp_scores, aes(x = PC1 * 1.1, y = PC2 * 1.1, label = var), color = "black", size
= 4) +
  labs(title = paste("PCA Ambiental -", dataset_name), x = sprintf("PC1 (%.1f%%)", explained_var[1]),
y = sprintf("PC2 (%.1f%%)", explained_var[2])) +
  theme_bw(base_size = 14) + geom_hline(yintercept = 0, linetype = "dashed") + geom_vline(xintercept
= 0, linetype = "dashed")

ggsave(file.path(output_path, paste0(dataset_name, "_PCA_Plot.png")), plot = pca_plot, width = 10,
height = 8, dpi = 300)

# Gráfico NMDS
sites_scores_nmnds <- as.data.frame(scores(nmnds_resultado, display = "sites"))
sites_scores_nmnds$Grupo <- grupos_impacto[rownames(sites_scores_nmnds)]
species_scores_nmnds <- as.data.frame(scores(nmnds_resultado, display = "species"))
species_scores_nmnds$Especie <- rownames(species_scores_nmnds)

nmnds_plot <- ggplot() +
  geom_point(data = sites_scores_nmnds, aes(x = NMDS1, y = NMDS2, color = Grupo, shape = Grupo),
size = 4, alpha = 0.8) +
  geom_text_repel(data = species_scores_nmnds, aes(x = NMDS1, y = NMDS2, label = Especie), size =
3, color = "black", max.overlaps = 10) +
  stat_ellipse(data = sites_scores_nmnds, aes(x = NMDS1, y = NMDS2, color = Grupo), level = 0.95,
linetype = "dashed") +
  labs(title = paste("NMDS da Comunidade -", dataset_name), subtitle = paste("Stress:",
round(nmnds_resultado$stress, 3)), color = "Grupo de Impacto", shape = "Grupo de Impacto") +
  theme_bw(base_size = 14) + scale_color_brewer(palette = "Set1")

ggsave(file.path(output_path, paste0(dataset_name, "_NMDS_Plot.png")), plot = nmnds_plot, width =
10, height = 8, dpi = 300)

cat(paste0(">>> ANÁLISE PARA ", toupper(dataset_name), " CONCLUÍDA <<<\n"))

return(list(
  pca_plot = pca_plot,
  nmnds_plot = nmnds_plot,
  indicadores = tabela_indicadores
))
}

```

2. EXECUÇÃO DAS ANÁLISES

##Aqui nós colocamos os caminhos completos dos arquivos, que o teste 'file.choose()' confirmou que funcionam##

--- Análise para Rios ---

```

resultados_rios <- run_ordination_and_indicator_analysis(
  dataset_name = "Rios",
  full_input_path = "C:/Users/Gabriel Feloni/Desktop/CANOCO
2025/TITAN/PRC_R/Rios_Para_TITAN.csv",

```

```

species_start_col = "Nais communis",
species_end_col = "Spirosperma velutinus",
output_path = dir_resultados
)

# --- Análise para Reservatórios ---
resultados_reservatorios <- run_ordination_and_indicator_analysis(
  dataset_name = "Reservatorios",
  full_input_path = "C:/Users/Gabriel Feloni/Desktop/CANOCO
2025/TITAN/Reservatórios/Reservatórios.csv",
  species_start_col = "Nais communis",
  species_end_col = "Spirosperma velutinus",
  output_path = dir_resultados
)

cat("\n--- EXECUÇÃO DO SCRIPT COMPLETA! ---\n")

```

Material Suplementar 4 – Script IBO (Rios e Reservatórios)

SCRIPT - IBO + PLOTAGENS ADICIONAIS (RIOS)#

```

#== 0. PACOTES E CONFIGURAÇÃO
library(vegan)
library(ggplot2)
library(ggrepel)
library(indicspecies)
library(tidyverse)
# --- CONFIGURAÇÃO (RIOS) ---
dir_base <- "C:/Users/uniara/Desktop/Gabriel Feloni"
caminho_dados_brutos <- file.path(dir_base, "Rios_analise_r.csv")
dir_saida_ibo <- file.path(dir_base, "Resultados_IBO_RIOS_Outubro_2025") # Pasta de saída
dataset_name <- "Rios"
# Parâmetros das colunas
species_start_col <- "Nais communis"
species_end_col <- "Spirosperma velutinus"
ambiente_nomes <- c("T (°C)", "OD (mg/l)", "pH", "CE", "TURB", "Fe sed. (ug/g)", "Mn sed. (ug/g)")
if (!dir.exists(dir_saida_ibo)) dir.create(dir_saida_ibo, recursive = TRUE)
cat("--- Iniciando Análise IBO para:", dataset_name, "---\n")

```

```

cat("Resultados serão salvos em:", dir_saida_ibo, "\n")
#== 1. CARREGAR E PREPARAR DADOS
if (!file.exists(caminho_dados_brutos)) stop("ERRO: Arquivo de DADOS BRUTOS (.csv) não
encontrado.")
dados_completos <- read.csv2(caminho_dados_brutos, header=T, fileEncoding="latin1", check.names=F)
dados_completos <- dados_completos %>%
  filter(!is.na(ID) & ID != "" & str_trim(ID) != "" & !duplicated(ID))
rownames(dados_completos) <- dados_completos$ID
# --- 1.1 Preparar Matriz Ambiental (para PCA) ---
ambiente_bruto <- dados_completos %>% dplyr::select(any_of(ambiente_nomes))
ambiente_convertido <- ambiente_bruto %>%
  mutate(across(everything(), ~ as.numeric(gsub(",", ".", as.character(.))))))
ambiente_imputado <- ambiente_convertido %>%
  mutate(across(everything(), ~ ifelse(is.na(.), mean(., na.rm = TRUE), .)))
variâncias <- sapply(ambiente_imputado, var, na.rm = TRUE)
colunas_para_manter <- names(variâncias[variâncias > 0 & !is.na(variâncias)])
ambiente_final <- ambiente_imputado[, colunas_para_manter]
ambiente_transformado <- ambiente_final
if ("Fe sed. (ug/g)" %in% colnames(ambiente_transformado)) { ambiente_transformado$`Fe sed. (ug/g)`
<- log1p(ambiente_transformado$`Fe sed. (ug/g)` ) }
if ("Mn sed. (ug/g)" %in% colnames(ambiente_transformado)) { ambiente_transformado$`Mn sed.
(ug/g)` <- log1p(ambiente_transformado$`Mn sed. (ug/g)` ) }
# --- 1.2 Preparar Matriz de Comunidade (para IndVal e IBO) ---
comunidade_bruta <- dados_completos[,
which(colnames(dados_completos)==species_start_col):which(colnames(dados_completos)==species_en
d_col)]
comunidade <- comunidade_bruta %>%
  mutate(across(everything(), ~ as.numeric(gsub(",", ".", as.character(.))))))
comunidade[is.na(comunidade)] <- 0
comunidade_final <- comunidade[, colSums(comunidade) > 0]
# --- 1.3 Alinhar Matrizes ---
locais_comuns <- intersect(rownames(ambiente_transformado), rownames(comunidade_final))
ambiente_transformado <- ambiente_transformado[locais_comuns, ]
comunidade_final <- comunidade_final[locais_comuns, ]
cat(paste("Dados alinhados. Análise prosseguirá com", length(locais_comuns), "locais.\n"))
#== 2. CRIAR GRADIENTE (PCA) E RODAR INDVAL (A BASE DO IBO)
cat("Executando PCA (com prcomp) para criar o gradiente...\n")
pca_resultado <- prcomp(ambiente_transformado, center = TRUE, scale. = TRUE)
gradiente_ambiental <- pca_resultado$x[, 1]
grupos_impacto <- cut(gradiente_ambiental, breaks=3, labels=c("Baixo Impacto", "Médio Impacto",
"Alto Impacto"))
names(grupos_impacto) <- rownames(pca_resultado$x)
cat("Gradiente e grupos de impacto criados.\n")
cat("Executando Análise de Espécies Indicadoras (IndVal)...\n")
indval_resultado <- multipatt(comunidade_final, grupos_impacto, func="IndVal.g",
control=how(nperm=999))
tabela_indicadores <- data.frame()
if (!is.null(indval_resultado$sign)) {
  tabela_indicadores <- indval_resultado$sign %>%
    filter(p.value <= 0.05) %>%
    rownames_to_column(var="Especie") %>%
    mutate(Grupo_Indicador = case_when(
      index == 1 ~ "Baixo Impacto (Sensível)",
      index == 2 ~ "Médio Impacto",
      index == 3 ~ "Alto Impacto (Tolerante)",
      TRUE ~ as.character(index)
    )) %>%
    dplyr::select(Especie, Grupo_Indicador, stat, p.value)
write.csv2(tabela_indicadores, file.path(dir_saida_ibo, paste0(dataset_name,
"_Tabela_Indicadores.csv")), row.names = FALSE)

```

```

cat("Tabela de espécies indicadoras (base para o IBO) foi salva.\n")
} else { cat("Atenção: Nenhuma espécie indicadora significativa foi encontrada.\n") }
##== 3. CONSTRUÇÃO DO IBO
cat("Calculando os scores do IBO...\n")
calculate_ibo <- function(comunidade_matrix, tabela_indicadores) {
  tabela_pontuacao <- tabela_indicadores %>%
    mutate(Pontuacao = case_when(
      Grupo_Indicador == "Baixo Impacto (Sensível)" ~ 10,
      Grupo_Indicador == "Alto Impacto (Tolerante)" ~ 1,
      TRUE ~ 5
    )) %>% dplyr::select(Especie, Pontuacao)
  especies_presentes <- colnames(comunidade_matrix)
  especies_sem_notas <- setdiff(especies_presentes, tabela_pontuacao$Especie)
  tabela_neutra <- data.frame(Especie = especies_sem_notas, Pontuacao = 5)
  tabela_pontuacao_final <- rbind(tabela_pontuacao, tabela_neutra)
  tabela_pontuacao_ordenada <- tabela_pontuacao_final[match(colnames(comunidade_matrix),
tabela_pontuacao_final$Especie), ]
  soma_ponderada <- rowSums(comunidade_matrix * rep(tabela_pontuacao_ordenada$Pontuacao, each =
nrow(comunidade_matrix)))
  abundancia_total <- rowSums(comunidade_matrix)
  ibo_scores <- soma_ponderada / abundancia_total
  ibo_scores[abundancia_total == 0] <- NA
  return(ibo_scores)
}
ibo_calculado <- calculate_ibo(comunidade_final, tabela_indicadores)
##== 4. VALIDAÇÃO E PLOTAGENS ADICIONAIS DO IBO
cat("Gerando gráficos de validação e adicionais...\n")
# Criar o dataframe de resultados finais
resultados_finais <- data.frame(
  ID = rownames(comunidade_final),
  Gradiente = gradiente_ambiental,
  IBO = ibo_calculado,
  Grupo = grupos_impacto[rownames(comunidade_final)] # Adicionar Grupos
)
resultados_finais$Grupo <- factor(resultados_finais$Grupo, levels = c("Baixo Impacto", "Médio
Impacto", "Alto Impacto"))
write.csv2(resultados_finais, file.path(dir_saida_ibo, paste0(dataset_name,
"_Resultados_IBO_Scores.csv")), row.names = FALSE)
cat("Tabela com os scores do IBO foi salva.\n")
--- PLOTAGEM 1: BOXPLOT POR GRUPO DE IMPACTO ---
kruskal_teste <- kruskal.test(BO ~ Grupo, data = resultados_finais)
cat("--- Teste de Kruskal-Wallis (BO vs. Grupos) ---\n"); print(kruskal_teste); cat("-----
-----\n")
plot_boxplot_ibo <- ggplot(resultados_finais, aes(x = Grupo, y = IBO, fill = Grupo)) +
  geom_boxplot(alpha = 0.8, outlier.shape = NA) +
  geom_jitter(width = 0.1, alpha = 0.5, size = 2) +
  scale_fill_manual(values = c("Baixo Impacto" = "#1a9641", "Médio Impacto" = "#ffffbf", "Alto
Impacto" = "#d7191c")) +
  labs(
    title = paste("Scores do IBO por Grupo de Impacto -", dataset_name),
    subtitle = paste("Teste de Kruskal-Wallis, p-valor =", format.pval(kruskal_teste$p.value, digits = 3, eps
= 0.001)),
    x = "Grupo de Impacto (Definido pela PCA)", y = "Índice Biótico de Oligochaeta (BO)"
  ) +
  theme_bw(base_size = 14) + theme(legend.position = "none")
ggsave(file.path(dir_saida_ibo, paste0(dataset_name, "_Grafico_Boxplot_IBO_por_Grupo.png")), plot =
plot_boxplot_ibo, width = 8, height = 6, dpi = 300)
print(plot_boxplot_ibo)
cat("Gráfico Boxplot salvo.\n")
--- PLOTAGEM 2: COMPOSIÇÃO DE TOLERÂNCIA (GRÁFICO DE BARRAS) ---

```

```

tabela_pontuacao_comp <- tabela_indicadores %>%
  mutate(Pontuacao = case_when(Grupo_Indicador == "Baixo Impacto (Sensível)" ~ 10, Grupo_Indicador
== "Alto Impacto (Tolerante)" ~ 1, TRUE ~ 5)) %>%
  dplyr::select(Especie, Pontuacao)
especies_presentes_comp <- colnames(comunidade_final)
especies_sem_notas_comp <- setdiff(especies_presentes_comp, tabela_pontuacao_comp$Especie)
tabela_neutra_comp <- data.frame(Especie = especies_sem_notas_comp, Pontuacao = 5)
tabela_pontuacao_final_comp <- rbind(tabela_pontuacao_comp, tabela_neutra_comp)
tabela_pontuacao_final_comp <- tabela_pontuacao_final_comp %>%
  mutate(Grupo_Tolerancia = case_when(Pontuacao == 10 ~ "Sensível (Nota 10)", Pontuacao == 1 ~
" Tolerante (Nota 1)", Pontuacao == 5 ~ "Neutra (Nota 5)")) %>%
  mutate(Grupo_Tolerancia = factor(Grupo_Tolerancia, levels = c("Tolerante (Nota 1)", "Neutra (Nota
5)", "Sensível (Nota 10)")))
comunidade_longa <- comunidade_final %>%
  rownames_to_column(var = "ID") %>%
  pivot_longer(cols = -ID, names_to = "Especie", values_to = "Abundancia") %>%
  filter(Abundancia > 0)
comunidade_longa <- comunidade_longa %>%
  left_join(tabela_pontuacao_final_comp, by = "Especie")
composicao_relativa <- comunidade_longa %>%
  group_by(ID, Grupo_Tolerancia) %>%
  summarise(Abund_Grupo = sum(Abundancia, na.rm = TRUE)) %>%
  group_by(ID) %>%
  mutate(Abund_Relativa = Abund_Grupo / sum(Abund_Grupo)) %>%
  ungroup()
composicao_relativa <- composicao_relativa %>%
  left_join(resultados_finais %>% dplyr::select(ID, IBO), by = "ID")
plot_barras_composicao <- ggplot(composicao_relativa, aes(x = reorder(ID, IBO), y = Abund_Relativa,
fill = Grupo_Tolerancia)) +
  geom_bar(stat = "identity", position = "fill") +
  scale_fill_manual(values = c("Sensível (Nota 10)" = "#1a9641", "Neutra (Nota 5)" = "#ffffbf",
" Tolerante (Nota 1)" = "#d7191c")) +
  labs(
  title = paste("Composição da Comunidade por Grupo de Tolerância -", dataset_name),
  subtitle = "Locais ordenados do menor para o maior score IBO",
  x = "Locais de Amostragem (Ordenados por IBO)", y = "Abundância Relativa (%)", fill = "Grupo de
Tolerância"
) +
  theme_bw(base_size = 14) +
  theme(axis.text.x = element_text(angle = 90, vjust = 0.5, hjust = 1, size = 8), legend.position =
"bottom")
ggsave(file.path(dir_saida_ibo, paste0(dataset_name, "_Grafico_Barras_Composicao.png")), plot =
plot_barras_composicao, width = 16, height = 9, dpi = 300)
print(plot_barras_composicao)
cat("Gráfico de Barras de Composição salvo.\n")
# --- PLOTAGEM 3: VALIDAÇÃO IBO vs. GRADIENTE (DISPERSÃO) ---
cor_test_resultado <- cor.test(resultados_finais$Gradiente, resultados_finais$IBO, method = "pearson")
r_valor <- cor_test_resultado$estimate
p_valor <- cor_test_resultado$p.value
anotacao_texto <- paste("Correlação de Pearson:", "\nr =", round(r_valor, 3), "\np-valor =",
format.pval(p_valor, digits = 3, eps = 0.001))
plot_ibo <- ggplot(resultados_finais, aes(x = Gradiente, y = IBO)) +
  geom_point(aes(color = IBO), size = 4, alpha = 0.8) +
  scale_color_gradient2(low = "red", mid = "yellow", high = "green", midpoint =
median(resultados_finais$IBO, na.rm=T), name = "Escore IBO") +
  geom_smooth(method = "lm", color = "black", se = FALSE, linetype = "dashed") +
  annotate("text", x = Inf, y = Inf, label = anotacao_texto, hjust = 1.1, vjust = 1.1, size = 5,
fontface="bold") +
  labs(
  title = paste("Validação do IBO vs. Gradiente de Impacto -", dataset_name),

```

```

x = "Gradiente de Impacto Ambiental (Score PC1)", y = "Índice Biótico de Oligochaeta (IBO)"
)+
theme_bw(base_size = 14)
ggsave(file.path(dir_saida_ibo, paste0(dataset_name, "_Grafico_Validacao_IBO.png")), plot = plot_ibo,
width = 10, height = 7, dpi = 300)
print(plot_ibo)
cat("Gráfico de Validação (Dispersão) salvo.\n")
cat("\n--- Validação Estatística (Correlação de Pearson) ---\n"); print(cor_test_resultado)
cat("\n--- ANÁLISE DO IBO PARA RIOS CONCLUÍDA ---\n\n")
## SCRIPT - IBO + PLOTAGENS ADICIONAIS (RESERVATÓRIOS)##
##= 0. PACOTES E CONFIGURAÇÃO
library(vegan)
library(ggplot2)
library(ggrepel)
library(indicspecies)
library(tidyverse)
# --- CONFIGURAÇÃO (RESERVATÓRIOS) ---
dir_base <- "C:/Users/uniar/Desktop/Gabriel Feloni"
caminho_dados_brutos <- file.path(dir_base, "Reservatórios_analise_r.csv")
dir_saida_ibo <- file.path(dir_base, "Resultados_IBO_RESERVATORIOS_Outubro_2025") # Pasta de
saída
dataset_name <- "Reservatorios"
# Parâmetros das colunas
species_start_col <- "Nais communis"
species_end_col <- "Spirosperma velutinus"
ambiente_nomes <- c("T (°C)", "OD (mg/l)", "pH", "CE", "TURB", "Fe sed. (ug/g)", "Mn sed. (ug/g)")
if(!dir.exists(dir_saida_ibo)) dir.create(dir_saida_ibo, recursive = TRUE)
cat("--- Iniciando Análise IBO para:", dataset_name, "---\n")
cat("Resultados serão salvos em:", dir_saida_ibo, "\n")

##= 1. CARREGAR E PREPARAR DADOS
=====
if(!file.exists(caminho_dados_brutos)) stop("ERRO: Arquivo de DADOS BRUTOS (.csv) não
encontrado.")
dados_completos <- read.csv2(caminho_dados_brutos, header=T, fileEncoding="latin1", check.names=F)
dados_completos <- dados_completos %>%
  filter(!is.na(ID) & ID != "" & str_trim(ID) != "" & !duplicated(ID))
rownames(dados_completos) <- dados_completos$ID
# --- 1.1 Preparar Matriz Ambiental (para PCA) ---
ambiente_bruto <- dados_completos %>% dplyr::select(any_of(ambiente_nomes))
ambiente_convertido <- ambiente_bruto %>%
  mutate(across(everything(), ~ as.numeric(gsub(",", ".", as.character(.))))))
ambiente_imputado <- ambiente_convertido %>%
  mutate(across(everything(), ~ ifelse(is.na(.), mean(., na.rm = TRUE), .)))
variâncias <- sapply(ambiente_imputado, var, na.rm = TRUE)
colunas_para_manter <- names(variâncias[variâncias > 0 & !is.na(variâncias)])
ambiente_final <- ambiente_imputado[, colunas_para_manter]
ambiente_transformado <- ambiente_final
if("Fe sed. (ug/g)" %in% colnames(ambiente_transformado)) { ambiente_transformado$`Fe sed. (ug/g)`
<- log1p(ambiente_transformado$`Fe sed. (ug/g)` ) }
if("Mn sed. (ug/g)" %in% colnames(ambiente_transformado)) { ambiente_transformado$`Mn sed.
(ug/g)` <- log1p(ambiente_transformado$`Mn sed. (ug/g)` ) }
# --- 1.2 Preparar Matriz de Comunidade (para IndVal e IBO) ---
comunidade_bruta <- dados_completos[,
which(colnames(dados_completos)==species_start_col):which(colnames(dados_completos)==species_en
d_col)]
comunidade <- comunidade_bruta %>%
  mutate(across(everything(), ~ as.numeric(gsub(",", ".", as.character(.))))))
comunidade[is.na(comunidade)] <- 0
comunidade_final <- comunidade[, colSums(comunidade) > 0]

```

```

# --- 1.3 Alinhar Matrizes ---
locais_comuns <- intersect(rownames(ambiente_transformado), rownames(comunidade_final))
ambiente_transformado <- ambiente_transformado[locais_comuns, ]
comunidade_final <- comunidade_final[locais_comuns, ]
cat(paste("Dados alinhados. Análise prosseguirá com", length(locais_comuns), "locais.\n"))
##== 2. CRIAR GRADIENTE (PCA) E RODAR INDVAL ==#
cat("Executando PCA (com prcomp) para criar o gradiente...\n")
pca_resultado <- prcomp(ambiente_transformado, center = TRUE, scale. = TRUE)
gradiente_ambiental <- pca_resultado$x[, 1]
grupos_impacto <- cut(gradiente_ambiental, breaks=3, labels=c("Baixo Impacto", "Médio Impacto",
"Alto Impacto"))
names(grupos_impacto) <- rownames(pca_resultado$x)
cat("Gradiente e grupos de impacto criados.\n")
cat("Executando Análise de Espécies Indicadoras (IndVal)...\n")
indval_resultado <- multipatt(comunidade_final, grupos_impacto, func="IndVal.g",
control=how(nperm=999))
tabela_indicadores <- data.frame()
if (!is.null(indval_resultado$sign)) {
  tabela_indicadores <- indval_resultado$sign %>%
  filter(p.value <= 0.05) %>%
  rownames_to_column(var="Especie") %>%
  mutate(Grupo_Indicador = case_when(
    index == 1 ~ "Baixo Impacto (Sensível)",
    index == 2 ~ "Médio Impacto",
    index == 3 ~ "Alto Impacto (Tolerante)",
    TRUE ~ as.character(index)
  )) %>%
  dplyr::select(Especie, Grupo_Indicador, stat, p.value)
write.csv2(tabela_indicadores, file.path(dir_saida_ibo, paste0(dataset_name,
"_Tabela_Indicadores.csv")), row.names = FALSE)
cat("Tabela de espécies indicadoras (base para o IBO) foi salva.\n")
} else { cat("Atenção: Nenhuma espécie indicadora significativa foi encontrada.\n") }
##== 3. CONSTRUÇÃO DO IBO ==#
cat("Calculando os scores do IBO...\n")
calculate_ibo <- function(comunidade_matrix, tabela_indicadores) {
  tabela_pontuacao <- tabela_indicadores %>%
  mutate(Pontuacao = case_when(
    Grupo_Indicador == "Baixo Impacto (Sensível)" ~ 10,
    Grupo_Indicador == "Alto Impacto (Tolerante)" ~ 1,
    TRUE ~ 5
  )) %>% dplyr::select(Especie, Pontuacao)
  especies_presentes <- colnames(comunidade_matrix)
  especies_sem_nota <- setdiff(especies_presentes, tabela_pontuacao$Especie)
  tabela_neutra <- data.frame(Especie = especies_sem_nota, Pontuacao = 5)
  tabela_pontuacao_final <- rbind(tabela_pontuacao, tabela_neutra)
  tabela_pontuacao_ordenada <- tabela_pontuacao_final[match(colnames(comunidade_matrix),
tabela_pontuacao_final$Especie), ]
  soma_ponderada <- rowSums(comunidade_matrix * rep(tabela_pontuacao_ordenada$Pontuacao, each =
nrow(comunidade_matrix)))
  abundancia_total <- rowSums(comunidade_matrix)
  ibo_scores <- soma_ponderada / abundancia_total
  ibo_scores[abundancia_total == 0] <- NA
  return(ibo_scores)
}
ibo_calculado <- calculate_ibo(comunidade_final, tabela_indicadores)
##== 4. VALIDAÇÃO E PLOTAGENS ADICIONAIS DO IBO
=====
cat("Gerando gráficos de validação e adicionais...\n")
# Criar o dataframe de resultados finais
resultados_finais <- data.frame(

```

```

ID = rownames(comunidade_final),
Gradiente = gradiente_ambiental,
IBO = ibo_calculado,
Grupo = grupos_impacto[rownames(comunidade_final)] # Adicionar Grupos
)
resultados_finais$Grupo <- factor(resultados_finais$Grupo, levels = c("Baixo Impacto", "Médio
Impacto", "Alto Impacto"))
write.csv2(resultados_finais, file.path(dir_saida_ibo, paste0(dataset_name,
"_Resultados_IBO_Scores.csv")), row.names = FALSE)
cat("Tabela com os scores do IBO foi salva.\n")
# --- PLOTAGEM 1: BOXPLOT POR GRUPO DE IMPACTO ---
kruskal_teste <- kruskal.test(IBO ~ Grupo, data = resultados_finais)
cat("--- Teste de Kruskal-Wallis (IBO vs. Grupos) ---\n"); print(kruskal_teste); cat("-----
-----\n")
plot_boxplot_ibo <- ggplot(resultados_finais, aes(x = Grupo, y = IBO, fill = Grupo)) +
  geom_boxplot(alpha = 0.8, outlier.shape = NA) +
  geom_jitter(width = 0.1, alpha = 0.5, size = 2) +
  scale_fill_manual(values = c("Baixo Impacto" = "#1a9641", "Médio Impacto" = "#ffffbf", "Alto
Impacto" = "#d7191c")) +
  labs(
    title = paste("Scores do IBO por Grupo de Impacto -", dataset_name),
    subtitle = paste("Teste de Kruskal-Wallis, p-valor =", format.pval(kruskal_teste$p.value, digits = 3, eps
= 0.001)),
    x = "Grupo de Impacto (Definido pela PCA)", y = "Índice Biótico de Oligochaeta (IBO)"
  ) +
  theme_bw(base_size = 14) + theme(legend.position = "none")
ggsave(file.path(dir_saida_ibo, paste0(dataset_name, "_Grafico_Boxplot_IBO_por_Grupo.png")), plot =
plot_boxplot_ibo, width = 8, height = 6, dpi = 300)
print(plot_boxplot_ibo)
cat("Gráfico Boxplot salvo.\n")
# --- PLOTAGEM 2: COMPOSIÇÃO DE TOLERÂNCIA (GRÁFICO DE BARRAS) ---
tabela_pontuacao_comp <- tabela_indicadores %>%
  mutate(Pontuacao = case_when(Grupo_Indicador == "Baixo Impacto (Sensível)" ~ 10, Grupo_Indicador
== "Alto Impacto (Tolerante)" ~ 1, TRUE ~ 5)) %>%
  dplyr::select(Especie, Pontuacao)
especies_presentes_comp <- colnames(comunidade_final)
especies_sem_nota_comp <- setdiff(especies_presentes_comp, tabela_pontuacao_comp$Especie)
tabela_neutra_comp <- data.frame(Especie = especies_sem_nota_comp, Pontuacao = 5)
tabela_pontuacao_final_comp <- rbind(tabela_pontuacao_comp, tabela_neutra_comp)
tabela_pontuacao_final_comp <- tabela_pontuacao_final_comp %>%
  mutate(Grupo_Tolerancia = case_when(Pontuacao == 10 ~ "Sensível (Nota 10)", Pontuacao == 1 ~
" Tolerante (Nota 1)", Pontuacao == 5 ~ "Neutra (Nota 5)")) %>%
  mutate(Grupo_Tolerancia = factor(Grupo_Tolerancia, levels = c("Tolerante (Nota 1)", "Neutra (Nota
5)", "Sensível (Nota 10)")))

comunidade_longa <- comunidade_final %>%
  rownames_to_column(var = "ID") %>%
  pivot_longer(cols = -ID, names_to = "Especie", values_to = "Abundancia") %>%
  filter(Abundancia > 0)
comunidade_longa <- comunidade_longa %>%
  left_join(tabela_pontuacao_final_comp, by = "Especie")
composicao_relativa <- comunidade_longa %>%
  group_by(ID, Grupo_Tolerancia) %>%
  summarise(Abund_Grupo = sum(Abundancia, na.rm = TRUE)) %>%
  group_by(ID) %>%
  mutate(Abund_Relativa = Abund_Grupo / sum(Abund_Grupo)) %>%
  ungroup()
composicao_relativa <- composicao_relativa %>%
  left_join(resultados_finais %>% dplyr::select(ID, IBO), by = "ID")

```

```

plot_barras_composicao <- ggplot(composicao_relativa, aes(x = reorder(ID, IBO), y = Abund_Relativa,
fill = Grupo_Tolerancia)) +
  geom_bar(stat = "identity", position = "fill") +
  scale_fill_manual(values = c("Sensível (Nota 10)" = "#1a9641", "Neutra (Nota 5)" = "#ffffbf",
"Tolerante (Nota 1)" = "#d7191c")) +
  labs(
    title = paste("Composição da Comunidade por Grupo de Tolerância -", dataset_name),
    subtitle = "Locais ordenados do menor para o maior score IBO",
    x = "Locais de Amostragem (Ordenados por IBO)", y = "Abundância Relativa (%)", fill = "Grupo de
Tolerância"
  ) +
  theme_bw(base_size = 14) +
  theme(axis.text.x = element_text(angle = 90, vjust = 0.5, hjust = 1, size = 8), legend.position =
"bottom")
ggsave(file.path(dir_saida_ibo, paste0(dataset_name, "_Grafico_Barras_Composicao.png")), plot =
plot_barras_composicao, width = 16, height = 9, dpi = 300)
print(plot_barras_composicao)
cat("Gráfico de Barras de Composição salvo.\n")

```

--- PLOTAGEM 3: VALIDAÇÃO IBO vs. GRADIENTE (DISPERSÃO) ---

```

cor_test_resultado <- cor.test(resultados_finais$Gradiente, resultados_finais$IBO, method = "pearson")
r_valor <- cor_test_resultado$estimate
p_valor <- cor_test_resultado$p.value
anotacao_texto <- paste("Correlação de Pearson:", "\nr =", round(r_valor, 3), "\np-valor =",
format.pval(p_valor, digits = 3, eps = 0.001))

plot_ibo <- ggplot(resultados_finais, aes(x = Gradiente, y = IBO)) +
  geom_point(aes(color = IBO), size = 4, alpha = 0.8) +
  scale_color_gradient2(low = "red", mid = "yellow", high = "green", midpoint =
median(resultados_finais$IBO, na.rm=T), name = "Escore IBO") +
  geom_smooth(method = "lm", color = "black", se = FALSE, linetype = "dashed") +
  annotate("text", x = Inf, y = Inf, label = anotacao_texto, hjust = 1.1, vjust = 1.1, size = 5,
fontface="bold") +
  labs(
    title = paste("Validação do IBO vs. Gradiente de Impacto -", dataset_name),
    x = "Gradiente de Impacto Ambiental (Score PC1)", y = "Índice Biótico de Oligochaeta (IBO)"
  ) +
  theme_bw(base_size = 14)
ggsave(file.path(dir_saida_ibo, paste0(dataset_name, "_Grafico_Validacao_IBO.png")), plot = plot_ibo,
width = 10, height = 7, dpi = 300)
print(plot_ibo)
cat("Gráfico de Validação (Dispersão) salvo.\n")

cat("\n--- Validação Estatística (Correlação de Pearson) ---\n"); print(cor_test_resultado)
cat("\n--- ANÁLISE DO IBO PARA RESERVATÓRIOS CONCLUÍDA ---\n\n")

```