



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ
INSTITUTO DE ESTUDOS COSTEIROS
FACULDADE DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS**

DAYANE CUNHA SALES

**COMPARAÇÃO DE DOIS ÍNDICES DE HABITAT RIPÁRIO EM RELAÇÃO À FAUNA
DE MACROINVERTEBRADOS EM RIACHOS DA AMAZÔNIA ORIENTAL (PARÁ –
BRASIL)**

Orientador: Prof. Dr. Colin Robert Beasley

**BRAGANÇA-PA
2026**



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ
INSTITUTO DE ESTUDOS COSTEIROS
FACULDADE DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS**

DAYANE CUNHA SALES

**COMPARAÇÃO DE DOIS ÍNDICES DE HABITAT RIPÁRIO EM RELAÇÃO À FAUNA
DE MACROINVERTEBRADOS EM RIACHOS DA AMAZÔNIA ORIENTAL (PARÁ –
BRASIL)**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Colegiado da Faculdade de Ciências Biológicas, Instituto de Estudos Costeiros, Universidade Federal do Pará, como requisito para a obtenção do Grau de Licenciado em Ciências Biológicas.

Orientador: Prof. Dr. Colin Robert Beasley

**BRAGANÇA-PA
2026**

**Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP) de acordo com ISBD
Sistema de Bibliotecas da Universidade Federal do Pará
Gerada automaticamente pelo módulo Ficat, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)**

S163c Sales, Dayane Cunha.
Comparação de dois índices de habitat ripário em relação à
fauna de macroinvertebrados em riachos da Amazônia Oriental
(Pará - Brasil) / Dayane Cunha Sales. — 2026.
43 f. : il. color.

Orientador(a): Prof. Dr. Colin Robert Beasley
Trabalho de Curso (Graduação) - Universidade Federal do Pará,
Campus Universitário de Bragança, Faculdade de Ciências
Biológicas, Bragança, 2026.

1. Índices ambientais. 2. Bioindicadores. 3.
Monitoramento ambiental. 4. Amazônia Oriental. 5.
Integridade de habitat. I. Título.

CDD 577.699

DAYANE CUNHA SALES

**COMPARAÇÃO DE DOIS ÍNDICES DE HABITAT RIPÁRIO EM RELAÇÃO À FAUNA
DE MACROINVERTEBRADOS EM RIACHOS DA AMAZÔNIA ORIENTAL (PARÁ –
BRASIL)**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Colegiado da Faculdade de Ciências Biológicas, Instituto de Estudos Costeiros, Universidade Federal do Pará, como requisito para a obtenção do Grau de Licenciado em Ciências Biológicas.

Orientador: Prof. Dr. Colin Robert Beasley

Data de aprovação: ___ / ___ / ___

Conceito:

Banca Examinadora:

Prof. Dr. Colin Robert Beasley (Orientador)
Universidade Federal do Pará - UFPA

Prof. Dr. Fábio Batagini Quinteiro (Titular)
Universidade Federal do Pará - UFPA

Me. Jaqueline da Conceição Souza Feitosa
Mestrado em Biologia Ambiental – UFPA

AGRADECIMENTOS

Primeiramente agradeço à Deus, pois sem Ele eu não teria chegado tão longe nessa trajetória, a maior certeza que eu posso ter, é que Deus esteve comigo a cada passo, e que colocou as melhores pessoas possíveis no meu caminho.

À minha família, minha eterna gratidão, por apoiarem minhas escolhas e se alegrarem em cada uma delas. Em especial minha mãe Deucilene, meu avô Manoel, minha avó Albenizia e minha irmã Márcia, por sempre serem meu suporte, por sempre me amarem e acreditarem em mim, jamais conseguirei colocar em palavras o quanto os amo e o quanto sou grata.

Às minhas melhores amigas Laysa e Vilse, e aos meus amigos Kelvin e João Vitor obrigada por tantos anos de amizade, por me ouvirem contar minhas alegrias e tristezas e por entenderem minhas ausências. Ao meu grupo de “irmãs” Livia, João, Thiago e Diego, obrigada pelos inúmeros trabalhos juntos e todas as risadas e momentos de descontração. Para minhas amigas Laísia e Raysse sou grata por cada momento vivido juntas. À minha parceira de projetos Jackeline, obrigada pela parceria de sempre. Deixo também meu agradecimento especial ao Dr. Rodrigo Petry por ter acreditado no meu potencial e ter se tornado mais do que um orientador de projeto, mas também um amigo. Aos demais amigos, mesmo que não citados, espero que saibam o quão especiais são para mim. Cada um de vocês foi essencial na minha vida, obrigada por terem se alegrado comigo, mas também se desesperado junto quando necessário, obrigada pelo apoio e carinho. Amo cada um e espero que nossa amizade perdure muito tempo.

Agradeço aos laboratórios, no qual fiz parte, mesmo que brevemente, e suas respectivas equipes, pois somaram a todo aprendizado que tenho hoje em dia e guardo todos na memória com carinho. Em especial o Laboratório integrado de Zoologia (LABZOO) onde desenvolvi excelentes projetos, o Laboratório de Evolução (LEVO) do qual já me considero integrante e o Laboratório de Conservação da biodiversidade e das Águas (LCBA) no qual desenvolvi este trabalho.

Ao meu orientador Prof. Dr. Colin Beasley, muito obrigada pela oportunidade de fazer parte do seu laboratório, muito obrigada por toda ajuda, pela paciência e confiança, o senhor é um excelente orientador e sou muito grata de ter sido sua aluna.

São inúmeras as pessoas que eu poderia agradecer, mas não é possível citar todas, porém espero que cada uma saiba seu papel e importância em minha vida. Amo cada um e espero ter ainda mais motivos para agradecer e me alegrar junto.

EPÍGRAFE

“Mas eu, quando estiver com medo, confiarei em ti.”

(Salmos 56:3)

“Apeguemo-nos com firmeza à esperança que professamos, pois aquele que prometeu é fiel.”

(Hebreus 10:23)

RESUMO

A conservação e preservação dos riachos de pequena ordem na Amazônia Oriental é crucial para a manutenção da biodiversidade, contudo, a escolha de métricas de monitoramento eficazes ainda gera lacunas na gestão ambiental desses recursos. Este estudo avaliou dois índices de hábitat ripário que estimam a integridade ambiental de riachos, o Índice de Integridade de Habitat (HII) e Índice de Diversidade de Habitat Ripário (RHDI). Ambos foram aplicados em riachos de primeira ordem em Bragança (PA), comparando a eficiência dos protocolos de avaliação rápida. A metodologia consistiu na aplicação dos índices, coleta de dados físico-químicos e de microhabitats, em 8 pontos, para análise da relação entre esses índices, as variáveis físico-químicas da água e a estrutura da assembleia de macroinvertebrados bentônicos durante o período seco regional. Os resultados indicaram que, embora ambos os índices tenham classificado os pontos como preservados (HII) e naturais (RHDI), o HII demonstrou maior sensibilidade às variações ecológicas e geomorfológicas, enquanto o RHDI apresentou uma resposta mais genérica. Na análise biológica, o contraste foi evidente: apenas o HII relacionou-se com a fauna, revelando que a abundância de famílias como Chironomidae diminui em áreas de maior integridade, o que sugere que distúrbios moderados favorecem táxons resistentes. Ademais, o estudo evidenciou que os índices, que são visuais, podem mascarar impactos químicos, como o descarte de resíduos de mandioca, que parece ter reduzido a biota mesmo em locais com altos valores dos índices de habitat. Conclui-se que o HII é o índice mais robusto para a região, mas a gestão eficiente da saúde ecossistêmica amazônica exige a integração de protocolos de habitat, análises físico-químicas e monitoramento biológico.

Palavras-chave: Bioindicadores, Amazonia Oriental, Integridade de habitat, Índices ambientais, Monitoramento ambiental.

ABSTRACT

The conservation and preservation of low-order streams in Eastern Amazonia are crucial for maintaining biodiversity; however, the selection of effective monitoring metrics still presents gaps in the environmental management of these resources. This study evaluated two riparian habitat indices that estimate the environmental integrity of streams: the Habitat Integrity Index (HII) and the Riparian Habitat Diversity Index (RHDI). Both were applied to first-order streams in Bragança, Pará State, Brazil, comparing the effectiveness of rapid assessment protocols. The methodology consisted of applying the indices and collecting physicochemical and microhabitat data at eight sampling sites to analyze the relationship between these indices, water physicochemical variables, and the structure of the benthic macroinvertebrate assemblage during the regional dry season. The results indicated that although both indices classified the sites as preserved (HII) and natural (RHDI), HII demonstrated greater sensitivity to ecological and geomorphological variations, whereas RHDI showed a more generalized response. In the biological analysis, the contrast was evident: only HII was related with the fauna, revealing that the abundance of families such as Chironomidae decreases in areas with higher integrity, suggesting that moderate disturbances favor resistant taxa. Furthermore, the study showed that the indices, which are visual, may mask chemical impacts, such as the disposal of cassava-processing waste, which appears to have reduced the biota even in sites with high habitat index values. It is concluded that HII is the more robust index for the region; however, effective management of Amazonian ecosystem health requires the integration of habitat assessment protocols, physicochemical analyses, and biological monitoring.

Keywords: Bioindicators. Eastern Amazon. Habitat integrity. Environmental indices. Environmental monitoring.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	9
2. OBJETIVOS	12
3. MATERIAL E MÉTODOS.....	13
4. RESULTADOS	18
5. DISCUSSÃO.....	29
6. CONCLUSÃO.....	32
REFERÊNCIAS.....	33
ANEXO A.....	38
ANEXO B.....	40

1. INTRODUÇÃO

A Amazônia abriga uma das maiores redes hidrográficas do planeta e está entre as regiões mais vulneráveis às mudanças climáticas. Seus ambientes aquáticos têm papel fundamental na conservação da biodiversidade global, abrigando enorme diversidade de peixes, plantas aquáticas e invertebrados, muitos deles ocorrendo somente nesse bioma (Encalada et al., 2024). É formada por grandes rios, lagos e muitos riachos de pequeno porte, regionalmente chamados de igarapés, que constituem uma das redes hídricas mais complexas do planeta (Junk et al., 2024).

Riachos são definidos por seu curso d'água unidirecional, com pequena profundidade, volume de água e ordem mais baixa que os rios (Raio; Espinoza; Bennemann, 2011). Além disso, quando a vegetação em torno e o hábitat ripário do canal são mantidos, são ambientes que promovem diversos serviços ecossistêmicos (Souza et al., 2024). Exemplos destes incluem controle de inundação; controle de erosão; regulação climática; manutenção da qualidade da água; suporte de teias alimentares e relações entre presa e predador; atuação na ciclagem de nutriente; providencia água para consumo doméstico, agroindustriais, recreação, entre outros (Yeakley et al., 2016).

Porém, os efeitos da atividade humana no uso da terra, tem afetado direta e negativamente os pequenos cursos d'água, como por exemplo o desmatamento. Dentre os estados da Amazônia Legal Brasileira, o Pará apresentou a maior perda florestal em 2021 (5.086,18 km²), entre 2020 e 2025, teve um acúmulo de desmatamento de 21.314,95 km², correspondendo a 38,75% de toda área desmatada na Amazônia Legal (INPE, 2026). Apesar de o desmatamento ocorrer na bacia de drenagem, este também afeta direta ou indiretamente os sistemas aquáticos, em especial a estrutura ecológica e o funcionamento dos igarapés que dependem fortemente do uso da terra e a cobertura de vegetação circundante (Castro et al., 2018).

Parte da vida que habita os ecossistemas aquáticos também está criticamente ameaçada pelos impactos diretos e indiretos de mudanças no uso da terra e grandes projetos de infraestrutura, além da invasão de espécies exóticas, garimpo e mineração, e mais recentemente pelas mudanças climáticas (Fundação Heinrich Böll, 2025). Essas modificações resultam na redução da diversidade de habitats e, em última análise, na perda da biodiversidade aquática (Goulart & Callisto, 2003).

Os macroinvertebrados bentônicos são frequentemente utilizados em avaliações de impactos e no biomonitoramento de ecossistemas de água doce ocorrentes em todo o planeta, devido à sua sensibilidade diferencial a poluição, refletindo os impactos em habitats aquáticos de forma bastante satisfatória (Amaral; Alves, 2018). Por definição, os macroinvertebrados são organismos de pequenas dimensões, coletados em redes de 200 a 500 micrômetros, que habitam o fundo dos ecossistemas aquáticos durante pelo menos uma parte do seu ciclo de vida (Rosenberg & Resh, 1993). Desempenham importante papel na transferência de energia no ecossistema, além de constituírem um grupo muito diverso taxonomicamente e funcionalmente (Merritt et al., 2008).

Estudos de ecologia em ambientes aquáticos demonstram que a distribuição dos macroinvertebrados nestes ambientes pode estar relacionada ao tipo de substrato, à integridade da mata ciliar, além de fatores físico-químicos, como a temperatura (Lima; Pamplin, 2023). A crescente modificação dos ambientes naturais e a atual degradação dos ecossistemas tornam urgentes os estudos em ambientes aquáticos. (Raio; Espinoza; Bennemann, 2011). O número de espécies, a presença de espécies raras e a distribuição da abundância de indivíduos entre as espécies em uma comunidade também são métricas potencialmente informativas para a diferenciação de comunidades que foram submetidas a diferentes níveis de perturbação (Barman; Gupta, 2015).

O monitoramento ambiental com as variáveis físico-químicas permite a identificação imediata de alterações nas propriedades da água, detecção precisa da variável modificada e a determinação das concentrações alteradas (Silva; Gutjahr; Braga, 2021). Contudo, análises biológicas são indispensáveis para uma avaliação plena da integridade ambiental (Junqueira, 2025). Dentre os diferentes grupos de organismos aquáticos, as assembleias de macroinvertebrados bentônicos têm sido cada vez mais utilizadas como bioindicadores de qualidade ambiental, pois refletem não só a situação momentânea do sistema, mas também a poluição não-pontual (Arias et al., 2007; Martins et al., 2014).

O monitoramento ambiental é realizado principalmente através da aplicação de diferentes protocolos de avaliação, índices biológicos e multimétricos, tendo como base a utilização de bioindicadores de qualidade de água e habitat (Goulart & Callisto, 2003). Uma forma qualitativa de avaliação das condições ambientais dos riachos, de forma rápida e com baixo custo é o uso de

protocolos visuais, como o Índice de Integridade do Habitat (HII) e o Índice de Diversidade de Habitat Ripário (RHDI).

O Índice de Integridade do Habitat (HII) é uma adaptação do protocolo de Petersen (1992), para áreas tropicais, como a Amazônia Central, por Nessimian et al. (2008). Esse protocolo avalia várias características visuais do ambiente tais como o uso da terra, o estado de preservação da mata ciliar, características do leito do igarapé, vegetação aquática, detritos entre outros. Ao final da avaliação visual é atribuído um valor numérico que indica o nível de degradação de um determinado ambiente (Santos, 2019).

O protocolo Índice de Diversidade de Habitats Ripários (RHDI), foi proposto por Callisto et al. (2002), adaptado do Protocolo de Avaliação Rápida de Habitats proposto por Hannaford et al. (1997) e do protocolo proposto pela Agência de Proteção Ambiental de Ohio (EUA) (EPA, 1987), para uso no Brasil, em bioma de Mata Atlântica e Cerrado. Analisa ecologicamente por meio de observações visuais, que são pontuadas e somadas, fornecendo um valor total final para o local analisado, visando avaliar a estrutura e funcionamento dos ecossistemas aquáticos contribuindo para o manejo e conservação destes, complexidade do habitat e o seu nível de conservação, estabilidade das margens, presença da mata ciliar e vegetação aquática. Além disso, avalia o uso e ocupação da terra ao redor do riacho e o nível de impacto na diversidade estrutural da zona ribeirinha (Santiago & Beasley, 2023).

Apesar de haver trabalhos que relacionam os índices com a fauna e com as variáveis físico-químicas da água (Lima, 2024; Feitosa, 2024; Brasil, 2020; Santiago & Beasley, 2023), principalmente relacionados ao HII, ainda há uma escassez de estudos comparativos entre protocolos visuais de hábitat na Amazonia Oriental e nenhum trabalho comparando HII e RHDI. Diante da crescente pressão antrópica na Amazônia Oriental, é necessário compreender qual protocolo de avaliação rápida reflete com maior fidelidade a integridade dos habitats aquáticos com as respostas ecológicas da fauna de macroinvertebrados e qualidade da água. Para isso, é necessário determinar o método mais eficaz para o monitoramento e conservação dos riachos.

2. OBJETIVOS

Objetivo geral

Comparar dois protocolos ambientais de avaliação rápida, Índice de Integridade de Habitat (HII) e o Índice de Diversidade de Habitat Ripário (RHDI), quanto à sua eficiência na avaliação da integridade de habitats ripários em riachos da Amazônia Oriental.

Objetivos específicos

- Avaliar a qualidade da água em riachos utilizando variáveis como: pH, temperatura (°C), potencial oxidação-redução (mV), condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$), oxigênio dissolvido (mg/L), vazão (m^3/s) e turbidez (FAU);
- Analisar a diversidade e integridade do habitat ripário usando os índices RHDI e HII, respectivamente, nos riachos;
- Relacionar os resultados dos índices de habitat ripário com as características da assembleia de macroinvertebrados e da qualidade da água.

3. MATERIAL E MÉTODOS

O presente estudo foi realizado no nordeste do estado do Pará, região Norte do Brasil, no município de Bragança. Foram utilizadas quatro áreas de coleta (Figura 1), em riachos de primeira ordem. Estes foram localizados na Vila do Camutá ($1^{\circ}02'38.5''$; S $46^{\circ}44'31.9''$ W; Figura 2), no balneário Água Fria no Jiquiri ($1^{\circ}03'50.4''$; S $46^{\circ}44'16.2''$ W; Figura 3), trecho do Rio Cereja no bairro do Taíra ($1^{\circ}03'36.1''$;S $46^{\circ}47'27.6''$ W; Figura 4) e Cururutuia ($1^{\circ}04'45.5''$ S; $46^{\circ}44'19.1''$ W; Figura 5), todos afluentes da Bacia Hidrográfica do Rio Caeté que possui uma área total de 2.235,14 km², desaguando no Oceano Atlântico, onde o município de Bragança ocupa 52% da área total da bacia (Costa; Soares, 2021). Em cada riacho foram realizadas amostragens em 2 pontos (Figura 1).

Figura 1: Imagem de satélite da cidade de Bragança-Pará com os 4 riachos escolhidos e os 8 pontos amostrais. Camutá pontos 1 e 2, Água fria pontos 1 e 2, Cereja pontos 1 e 2, e Cururutuia pontos 1 e 2.



Fonte: Elaborado pelo autor com base no Google Earth, 2025.

Figura 2: Fotografias do riacho localizado na Vila do Camutá, ponto amostral 1 à esquerda e ponto 2 à direita.



Fonte: De autoria própria.

Figura 3: Fotografias do riacho Água Fria, localizado no Jiquiri, ponto amostral 1 à esquerda e ponto 2 à direita.



Fonte: De autoria própria.

Figura 4: Fotografias do riacho do Rio Cereja, localizado no Taira, ponto amostral 1 à esquerda e ponto 2 à direita.



Fonte: De autoria própria.

Figura 5: Fotografias do riacho localizado no Cururutuia, ponto amostral 1 à esquerda e ponto 2 à direita.



Fonte: De autoria própria.

As coletas foram realizadas nos meses de outubro a novembro, no período seco que corresponde geralmente ao período de junho a novembro no estado do Pará (Moraes et al., 2005). Os riachos escolhidos são dois de acesso livre por serem balneários e dois de acesso privado. No primeiro ponto de cada riacho, possuía uma piscina, sendo as dos balneários utilizadas para banho e as outras duas estão em desuso. Foram delimitados cerca de 25 m de distância a jusante de cada piscina para realização das análises. Os pontos possuíam um trecho de aproximadamente 25 m cada

e uma distância equivalente a 100 m do Ponto 1 ao Ponto 2. Em cada ponto foram realizadas 3 réplicas de coletas das seguintes variáveis físico-químicas da água: pH, temperatura (°C), potencial oxidação-redução (mV) e condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$) e oxigênio dissolvido (mg/L). Além disso, foram medidos velocidade (m/s), profundidade (m) e largura (m) para calcular vazão (m^3/s), e em cada ponto, a água foi coletada em tubos Falcon de 15 ml e analisada em laboratório quanto à turbidez (FAU) usando um colorímetro digital Hach.

Os protocolos foram aplicados no decorrer dos 25 m de cada ponto, analisando o ambiente como um todo, de acordo com cada índice. Primeiramente avaliamos 12 parâmetros sobre o ambiente de cada área estudada, de acordo com o Índice de Integridade do Habitat (HII), como as características da zona ripária e a morfologia do riacho (Anexo A). O índice HII, após a avaliação e cálculo, apresenta como resultado final uma pontuação que varia de 0 a 1. Com isso, os riachos de acordo com a sua pontuação foram classificados em três categorias de integridade: degradados se a pontuação for abaixo de 0,33; entre 0,34 e 0,66 foram considerados intermediários e, acima de 0,67, foram considerados preservados (Monteiro-Júnior et al., 2014).

O Índice de Diversidade de Habitat Ripário (RHDI), antes de ser aplicado na região de estudo foi adaptado do original, que possui 22 parâmetros: o parâmetro 7, referente à transparência da água, foi alterado devido a cor dos riachos amazônicos serem naturalmente mais escuras, influenciadas predominantemente por fatores naturais, como as condições do solo e o aporte de matéria orgânica constantemente despejada no corpo hídrico. (Gorayeb et al., 2010). Os parâmetros 12 e 13 que se referem ao comprimento e frequência das corredeiras foram retirados, pois são características não encontradas na região, sendo que a presença desses parâmetros no protocolo é devido às áreas de alto-relevo encontradas na região de Mata Atlântica (Callisto et al., 2002). Foram assim avaliados 20 parâmetros e a pontuação final do RHDI é a soma dos pontos (Anexo B). A classificação do RHDI foi baseada de acordo com a sua pontuação, sofrendo ajuste devido à retirada de dois parâmetros, tendo três categorias: impactado com pontuação menor que 36, alterado com a pontuação entre 37 e 54 pontos, e natural se for maior que 55 pontos (Santiago & Beasley, 2023).

Para a coleta de macroinvertebrados, utilizamos um coletor do tipo Surber para a coleta manual do sedimento de 7 microhabitats (substrato arenoso, corredeira, folhiço, raízes, remanso, vegetação emergente e vegetação aquática). Esse conteúdo foi colocado em sacos plásticos, já contendo identificação da área, ponto e microhabitat, e em seguida, foi adicionado álcool 70% para a conservação dos indivíduos de macroinvertebrados. Em laboratório, cada coleta individual foi lavada em peneira com malha de 300 μm e triadas com auxílio de uma lupa estereoscópica. Os macroinvertebrados encontrados foram identificados taxonomicamente ao nível de família usando Hamada et al. (2019), Rafael et al. (2024) e Bouchard (2004). Depois foram armazenados em tubos etiquetados contendo álcool 70%.

Todas as análises foram realizadas usando o GNU R 4.5.1 (R Core Team, 2025), no qual, foram utilizados os pacotes tidyverse (Wickham et al., 2019), vegan (Oksanen 2020) e TITAN2 (Baker; King, 2010). Um modelo de regressão linear simples foi ajustado para facilitar a observação da tendência linear entre HII e RHDI. Observou-se a tendência geral da relação entre os índices também por meio de uma curva de suavização do tipo LOESS (*locally estimated scatterplot smoothing*, ou regressão polinomial local), permitindo identificar padrões não-lineares nos dados. Além disso, foram realizadas análises TITAN (*Taxon Indicator Threshold Analysis*) com a assembleia de macroinvertebrados para verificar táxons com maior relação de mudanças na abundância com HII e RHDI. Esses grupos foram classificados como *decreasers*, se estiverem associados a maior abundância em ambientes com menor integridade, e *increasers*, se estiverem associados a maior abundância em ambientes com maior integridade. Para a análise de TITAN, foi necessário organizar os dados em subconjuntos de táxons por microhábitat para rodar as permutações e *bootstraps*.

O efeito dos dois índices (categorias Natural, Alterado e Impactado do RHDI e Degradado, Intermediário e Preservado do HII) sobre a abundância e a composição (estrutura multivariada) da fauna de macroinvertebrados foi investigado usando a análise de variância multivariada permutacional (PERMANOVA), com 2000 permutações e o índice de dissimilaridade de Bray-Curtis.

A relação entre a qualidade da água e a integridade do habitat foi analisada por meio de gráficos de dispersão com ajuste de curva LOESS. Para a análise da relação entre os índices de integridade ambiental e os índices de biodiversidade (Riqueza, Abundância, Diversidade Margalef e Dominância Berger-Parker), foram aplicados Modelos Lineares Generalizados (GLM). Utilizou-se a família Binomial Negativa, Poisson ou Gaussian, dependendo dos testes e gráficos diagnósticos de resíduos do modelo, e as tendências foram visualizadas com curvas de ajuste e intervalos de confiança de 95%. Os pressupostos dos modelos foram avaliados com testes e gráficos de resíduos usando os pacotes DHARMA e performance.

4. RESULTADOS

Os índices apontaram os 8 pontos analisados como naturais ou preservados (Tabela 1), sendo os pontos 1 e 2 do Camutá como os mais altos escores para HII e RHDI. Os pontos 1 e 2 do Água Fria tiveram os escores mais baixos para HII e os pontos 2 do Cururutuia e Cereja mais baixos para o RHDI.

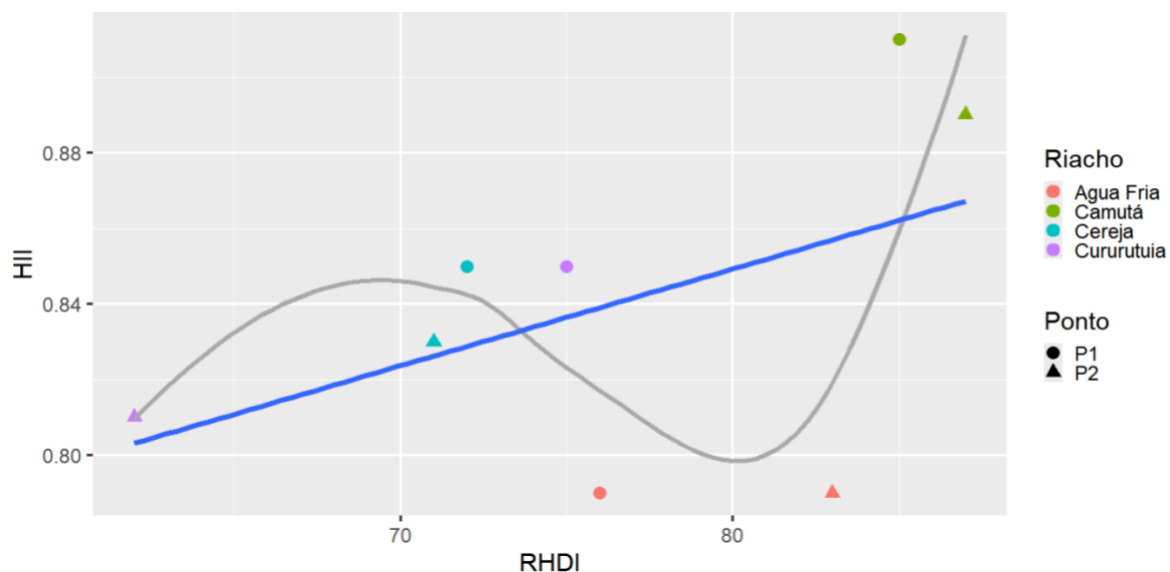
Tabela 1 - Pontuação final dos índices HII e RHDI para os 8 pontos nos 4 riachos (Camutá, Água fria, Cereja e Cururutuia) de Bragança, Pará. Classificação do RHDI: impactado se a pontuação for menor que 36, alterado com a pontuação entre 37 e 54 pontos, e natural se for maior que 55 pontos. Classificação do HII: degradados se a pontuação for abaixo de 0,33; entre 0,34 e 0,66 foram considerados intermediários e acima de 0,67 foram considerados preservados.

Riacho	Ponto	HII	Categoria HII	RHDI	Categoria RHDI
Camutá	P1	0,91	Preservado	85	Natural
Camutá	P2	0,89	Preservado	87	Natural
Água Fria	P1	0,79	Preservado	76	Natural
Água Fria	P2	0,79	Preservado	83	Natural
Cereja	P1	0,85	Preservado	72	Natural
Cereja	P2	0,83	Preservado	71	Natural
Cururutuia	P1	0,85	Preservado	75	Natural
Cururutuia	P2	0,81	Preservado	62	Natural

A relação entre HII e RHDI mostra uma tendência positiva (Gráfico 1), indicando que o valor de HII cresce a partir do aumento dos valores de RHDI. Porém, a relação não é linear, ocorrendo variações nos valores de HII. O riacho Água Fria apresentou resultados baixos para HII e resultados altos para RHDI. Isso ocorre pois, apesar de ambos os protocolos terem o mesmo

objetivo de avaliar a integridade do habitat ripário, suas lógicas de pontuação diferem em alguns parâmetros ou possuem critérios individuais.

Gráfico 1 - Relação entre as pontuações do RHDI e do HII, representada por um gráfico de dispersão. As cores e formas distinguem os riachos e pontos amostrados. A linha cinza corresponde à curva de suavização (LOESS) e a linha azul indica o ajuste de regressão linear.



A abundância e a composição da fauna variaram apenas com HII, indicando diferenças na assembleia ao longo do gradiente de integridade do habitat e explicando aproximadamente 38% da variação total (Tabela 2). A fauna foi fracamente associada com o índice RHDI e o resultado não foi significativo (Tabela 3).

Tabela 2: Resultado da PERMANOVA realizada entre a fauna e o índice HII. GL: Graus de Liberdade. Valor P em negrito indica resultado significativo.

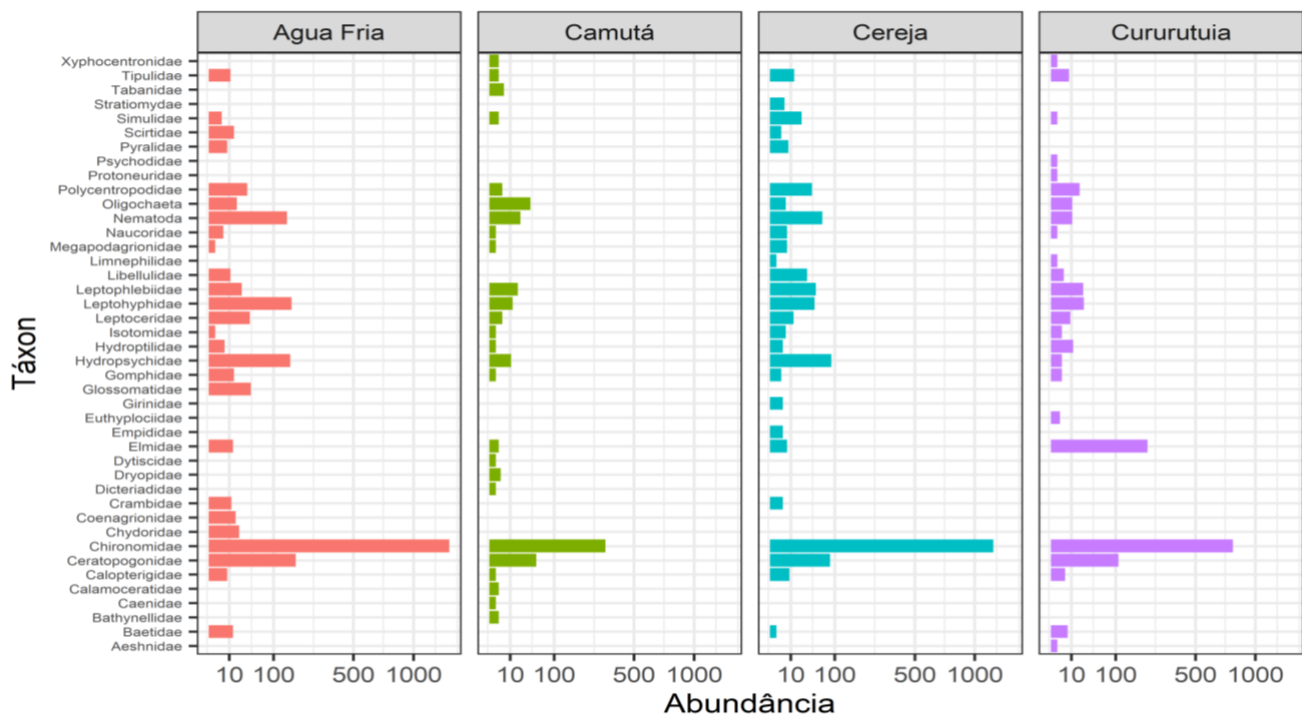
Fonte de variabilidade	GL	Soma de Quadrados	Quadrado médio	Pseudo F	r ²	P
Modelo	1	0,31304	0,31304	3,705	0,382	0,0395
Resíduo	6	0,50693	0,08449		0,618	
Total	7	0,81997			1,000	

Tabela 3: Resultado da PERMANOVA realizada entre a fauna e o índice RHDI. GL: Graus de Liberdade. Valor P não indicou resultado significativo.

Fonte de variabilidade	GL	Soma de Quadrados	Quadrado Médio	Pseudo F	r ²	P
Modelo	1	0,10901	0,10901	0,92	0,133	0,397
Resíduo	6	0,71096	0,11849		0,867	
Total	7	0,81997			1,000	

Em relação aos macroinvertebrados, foram obtidos 5.895 indivíduos, sendo 2.358 presentes no Água Fria, 517 no Camutá, 1.736 no Cereja e 1.284 no Cururutuia. No estudo, os macroinvertebrados foram distribuídos em 42 táxons. Relacionado a métrica de riqueza, o Cereja apresentou o maior valor, com 27 táxons, seguido do Água Fria e Camutá com 26 táxons cada, enquanto o Cururutuia apresentou a menor riqueza tendo 25 táxons, sendo resultados relativamente semelhantes entre os quatro riachos. Porém a maior abundância foi encontrada no Água Fria, seguido pelo Cereja, Cururutuia e por fim o Camutá (Gráfico 2).

Gráfico 2 - Composição e abundância de táxons nos riachos Água Fria, Camutá, Cereja e Cururutuia.



A análise TITAN identificou dois grupos de táxons que apresentaram respostas coerentes ao gradiente de HII, Chironomidae e Leptoceridae (Gráficos 3 e 4). Tanto Chironomidae quanto Leptoceridae tiveram maior abundância em locais com valores baixos a intermediários de HII (0,79 – 0,85), e sua abundância diminuiu progressivamente em ambientes com maior integridade ambiental, sendo considerados *decreasers*. A análise não identificou táxons *increasers*.

Gráfico 3 - Relação entre a abundância de Chironomidae e o índice HII. A linha cinza representa a tendência suavizada pelo método LOESS com intervalo de confiança de 95%. As cores e formas distinguem os microhabitats e riachos amostrados, respectivamente.

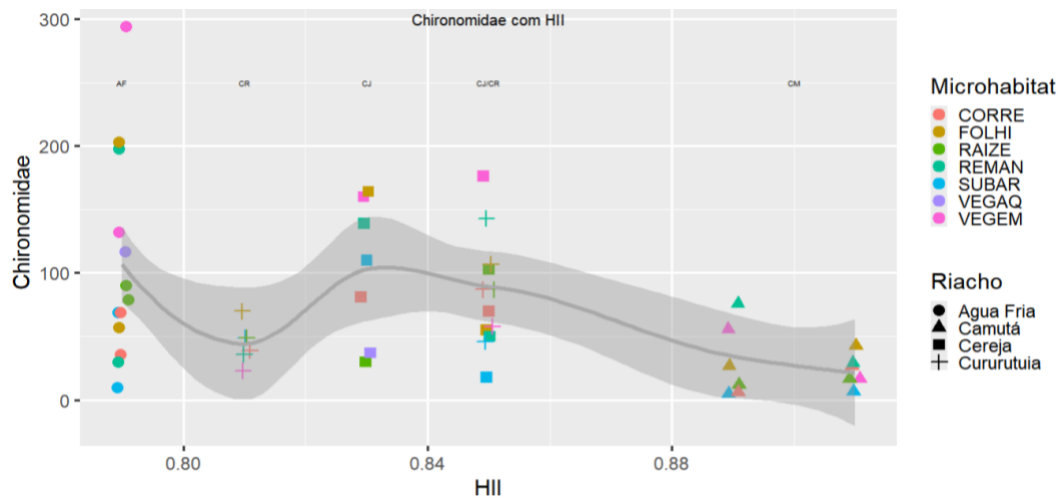
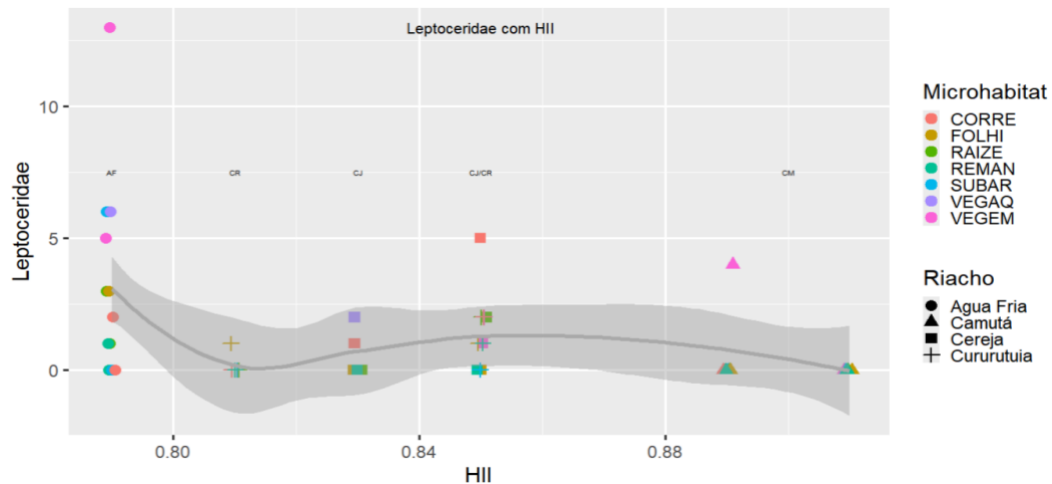


Gráfico 4 - Relação entre a abundância de Leptoceridae e o índice HII. A linha cinza representa a tendência suavizada pelo método LOESS com intervalo de confiança de 95%. As cores e formas distinguem os microhabitats e riachos amostrados, respectivamente.



A fauna bentônica de macroinvertebrados também apresentou respostas coerentes em relação ao RHDI. A análise TITAN revelou três táxons classificados como *decreasers*, com pontos de mudança concentrados nos valores intermediários do índice. Chironomidae, Elmidae e Libellulidae tiveram maiores abundâncias em valores baixos a intermediários de RHDI (62 – 76), com diminuição gradual em ambientes de maior integridade (Gráficos 5, 6 e 7). Não foram identificados táxons *increasers* na análise.

Gráfico 5 - Relação entre a abundância de Chironomidae e o índice RHDI. A linha cinza representa a tendência suavizada pelo método LOESS com intervalo de confiança de 95%. As cores e formas distinguem os microhabitats e riachos amostrados, respectivamente.

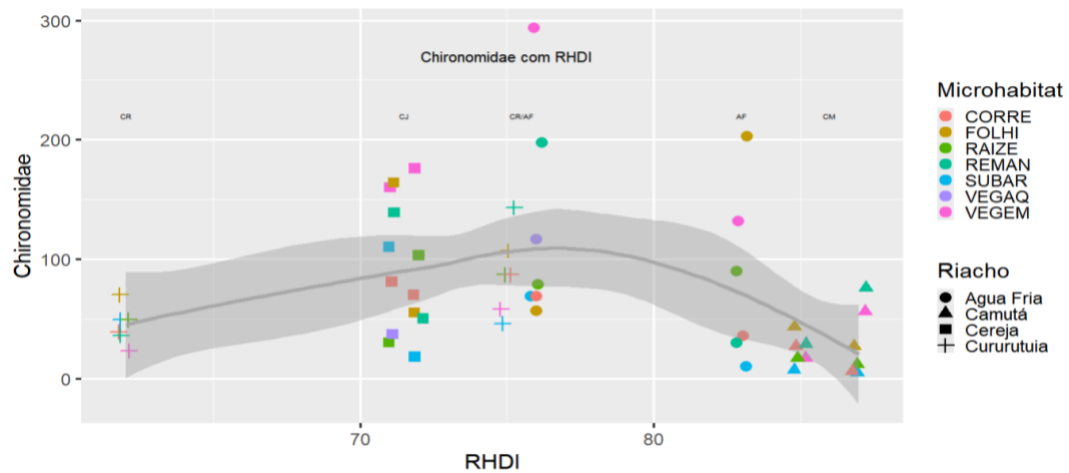


Gráfico 6 - Relação entre a abundância de Elmidae e o índice RHDI. A linha cinza representa a tendência suavizada pelo método LOESS com intervalo de confiança de 95%. As cores e formas distinguem os microhabitats e riachos amostrados, respectivamente.

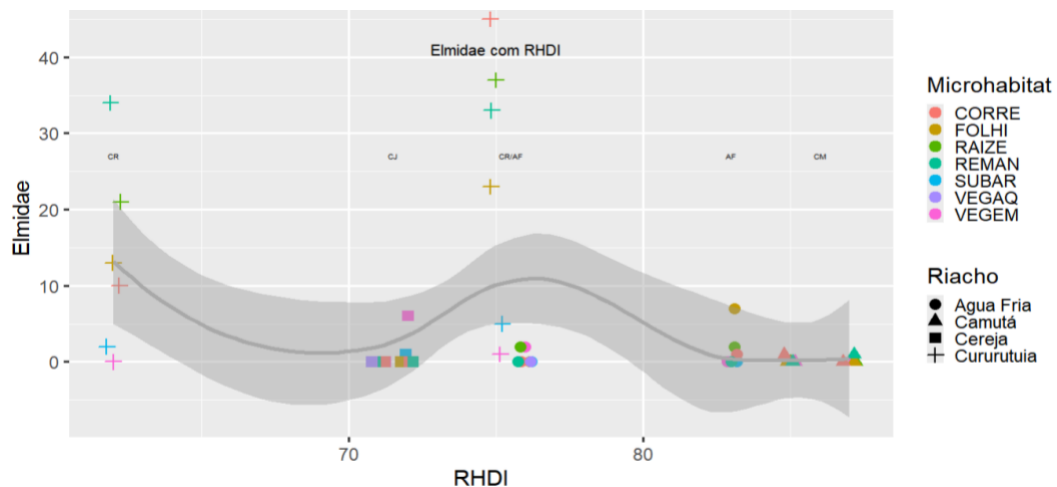
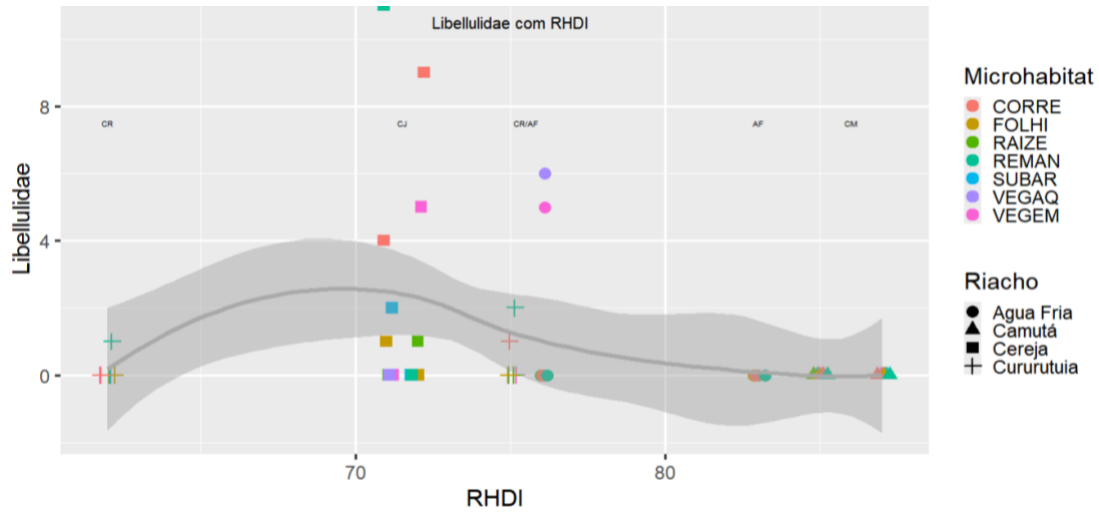


Gráfico 7 - Relação entre a abundância de Libellulidae e o índice RHDI. A linha cinza representa a tendência suavizada pelo método LOESS com intervalo de confiança de 95%. As cores e formas distinguem os microhabitats e riachos amostrados, respectivamente.

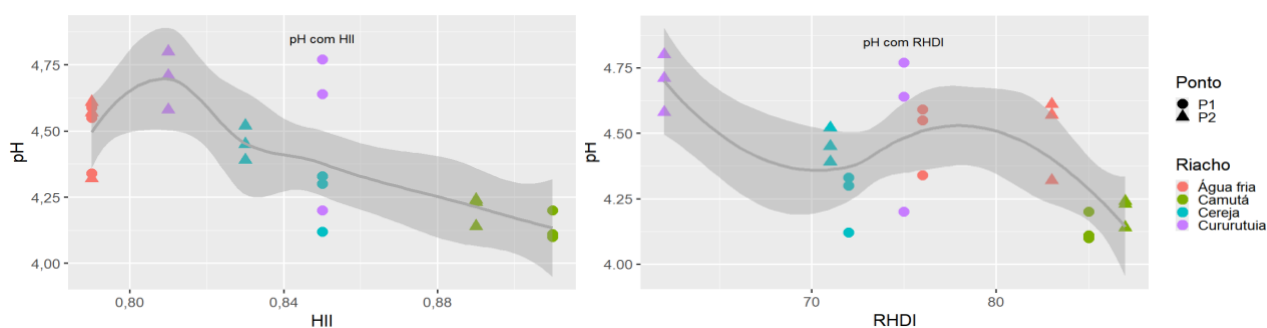


Os valores das variáveis físico-químicas (Tabela 4) demonstram que os riachos analisados apresentam águas ácidas (Gráficos 8 e 9) com baixa mineralização (Gráficos 10 e 11), características típicas de sistemas lóticos amazônicos de pequena ordem (Juen et al., 2025). A integridade ambiental, medida pelos índices HII e RHDI, mostrou correlação direta com a alteração dessas variáveis: áreas com maior integridade apresentaram uma tendência de redução no oxigênio dissolvido (Gráficos 12 e 13) e aumento na turbidez (Gráficos 14 e 15). A temperatura manteve-se estável (Gráficos 16 e 17), indicando que a cobertura vegetal pode estar atuando como um regulador térmico, enquanto a vazão (Gráficos 18 e 19) e o ORP (Gráficos 20 e 21) refletem o regime hidrológico e o estado oxidante natural desses ambientes.

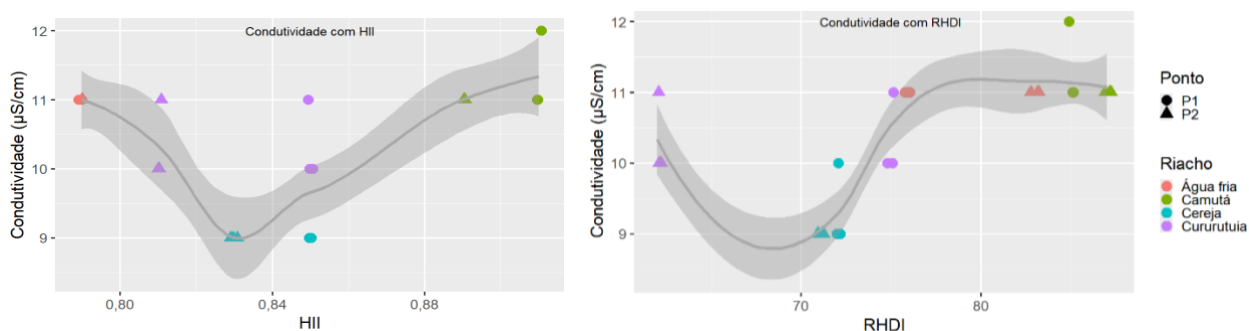
Tabela 4: Valores das médias e desvio padrão das variáveis físico-químicas analisadas nos riachos Água Fria, Camutá, Cereja e Cururutuia .

Variáveis	Média	Desvio Padrão
pH	4,4	0,21
Condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	10,2	0,91
Oxigênio dissolvido (mg/L)	5,5	0,91
Turbidez (FAU)	6,0	2,05
Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)	25,8	0,47
Vazão (m^3/s)	0,3	0,48
ORP (mV)	150	18,38

Gráficos 8 e 9 - pH em relação aos índices de integridade ambiental (HII e RHDI, respectivamente). A linha cinza representa a tendência suavizada pelo método LOESS com intervalo de confiança de 95%. As cores e formas distinguem os riachos e pontos amostrados.

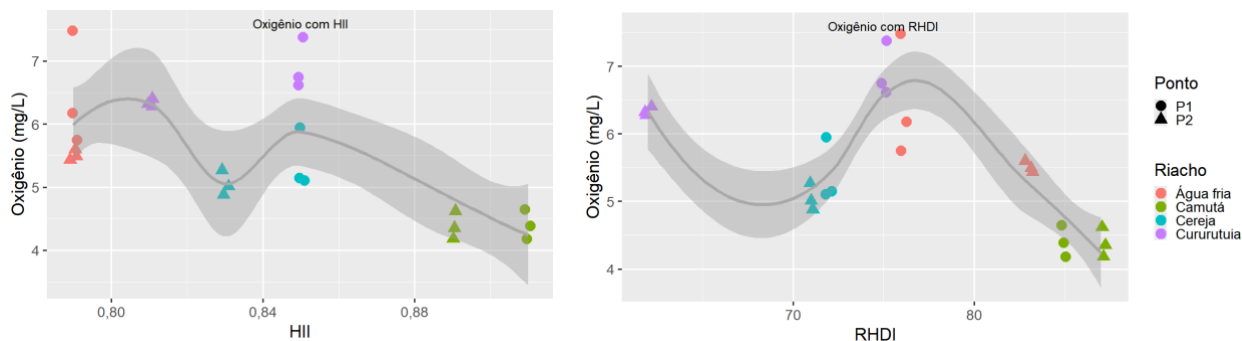


Gráficos 10 e 11 - Condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$) em relação aos índices de integridade ambiental (HII e RHDI, respectivamente). A linha cinza representa a tendência suavizada pelo método LOESS com intervalo de confiança de 95%. As cores e formas distinguem os riachos e pontos amostrados.



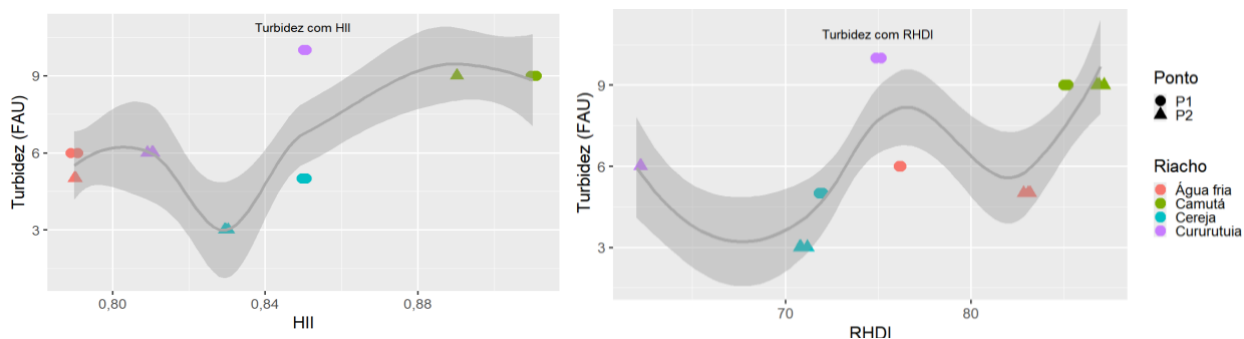
Gráficos 12 e 13 - Oxigênio (mg/L) em relação aos índices de integridade ambiental (HII e RHDI, respectivamente).

A linha cinza representa a tendência suavizada pelo método LOESS com intervalo de confiança de 95%. As cores e formas distinguem os riachos e pontos amostrados.



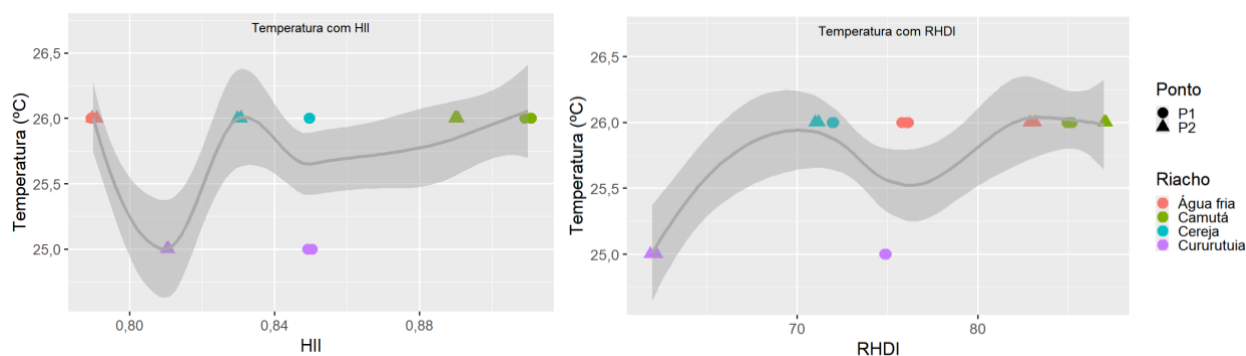
Gráficos 14 e 15 - Turbidez (FAU) em relação aos índices de integridade ambiental (HII e RHDI, respectivamente).

A linha cinza representa a tendência suavizada pelo método LOESS com intervalo de confiança de 95%. As cores e formas distinguem os riachos e pontos amostrados.

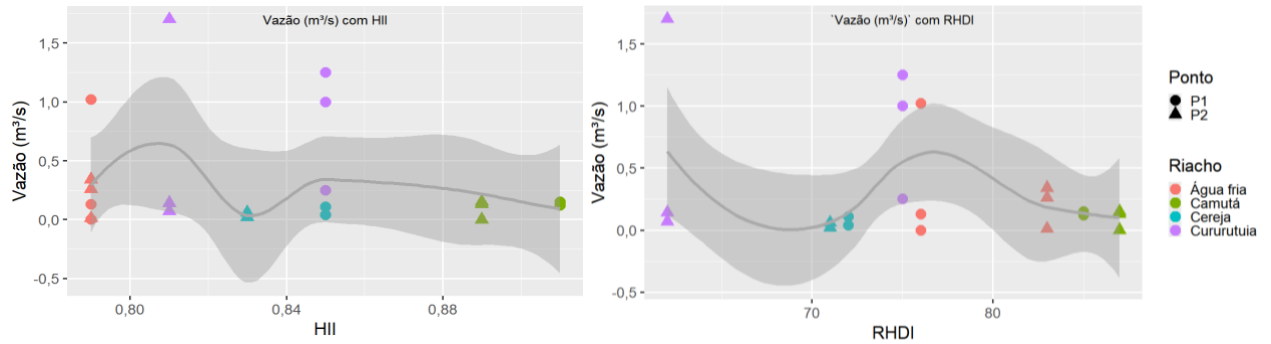


Gráficos 16 e 17 - Temperatura (°C) em relação aos índices de integridade ambiental (HII e RHDI, respectivamente).

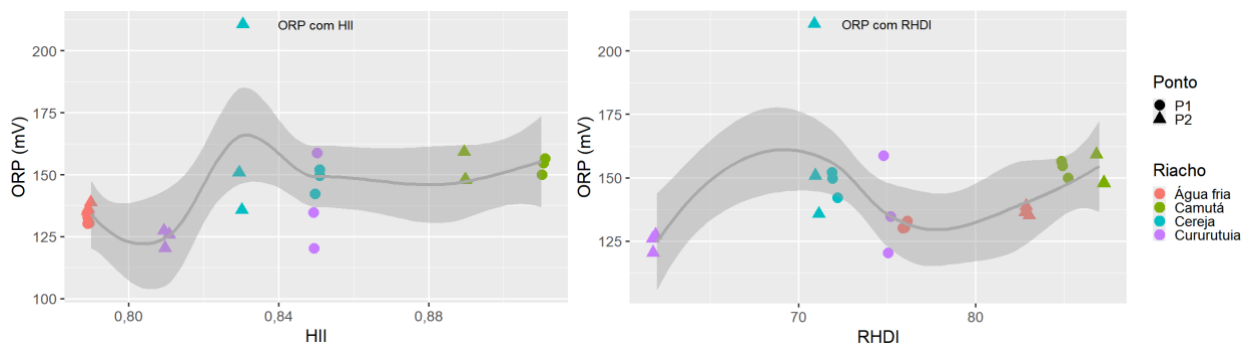
A linha cinza representa a tendência suavizada pelo método LOESS com intervalo de confiança de 95%. As cores e formas distinguem os riachos e pontos amostrados.



Gráficos 18 e 19 - Vazão (m^3/s) em relação aos índices de integridade ambiental (HII e RHDI, respectivamente). A linha cinza representa a tendência suavizada pelo método LOESS com intervalo de confiança de 95%. As cores e formas distinguem os riachos e pontos amostrados.

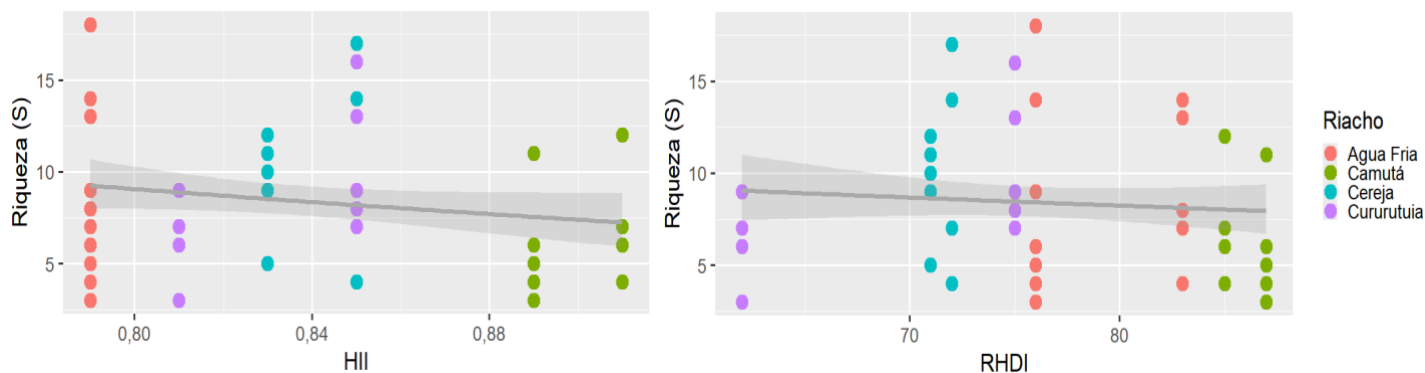


Gráficos 20 e 21 - Potencial oxidação-redução (mV) em relação aos índices de integridade ambiental (HII e RHDI, respectivamente). A linha cinza representa a tendência suavizada pelo método LOESS com intervalo de confiança de 95%. As cores e formas distinguem os riachos e pontos amostrados.

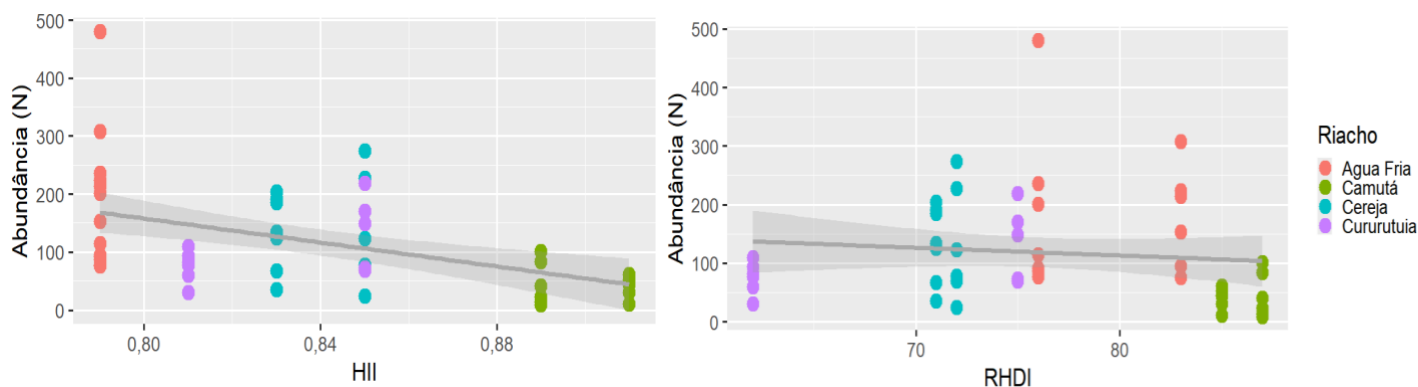


As análises de biodiversidade revelaram que os índices de Riqueza (S; Gráficos 22 e 23) e Abundância (N; Gráficos 24 e 25) apresentam uma tendência decrescente com o aumento da integridade ambiental, ou seja, com o aumento de HII e RHDI. No entanto, os índices de Diversidade de Margalef (Mg; Gráficos 26 e 27) e Dominância de Berger-Parker (BP; Gráficos 28 e 29) mantiveram-se estáveis ao longo do gradiente, indicando que, embora o número total de indivíduos diminua em áreas consideradas mais preservadas, a proporção do táxon mais abundante na assembleia não variou ao longo do gradiente de integridade do habitat.

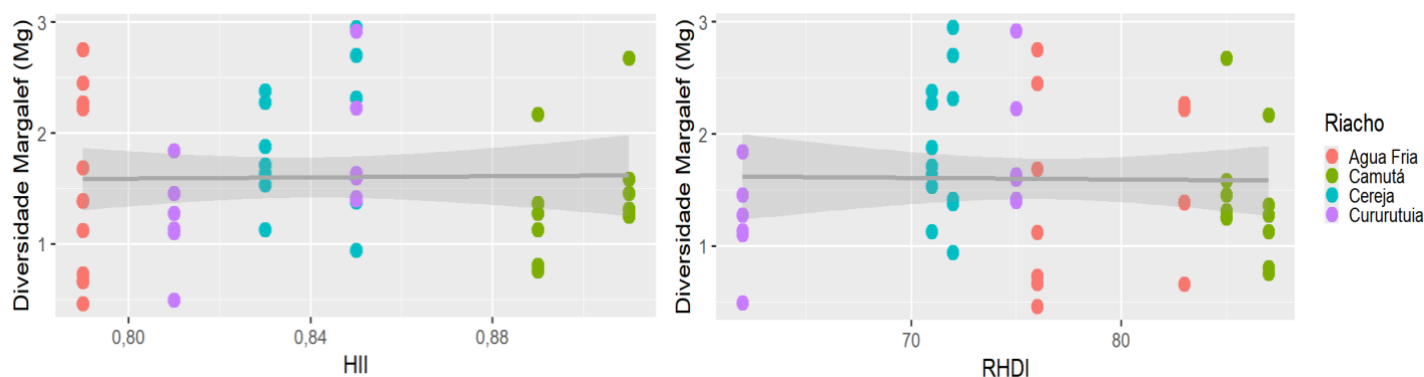
Gráficos 22 e 23: Relação entre os índices de integridade (HII e RHDI, respectivamente) e o índice de Riqueza (S). A linha cinza representa o ajuste pelo GLM (Poisson) com intervalo de confiança de 95% (área sombreada). As cores indicam os riachos amostrados.



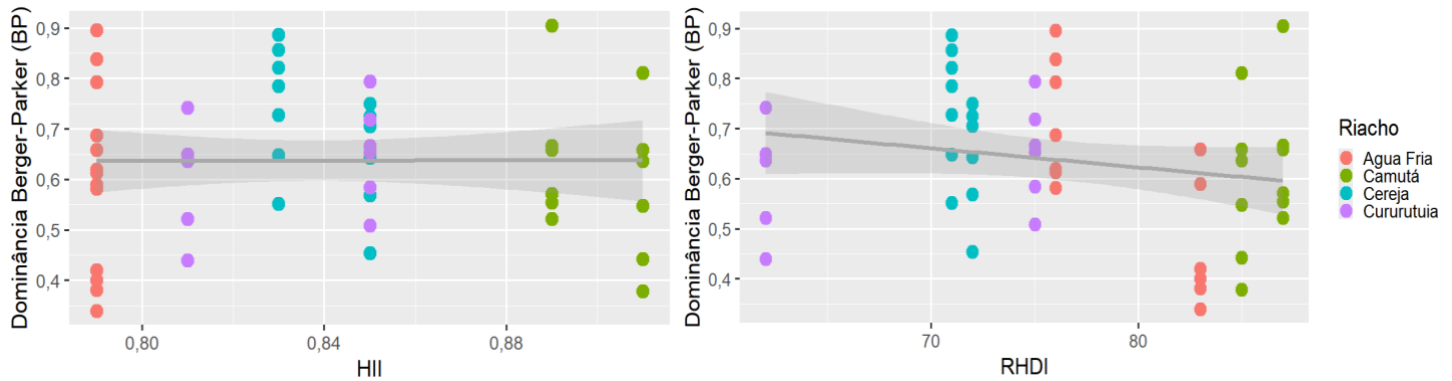
Gráficos 24 e 25: Relação entre os índices de integridade (HII e RHDI, respectivamente) e o índice de Abundância (N). A linha cinza representa o ajuste pelo GLM (Gaussiano) com intervalo de confiança de 95% (área sombreada). As cores indicam os riachos amostrados.



Gráficos 26 e 27: Relação entre os índices de integridade (HII e RHDI, respectivamente) e o índice de Diversidade Margalef (Mg). A linha cinza representa o ajuste pelo GLM (Gaussiano) com intervalo de confiança de 95% (área sombreada). As cores indicam os riachos amostrados.



Gráficos 28 e 29: Relação entre os índices de integridade (HII e RHDI, respectivamente) e o índice de Dominância Berger-Parker (BP). A linha cinza representa o ajuste pelo GLM (Gaussian) com intervalo de confiança de 95% (área sombreada). As cores indicam os riachos amostrados.



As análises de regressão apontam que as condições ambientais representadas pelo HII estão associadas significativamente a estrutura da assembleia, afetando negativamente a Abundância de indivíduos ($\beta = -1042,35$; $P < 0,001$; $R^2 = 0,37$). Para as demais métricas biológicas, como Riqueza, Diversidade de Margalef e Dominância de Berger-Parker, não foram observadas relações estatisticamente significativas ($P > 0,05$) com o HII ou com o RHDI, indicando que a integridade estrutural do ambiente impacta a quantidade de indivíduos, mas não necessariamente a composição de espécies (Tabela 5).

Tabela 5. Relação das métricas de biodiversidade (Riqueza, Abundância, Diversidade Margalef e Dominância Berger-Parker) em função HII e do RHDI. HII: Índice de Integridade de Habitat; RHDI: Índice de Diversidade de Habitats Ripários; Beta: estimativa do efeito; IC 95%: Intervalo de Confiança de 95%; R²: coeficiente de determinação; Z: valor da estatística de teste; P: nível de significância estatística.

Preditor (x) Variável independente	Resposta (y) Variável dependente	Estimativa beta (efeito)	[IC 95%] de beta	R²	Z	P
HII	Riqueza	-1,74	[-4,16; 0,65]	0,42	-1,42	0,157
RHDI	Riqueza	-0,04	[-0,17; 0,10]	0,22	-0,52	0,600
HII	Abundância	-1042,35	[-1571,49; -513,21]	0,37	-3,86	<0,001
RHDI	Abundância	-1,30	[-4,54; 1,94]	0,16	-0,79	0,431
HII	Diversidade Margalef	0,86	[-3,22; 4,95]	0,27	0,41	0,678
RHDI	Diversidade Margalef	1,95e-04	[-0,02; 0,02]	0,26	0,02	0,986
HII	Dominância Berger-Parker	-0,04	[-1,01; 0,92]	0,16	-0,09	0,929
RHDI	Dominância Berger-Parker	-3,96e-03	[-0,01; 0,00]	0,21	-1,56	0,118

5. DISCUSSÃO

Em geral, os dois índices diferiram em algumas particularidades. O HII apresentou ser mais sensível às características ecológicas e geomorfológicas do riacho, como a presença de meandros e detritos. Com essas configurações, é possível identificar trechos com maior complexidade física e potencial ecológico. Em contrapartida, o RHDI apresentou como principal particularidade a inclusão de variáveis visuais e sensoriais, como transparência, odor e oleosidade da água e do sedimento, além de critérios mais minuciosos e precisos relacionados à deposição de sedimentos, diversidade de habitats e alterações diretas no canal, possibilitando uma identificação mais direta de distúrbios antrópicos recentes, como poluição orgânica e assoreamento.

Os dois índices correspondem em termos dos parâmetros que são associados ao uso e ocupação do solo, a presença e extensão da mata ciliar, estrutura e estabilidade das margens e a composição do fundo do riacho, sendo a pontuação, de ambos, alta para ambientes bem conservados. Porém, nos parâmetros relacionados à vegetação aquática, houve divergências

relevantes. HII possui maior pontuação para a ausência ou presença discreta de macrófitas e/ou musgos, e menor pontuação para a dominância das mesmas, uma vez que estas podem ser favorecidas por perturbações antropogênicas (Bomfim et al., 2023), como a perda de matas ciliares, aumentando a incidência de luz (Moura-Júnior et al., 2015). Já no RHDI, a presença de algas e macrófitas é vista como positiva, contribuindo para maiores pontuações, e a ausência ou excesso das mesmas gera uma pontuação igual a zero no quesito, pois no Cerrado, de acordo com Padial et al. (2008), é mais comum as macrófitas funcionarem como engenheiras do ecossistema, aumentando a complexidade do habitat e proporcionando refúgio para os macroinvertebrados, o que resulta em um incremento na biodiversidade local.

Essas diferenças entre os dois índices também ocorreram em relação a estrutura e fluxo do canal. No índice HII, são valorizados e melhor pontuados ambientes com alternância natural de corredeiras, poças e meandros, associados a maior heterogeneidade de habitats. Enquanto no índice RHDI é atribuída uma maior pontuação a trechos com lâmina d'água com maior uniformidade e pouco substrato exposto, ou seja, habitats mais homogêneos, o que pode reduzir a pontuação de riachos naturalmente rasos ou sazonalmente variáveis, mesmo quando estes são conservados.

O RHDI possui uma aplicação simplificada e de entendimento acessível para qualquer pesquisador, proporcionando uma visão holística e panorâmica preliminar de alteração que ocorre ao longo dos cursos dos rios (Lima et al., 2024). Porém, apesar de ser muito eficiente no monitoramento rápido e ser útil em riachos amazônicos, possui limitações (Santiago & Beasley, 2023). Por ser um protocolo não pensado exclusivamente para a região amazônica, e a mesma possuir diversas particularidades, precisa de alterações em seus parâmetros, como as já citadas no início do trabalho, além da adaptação relacionada aos tipos de substrato que não engloba o substrato arenoso, muito presente nos riachos da região amazônica. Essas alterações, se não avaliadas cautelosamente, podem levar a resultados equivocados.

A classificação de táxons como *decreasers*, associados a maior abundância em ambientes com menor integridade, sugere que esses grupos encontram condições ótimas em ambientes com níveis moderados de perturbação, demonstrando que até pequenas melhorias na integridade de riachos podem causar mudanças relevantes na composição da assembleia. A família Chironomidae

destacou-se por apresentar declínios consistentes em ambos os gradientes, reforçando seu papel como indicador geral de condições degradadas (Serra et al., 2017). Outros grupos mostraram sensibilidade mais específica, Leptoceridae esteve associado ao HII, enquanto Elmidae e Libellulidae estiveram associados ao RHDI. Porém, os macroinvertebrados exibem plasticidade em seus hábitos alimentares (Santos et al., 2024) e somado ao baixo número amostral, os gêneros e/ou espécies dentro dessas famílias talvez tenham associações de diferentes tipos com os dois índices.

A família Chironomidae da ordem Díptera, reunindo 11 subfamílias, compreende um total de 355 gêneros (Ashe et al., 1987). No Brasil são registradas aproximadamente 379 espécies (Mendes e Pinho, 2014). A taxonomia, embora tenha crescido significativamente nos últimos anos, ainda pode ser considerada pouco abrangente, principalmente no que diz respeito às formas imaturas. A maioria das larvas de Chironomidae é raspadora ou coletora de detritos (Hamada et al., 2019). Leptoceridae é a segunda maior família da ordem Trichoptera em número de espécies, cerca de 1.800, distribuídas em todas as regiões zoogeográficas (Holzenthal et al., 2007). Dos 47 gêneros, nove ocorrem no Brasil. A maioria das larvas são fragmentadoras, mas também podem ser detritívoras, predadoras e engolidoras (Hamada et al., 2019). A família Elmidae representa a quarta maior família dentre as de coleópteros aquáticos, com aproximadamente 1.330 espécies, distribuídas em 146 gêneros em todo o mundo. Com cerca de 155 espécies registradas no Brasil, podendo ser coletores, raspadores e catadores (Hamada et al., 2019). Entre os Anisoptera, Libellulidae é a família com maior número de espécies, 945 em 143 gêneros amplamente distribuídos ao redor do mundo (Garrison et al., 2006). No Brasil, ocorrem aproximadamente 200 espécies, em 37 gêneros (Garrison et al., 2006; Paulson 2012). São excelentes predadores, com larvas se alimentando de pequenos animais aquáticos como crustáceos e girinos.

Os valores das variáveis físico-químicas confirmam que os riachos estudados seguem o padrão esperado para sistemas de pequena ordem amazônicos. A acidez da água e a baixa condutividade elétrica refletem um ambiente com poucos minerais dissolvidos, o que é comum em solos amazônicos lixiviados (Juen et al., 2025). Um ponto interessante é a relação entre a integridade ambiental e o oxigênio, pois nos locais mais preservados, foi observado uma tendência de redução no oxigênio dissolvido e aumento na turbidez, o que foi inesperado. É possível que

poluição de lavagem de mandioca esteja afetando a qualidade da água, enquanto o hábitat ripário tem alta integridade (HII) ou diversidade (RHDI). Além disso, a estabilidade da temperatura em torno de 25 °C reforça a importância da mata ciliar na proteção do riacho em relação ao calor direto, mantendo o equilíbrio térmico essencial para a vida aquática.

Ressalta-se a importância do uso dos índices para monitoramento do hábitat ripário de riachos, mas associados a variáveis físicas, químicas e biológicas, pois de forma isolada não é avaliado completamente a saúde do habitat. A amostragem de variáveis físicas e químicas fornece somente uma fotografia momentânea do que pode ser uma situação altamente dinâmica (Whitfield, 2001). Por exemplo, o pH pode ser considerado uma das variáveis ambientais mais complexas de se interpretar, devido ao grande número de fatores que podem influenciá-lo (Esteves, 2011). Além disso, o monitoramento físico e químico da água é pouco eficiente na detecção de alterações na diversidade de habitats e microhabitats e insuficiente na determinação das consequências da alteração da qualidade de água sobre as comunidades biológicas (Goulart & Callisto, 2003). Enquanto os índices podem avaliar um habitat como visualmente natural, mesmo que a fauna esteja sendo afetada por fatores químicos. Um exemplo disso são os compostos tóxicos, como o cianeto proveniente da lavagem da mandioca, prática comum na região e que ocorre em trechos do Camutá. Fato este que pode explicar as altas pontuações dos índices de hábitat para este riacho embora o oxigênio, riqueza e abundância de espécies foram baixos e turbidez foi alto. Assim, é necessário avaliar a poluição química também, já que índices visuais do hábitat não são suficientes para avaliar todos os impactos humanos.

6. CONCLUSÃO

Podemos concluir que o índice HII apresenta uma maior eficiência para a avaliação da fauna de macroinvertebrados e a qualidade da água, assim como a caracterização ecológica de riachos amazônicos. Sua superioridade reside em uma melhor explicação sobre a composição da fauna e no detalhamento de variáveis críticas para a região. Por outro lado, o RHDI demonstrou ser uma ferramenta de monitoramento complementar mais eficaz para a rápida detecção de impactos antrópicos. Portanto, para estudos de integridade na região amazônica, o HII é o modelo

mais robusto, embora a aplicação conjunta de ambos garanta uma compreensão mais ampla da integridade estrutural e da qualidade ambiental do habitat.

REFERÊNCIAS

- AMARAL, P. H. M.; ALVES, R. G. **Insetos aquáticos: bioindicadores de impactos antrópicos.** In: ANDRIOLO, A.; PREZOTO, F.; BARBOSA, B. C. (org.). **Impactos antrópicos: biodiversidade aquática e terrestre.** Juiz de Fora: Editoração dos autores, p. 18–30. 2018.
- ARIAS, A. R. L.; BUSS, D. F.; ALBUQUERQUE, C.; INÁCIO, A. F.; FREIRE, M. M.; EGLER, M.; MUGNAI, R.; BAPTISTA, D. F. **Utilização de bioindicadores na avaliação de impacto e no monitoramento da contaminação de rios e córregos por agrotóxicos.** *Ciência & Saúde Coletiva*, Rio de Janeiro, v. 12, n. 1, p. 61–72, 2007.
- ASHE, P.; MURRAY, D. A.; REISS, F. **The zoogeographical distribution of Chironomidae (Insecta: Diptera).** *Annales de Limnologie*, v. 23, n. 1, p. 27–60, 1987.
- BAKER, M. E.; KING, R. S. **A new method for detecting and interpreting biodiversity and ecological community thresholds.** *Methods in Ecology and Evolution*, v. 1, n. 1, p. 25–37, 2010.
- BARMAN, B.; GUPTA, S. **Aquatic insects as bio-indicators of water quality—A study on Rani Lake, West Tripura, North East India.** *Journal of Entomology and Zoology Studies*, v. 3, n. 2, p. 169–174, 2015.
- BOMFIM, F. F. B.; FARES, A. L. B.; MELO, D. G. L.; VIEIRA, E.; MICHELAN, T. S. **O uso da terra aumenta a diversidade beta de macrófitas em riachos da Amazônia, favorecendo espécies com formas de vida anfíbias.** *Ecologia de Comunidades*, v. 24, p. 159–170, 2023.
- BOUCHARD, R. W. Jr. **Guide to aquatic macroinvertebrates of the Upper Midwest.** St. Paul, MN: Water Resources Center, University of Minnesota, 2004.
- CALLISTO M.; FERREIRA W. R.; MORENO P.; GOULART M.; PETRUCIO M. **Aplicação de um protocolo de avaliação rápida de diversidade de habitats em atividades de ensino e pesquisa (MG-RJ).** *Acta Limnológica Brasiliensia*, v. 14, n. 1., 8 p. 2002.
- CASTRO, D. M. P.; DOLÉDEC, S.; CALLISTO, M. **Land cover disturbance homogenizes aquatic insect functional structure in neotropical savanna streams.** *Ecological Indicators*, v. 84, p. 573–582, 2018.
- COSTA, F. E. V.; SOARES, D. A. S. **Bacia hidrográfica do Rio Caeté (Pará/Brasil): cobertura e uso da terra e principais problemas ambientais.** In: SILVA, C. N. et al. (Org.). **Uso dos recursos naturais na Amazônia paraense.** Belém: GAPTA/UFPA, p. 265–299. 2021.

ENCALADA, A. et al. **Conserving the Amazon's freshwater ecosystems' health and connectivity**. Policy brief. Science Panel for the Amazon, 2024. Disponível em: https://www.theamazonwewant.org/spa_publication/pb-water-health-and-connectivity/

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA). **Biological criteria for the protection of aquatic life**. Columbus: Division of Water Quality Monitoring and Assessment. v. 1-3. p.120.1987

ESTEVEZ, F. de A. **Fundamentos de limnologia**. 3. ed. Rio de Janeiro: Interciência, p.826, 2011.

FEITOSA, J. C. S. **Cobertura do dossel associada a estrutura da macrofauna bentônica e as variáveis do habitat aquático em riachos amazônicos**. 45 f. Dissertação (Mestrado em Biologia Ambiental) – Universidade Federal do Pará, Bragança, 2024.

FUNDAÇÃO HEINRICH BÖLL BRASIL. **Atlas da Amazônia Brasileira**. 2025. Disponível em: <https://br.boell.org/pt-br/person/fundacao-heinrich-boll>

GALVES, W.; JEREP, F. C.; SHIBATTA, O. A. S. **Estudo da condição ambiental pelo levantamento da fauna de três riachos na região do Parque Estadual Mata dos Godoy (PEMG), Londrina, PR, Brasil**. Pan-American Journal of Aquatic Sciences, v. 2, n. 1, p. 55-65, 2007.

GARRISON, R. W.; VON ELLENRIEDER, N.; LOUTON, J. A. **Dragonfly genera of the New World: an illustrated and annotated key to the Anisoptera**. Baltimore: The Johns Hopkins University Press, 2006.

GORAYEB A.; LOMBARDO M. A., PEREIRA L. C. C. **Qualidade da água e abastecimento na Amazônia: o exemplo da bacia hidrográfica do rio Caeté**. Mercator, v. 9, n. 18, p. 135–157, 2010.

GOULART, M. & CALLISTO, M. **Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental**. Revista da FAPAM, v. 2, n. 1, p. 153-164. 2003.

HAMADA, N.; NESSIMIAN, J. L.; QUERINO, R. B. **Insetos aquáticos na Amazônia brasileira: taxonomia, biologia e ecologia**. Manaus: Editora INPA, 2019.

HOLZENTHAL, R. W.; BLAHNIK, R. J.; PRATHER, A. L.; KJER, K. M. **Order Trichoptera Kirby, 1813 (Insecta), Caddisflies**. Zootaxa, v. 1668, p. 639–698, 2007.

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS (INPE). **TerraBrasilis: incrementos de desmatamento na Amazônia Legal**. São José dos Campos: INPE, 2026. Disponível em: <<https://terrabilis.dpi.inpe.gov.br>>. Acesso em: 11 de fevereiro de 2026.

JUEN, L. et al. Capítulo 4: O componente aquático. In: **Floresta amazônica: biodiversidade e restauração florestal em Paragominas**. Liquida BRC, v.3. p. 77–99. 2025.

JUNK, W. J.; PIEDADE, M. T. F.; SCHÖNGART, J.; CUNHA, C. N.; GONÇALVES, S. R. A.; WANTZEN, K. M.; WITTMANN, F. **Riparian wetlands of low-order streams in Brazil: extent, hydrology, vegetation cover, interactions with streams and uplands, and threats.** *Hydrobiologia*, v. 851, n. 7, p. 1657–1678, 2024.

JUNQUEIRA, J. A. S. **A influência antrópica na qualidade da água e nas comunidades de macroinvertebrados bentônicos: um panorama dos últimos vinte anos de estudo.** 2025. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Ciências Biológicas) - Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista (UNESP), Botucatu, p. 39. 2025

KIKUCHI, R. M.; UIEDA, V. S. **Composição da comunidade de invertebrados de um ambiente lótico tropical e sua variação espacial e temporal.** In: NESSIMIAN, J. L.; CARVALHO, A. L. *Ecologia de insetos aquáticos.* Rio de Janeiro: Série Oecologia Brasiliensis, v. 5, p. 157-173, 1998.

KIKUCHI, R. M.; UIEDA, V. S. **Composição e distribuição dos macroinvertebrados em diferentes substratos de fundo de um riacho no município de Itatinga, São Paulo, Brasil.** *Entomologia y Vectores, Salta*, v. 12, n. 2, p. 193-231, 2005.

LIMA, A. R.; BONIFÁCIO, H. B.; SANTOS, L. E. M.; SILVA, W. I.; SOARES, J. de S.; ARAÚJO, N. J. de S.; CRUZ, M. de J. M. **Aplicação do protocolo de avaliação rápida (PAR) na Cachoeira Baixa do Tarumã, Manaus - AM.** *Cuadernos de Educación y Desarrollo*, v.16, n.13,p. 01-20. 2024.

LIMA, J. C. dos S.; PAMPLIN, P. A. Z. **Composição da macrofauna de invertebrados bentônicos e sua distribuição em relação aos componentes abióticos da água e do sedimento em um sistema lêntico artificial no município de Caldas (Minas Gerais).** *Revista Brasileira de Meio Ambiente*, v. 11, n. 3, 2023.

LIMA, J. O. **Efeitos da fragmentação do habitat: resposta de invertebrados bentônicos à presença de múltiplas piscinas.** 38 f. Dissertação (Mestrado em Biologia Ambiental) – Universidade Federal do Pará, Bragança, 2024.

MARTINS, R. T.; OLIVEIRA, V. C. & SALCEDO, A. K. M. **Uso de insetos aquáticos na avaliação de impactos antrópicos em ecossistemas aquáticos.** p. 117-128. In.: Hamada, N.; Nessimian, L. J. & Querino, B. R. *Insetos aquáticos na Amazônia brasileira: taxonomia, biologia e ecologia.* Manaus. Editora do INPA, 2014.

MENDES, H. F.; PINHO, L. C. **Brazilian chironomid home page.** 2014. Disponível em: <https://sites.google.com/site/brazilianchironomids/home>

MORAES, B. C. D.; COSTA, J. M. N. D.; COSTA, A. C. L. D.; COSTA, M. H. **Variação espacial e temporal da precipitação no estado do Pará.** *Acta amazônica*. v. 35(2), p. 207-214. 2005.

MONTEIRO-JÚNIOR, C. S.; JUEN, L. & HAMADA, N. **Efeitos da urbanização nos habitats de riachos e nas comunidades de libélulas e libelinhas adultas associadas na Amazônia central brasileira.** *Landscape Urban Plan*, v. 127, p. 28–40, 2014.

MOURA-JÚNIOR, E. G., et al. **Drivers of macrophytes species richness and composition in Amazon streams.** *Acta Botanica Brasilica*, v. 45, n. 2, p. 111–132. 2015.

NESSIMIAN, J. L.; VENTICINQUE, E. M.; ZUANON, J.; DE MARCO, P.; GORDO, M.; FIDELIS, L.; BATISTA, J. D.; JUEN, L. **Uso da terra, integridade do habitat e assembleias de insetos aquáticos em riachos da Amazônia Central.** *Hydrobiology*, v. 614, p. 117-131, 2008.

OKSANEN, J.; BLANCHET, F. G.; FRIENDLY, M.; KINDT, R.; LEGENDRE, P. et. al. **vegan: Community Ecology Package.** R package version 2.5-7. 2020

OLIVEIRA A. A. B.; TAVARES B, L.; BARRETO S., W. **Comunidades de libélulas (Insecta: Odonata) em paisagens antropizadas no município de Itaituba, estado do Pará, Brasil: um estudo de caso no Rio Piracaná.** *Revista Brasileira de Meio Ambiente*, v. 13, n. 1, 2025. DOI: <https://doi.org/10.66205/rvbma.v13i1.1772>

PADIAL, AA.; BINI, LM.; THOMAZ, SM. **The study of aquatic macrophytes in Neotropics: a scientometrical view of the main trends and gaps.** *Brazilian Journal of Biology*, v. 68, p. 1051-1059, 2008.

PAULSON, D. R. **List of the Odonata of South America, by country.** 2012.

PETERSEN, R. C. Jr. **O RCE: Um inventário ribeirinho, canal e ambiental para pequenos riachos na paisagem agrícola.** *Biologia de Água Doce*, v. 27, p. 295–306, 1992.

R CORE TEAM. **R: A Language and Environment for Statistical Computing.** R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, (2025).

RAFAEL, J. A.; MELO, G. A. R.; CARVALHO, C. J. B.; CASARI, S. A.; CONSTANTINO, R. (Orgs.). **Insetos do Brasil: Diversidade e Taxonomia.** 2ª ed. Ribeirão Preto: Holos Editora, 2024.

RAIO, C. B.; ESPINOZA, A. A.; BENNEMANN, S. T. **Diversidade e similaridade entre populações de insetos aquáticos em riachos de primeira e segunda ordem, sul do Brasil.** *Semina: Ciências Biológicas e da Saúde*, v. 32, n. 1, p. 69–76, 2011.

REZENDE, C. F. **Estrutura de comunidade de macroinvertebrados associados ao folheto submerso de remanso e correnteza em igarapés da Amazônia Central.** *Biota Neotrópica*, Campinas, v. 7, n. 2, p. 301–305, 2007.

ROSENBERG D. M. & RESH V. H. **Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates.** Chapman & Hall, New York, 1993.

SANTIAGO, L. & BEASLEY, C. R. **Benthic Macroinvertebrates Associated with Riparian Habitat Structural Diversity in an Eastern Amazon Stream Urbanization Gradient.** *Floresta e Ambiente*, v. 30, n. 3, p. e20220092, 2023.

SANTOS, C. H. A. **Influência da integridade do habitat e das variáveis ambientais sobre a comunidade de Odonata em igarapés florestados em Roraima.** Dissertação de mestrado em Ciências Ambientais - Programa de Pós-Graduação em Recursos Naturais, Universidade Federal de Roraima, Boa Vista, p.50. 2019.

SANTOS, N. B. B. et al. **Banco de dados de características de estágios imaturos de gêneros de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT) para a Amazônia.** *Aquatic Sciences*, v. 86, p. 35, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00027-024-01051-4>

SERRA, S. R. Q.; GRAÇA, M., A., S.; DOLÉDEC, S.; FEIO, M. J. **Chironomidae traits and life history strategies as indicators of anthropogenic disturbance.** *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 187, p. 189-326 , 2017

SILVA, E. C. D.; GUTJAHR, A. L. N.; BRAGA, C. E. D. S. **Caracterização físico-química da água de um rio urbano amazônico, Capanema, Pará, Brasil.** *Research, Society and Development (RSD)*, v. 10, n. 16, pág. e51101622866. 2021.

SOUZA, C. de; OLIVEIRA JUNIOR, E. S.; HACON, S. de S. **Serviços ecossistêmicos da Amazônia brasileira.** *Revista Brasileira de Geografia Física*, v. 17, n. 1, p. 178–198, 2024.

WHITFIELD, J. **Vital signs.** *Nature*, v. 411, n. 28, p. 989–990, 2001.

WICKHAM, H. et al. **Welcome to the tidyverse.** *Journal of Open Source Software*, 4(43), 1686. 2019.

YEAKLEY, J. A.; ERVIN, D.; CHANG, H. et al. **Serviços ecossistêmicos de córregos e rios.** Wiley-Blackwell , Nova Jersey In: *River science: research and management for the 21st century.* Hoboken: Wiley-Blackwell, 2016. p. 335–352.

ANEXO A – PROTOCOLO DO ÍNDICE DE INTEGRIDADE DO HABITAT

HII – Índice de Integridade do Habitat		
V1 – Uso da terra além da zona ripária.	Floresta 1ª contínua/fragmento de 100 ha/fragmento de 10 ha	6
	<i>Floresta 2ª de Cecrópia</i> /floresta secundária mista	5
	Floresta secundária <i>de Vismia</i>	4
	Pasto	3
	Culturas perenes	2
	Culturas de ciclo curto (soja, milho, girassol)/solo exposto	1
V2 – Largura da mata ciliar	Floresta contínua	6
	Largura da floresta entre 30 e 100 m	5
	Largura da floresta entre 5 e 30 m	4
	Largura da floresta entre 1 e 5 m	3
	Mata ciliar ausente, mas algumas espécies arbustivas e árvores pioneiras (menores, recentes, menos robustas)	2
	Mata ciliar e vegetação arbustiva ausente	1
V3 – Completude da mata ciliar	Mata ciliar intacta sem quebras na vegetação	4
	Quebras ocorrendo em intervalos >50 m	3
	Quebras frequentes com ravinas e cicatrizes a cada 50 m (saliências causadas pela chuva)	2
	Profundamente marcado por ravinas ao longo de todo o seu comprimento	1
V4 – Vegetação da zona ribeirinha num raio de 10 m do canal	Mais de 90% de densidade de plantas por árvores ou arbustos não pioneiros	4
	Mix de Espécies pioneiras e árvores maduras	3
	Mix de Gramíneas com árvores e arbustos pioneiros espessados	2
	Gramíneas e poucos arbustos arbóreos	1
V5 – Dispositivos de retenção (tronco caído no canal, pedras retendo a hidrodinâmica)	Canal com pedras e/ou troncos velhos firmemente colocados	4
	Rochas e/ou troncos presentes, mas preenchidos com sedimentos	3
	Dispositivos de retenção soltos, movendo-se com inundações	2
	Canal de lodo arenoso solto, poucas obstruções no canal	1
V6 – Sedimentos do canal	Pouco ou nenhum alargamento do canal resultante da acumulação de sedimentos	4
	Algumas barras (acúmulos) de cascalho de pedras grossas e pouco lodo	3
	Barras de sedimentos de rochas, areia e lodo são comuns	2
	Canal dividido em tranças ou canal de fluxo corrigido	1
V7 – Estrutura dos Bancos <small>Esses bancos são estruturas na zona ripária com altitude maior que do canal do rio, como pequenas montanhas</small>	Bancos discretos	5
	Bancos estáveis, com rocha e solo firmemente sustentados por gramíneas, arbustos ou raízes de árvores	4
	Bancos firmes, mas frouxamente sustentados por gramíneas e arbustos	3
	Bancos de solo solto, sustentados por uma camada esparsa de grama e arbustos	2
	Bancos instáveis, facilmente perturbadas, com solo solto ou areia	1
	Pouco, não evidente ou restrito a áreas com suporte de raízes de árvores	4

V8 – Subcotação bancária margem do rio caindo ou quase caindo.	Corte apenas em curvas e em constrições	3
	Corte frequente, corte inferior de bancos e raízes	2
	Corte severo ao longo do canal, bancos caindo	1
V9 – Parte inferior do fluxo (sedimento de fundo)	Fundo de pedra de vários tamanhos embalados juntos, interstícios óbvios	4
	Fundo de pedra facilmente movido, com pouco lodo	3
	Fundo de lodo, cascalho e areia, estável em alguns lugares	2
	Fundo uniforme de areia e lodo frouxamente mantidos juntos, sem substrato pedregoso	1
V10 – <i>Riffles</i> e piscinas, ou meandros	Distinto, ocorrendo em intervalos de 5–7× a largura do riacho	4
	Espaçados irregularmente	3
	Piscinas longas separando corredeiras curtas, meandros ausentes	2
	Meandros e corredeiras/poças ausentes ou fluxo corrigido	1
V11 – Vegetação aquática	Quando presente, consiste em musgo e manchas de algas	4
	Algas dominantes em piscinas, plantas vasculares ao longo da borda	3
	Presença de tapetes de algas, algumas plantas vasculares, poucos musgos	2
	Tapetes de algas cobrem o fundo, plantas vasculares dominam o canal	1
V12 – Detritos	Constituído principalmente por folhas e madeira, sem sedimentos	5
	Constituído principalmente por folhas e madeira, com sedimentos	4
	Poucas folhas e madeira, restos orgânicos finos, com sedimentos	3
	Sem folhas ou detritos lenhosos, matéria orgânica grossa e fina, com sedimentos	2
	Sedimento anaeróbico fino, sem detritos grossos	1

ANEXO B – PROTOCOLO DO ÍNDICE DE DIVERSIDADE DE HABITAT RIPÁRIO

Localidade:			
Data da coleta: / /		Hora da coleta:	
Tempo (situação do dia):			
Modo de coleta (coletor):			
Largura:			
Profundidade:			
Temperatura de água:			
PARÂMETROS	PONTUAÇÃO		
	4 pontos	2 pontos	0 ponto
1. Tipo de ocupação das margens do corpo d'água (principal atividade)	Vegetação natural	Campo de pastagem / Agricultura / Monocultura / Reflorestamento	Residencial / Comercial / Industrial
2. Erosão próxima e/ou nas margens do rio e assoreamento em seu leito	Ausente	Moderada	Acentuada
3. Alterações antrópicas	Ausente	Alterações de origem doméstica (esgoto, lixo)	Alterações de origem Industrial / Urbana (fábricas, siderúrgicas, canalização, realização do curso do rio)
4. Cobertura vegetal no leito	Parcial	Total	Ausente
5. Odor da água	Nenhum	Esgoto (ovo podre)	Óleo / Industrial
6. Oleosidade da água	Ausente	Moderada	Abundante
7. Transparência da água	Cor de chá forte ou transparente	Turva	Opaca ou colorida
8. Odor do sedimento (fundo)	Nenhum	Esgoto (ovo podre)	Óleo / Industrial
9. Oleosidade do fundo	Ausente	Moderado	Abundante
10. Tipo de fundo	Pedras/cascalho	Lama/areia	Cimento / canalizado

PARÂMETROS	PONTUAÇÃO			
	5 pontos	3 pontos	2 pontos	0 ponto
11. Tipos de fundo	Mais de 50% com habitats diversificados: pedaços de troncos submersos; cascalho ou outros habitats estáveis.	30 a 50% de habitats diversificados: habitats adequados para a manutenção das populações de organismos aquáticos.	10 a 30% de habitats diversificados: disponibilidade de habitats insuficiente: substratos frequentemente modificados.	Menos que 10% de habitats diversificados: ausência de habitats óbvios: substrato rochoso instável para fixação dos organismos.
14. Tipos de substrato	Seixos abundantes (prevalendo em nascentes).	Seixos abundantes: cascalho comum.	Fundo formado predominante por cascalho: alguns seixos presentes.	Fundo pedregoso: seixos ou lamoso.
15. Deposição de lama	Entre 0 a 25% do fundo coberto por lama.	Entre 25 a 50% do fundo é coberto por lama.	Entre 50 e 75% do fundo coberto por lama	Mais de 75% do fundo coberto por lama.
16. Depósitos sedimentares	Menos de 5% do fundo com deposição de lama; ausência de deposição nos remansos	Alguma evidência de modificação no fundo, principalmente como aumento de cascalho, areia ou lama: suave deposição nos remansos.	Deposição moderada de cascalho novo, areia ou lama nas margens; entre 30 a 50% do fundo afetado; deposição moderada nos remansos.	Grandes depósitos de lama, maior desenvolvimento das margens; mais de 50% do fundo modificado; remansos ausentes devido à significativa deposição de sedimentos.

17. Alterações do canal do rio	Canalização (retificação) ou drenagem ausente ou mínima; rio com padrão normal.	Alguma canalização presente, normalmente próximo à construção de pontes; evidência de modificações há mais de 20 anos.	Alguma modificação presente nas duas margens; 40 a 80% do rio modificado.	Margens modificadas acima de 80% do rio modificado.
18. Características do fluxo das águas	Fluxo relativamente igual em toda a largura do rio; mínima quantidade de substrato exposta.	Lâmina d'água acima de 75% do canal do rio; ou menos de 25% do substrato exposto.	Lâmina d'água entre 25 e 75% do canal do rio, e/ou maior parte do substrato nos "rápidos" expostos.	Lâmina d'água escassa e presente apenas nos remansos.
19. Presença de mata ciliar	Acima de 90% com vegetação ripária nativa, incluindo árvores, arbustos ou macrófitas; mínima evidência de desflorestamento; todas as plantas atingem a altura "normal".	Entre 70 a 90% com vegetação ripária nativa; desflorestamento evidente mas não afetando o desenvolvimento da vegetação; maioria das plantas atingem a altura "normal".	Entre 50 a 70% com vegetação ripária nativa; desflorestamento óbvio; trechos com solo exposto ou vegetação eliminada; menos de metade das plantas atingindo a altura "normal".	Menos de 50% de mata nativa; desflorestamento muito acentuado.
20. Estabilidade das margens	Margens estáveis; evidência de erosão mínima ou ausente; pequeno potencial para problemas futuros. Menos de 5% de margem afetada.	Moderadamente estáveis; pequenas áreas de erosão frequentes. Entre 5 a 30% da margem com erosão.	Moderadamente instável; entre 30 a 50% da margem com erosão. Risco elevado de erosão durante enchentes.	Instável: muitas áreas com erosão; frequentes áreas descobertas nas curvas do rio; erosão óbvia entre 50 e 100% da margem.
21. Extensão de mata ciliar	Largura da vegetação ripária maior que 18 m; sem influência de atividades antrópicas (agropecuária, estradas, etc.)	Largura da vegetação ripária entre 12 e 15 m; mínima influência antrópica.	Largura da vegetação ripária entre 6 e 12 m; influência antrópica intensa.	Largura da vegetação ripária menor que 6 m; vegetação restrita ou ausente devido a atividade antrópica.
22. Presença de plantas aquáticas	Pequenas macrófitas aquáticas e/ou musgos distribuídos pelo leito.	Macrófitas aquáticas e algas filamentosas ou musgos distribuídos no rio, substrato com perifiton.	Algas filamentosas ou macrófitas em poucas pedras ou alguns remansos, perifiton abundante e biofilme.	Ausência de vegetação aquática no leito do rio ou grandes bancos de macrófitas (p.ex. aguapé)