

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA



ANA JÚLIA PINHEIRO DA SILVA

**Efeitos da fragmentação florestal sobre a diversidade beta de assembleias
de peixes em riachos da Amazônia Oriental**

Belém
2025

ANA JÚLIA PINHEIRO DA SILVA

**Efeitos da fragmentação florestal sobre a diversidade beta de assembleias
de peixes em riachos da Amazônia Oriental**

Dissertação de mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia da Universidade Federal do Pará, como requisito para obtenção do título de Mestre em Ecologia. Área de concentração: Ecologia.

Linha de Pesquisa: Ecologia de Comunidades e Ecossistemas.

Orientador: Prof. Dr. Jean Carlo Gonçalves Ortega

Coorientador: Prof. Dr. Luciano Fogaça de Assis Montag

Belém
2025

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)

S586e Silva, Ana Júlia Pinheiro da.
Efeitos da fragmentação florestal sobre a diversidade beta de assembleias de peixes em riachos da Amazônia Oriental / Ana Júlia Pinheiro da Silva, . — 2025.
48 f. : il. color.

Orientador(a): Prof. Dr. Jean Carlo Gonçalves Ortega
Coorientador(a): Prof. Dr. Luciano Fogaça de Assis Montag
Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Pará,
Instituto de Ciências Biológicas, Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Belém, 2025.

1. Ictiofauna. 2. Diversidade beta. 3. Influência ambiental.
4. Riachos amazônicos . I. Título.

CDD 574.524

ANA JÚLIA PINHEIRO DA SILVA

**Efeitos da fragmentação florestal sobre a diversidade beta de assembleias
de peixes em riachos da Amazônia Oriental**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia do convênio da Universidade Federal do Pará e Embrapa Amazônia Oriental, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ecologia pela Comissão Julgadora composta pelos membros:

COMISSÃO JULGADORA

Prof. Dr. Jean Carlo Gonçalves Ortega
Universidade Federal do Pará (Presidente)

Prof. Dr. Leandro Juen
Universidade Federal do Pará

Prof. Dr. Raphael Ligeiro Barroso Santos
Universidade Federal do Pará

Prof^a Dr^a Naraiana Loureiro Benone
Universidade do Estado de Minas Gerais

Prof. Dr. Mateus Camana
Universidade Federal do Rio Grande do Sul

Prof^a Dr^a Natalia Carneiro Lacerda dos Santos
Universidade Federal do Rio de Janeiro

Para todas as mulheres fortes da minha
família, em especial minha avó Maria
Torres (*in memoriam*), tudo que fizeram me
tornou o que sou hoje.

AGRADECIMENTOS

Agradeço à Universidade Federal do Pará, ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia (PPGECO) e ao Laboratório de Ecologia e Conservação (LABECO) por todo o suporte e estrutura que permitiram o desenvolvimento do meu trabalho e contribuíram para a minha formação acadêmica; à Conservação Internacional (CI) pelo financiamento da bolsa; e à Agropalma por todo o suporte logístico durante as atividades de pesquisa.

Aos meus orientadores, Prof. Jean Ortega e Prof. Luciano Montag, por sempre serem bons exemplos de pessoas e profissionais. Ao meu orientador, Prof. Jean, que, desde o início da minha vida científica, proporcionou todo o apoio e incentivo necessários para meu crescimento nessa carreira cheia de desafios. Ao meu coorientador, Prof. Luciano Montag, por sempre fazer o possível para me auxiliar nesta nova cidade e por confiar no meu potencial, muito obrigada.

Aos meus pais, Lindenberg e Maria Clicia, por me proporcionarem, durante todos esses anos, todo o amor e cuidado necessários para criar uma filha forte e independente; sem vocês, nada disso seria possível.

Aos meus irmãos, Dyemison e Ana Clicia, por me auxiliarem e me proporcionarem bons conselhos em todos os momentos de incerteza e insegurança – minha vida é muito melhor por ser irmã de vocês.

A todos os meus familiares, que sempre foram meu porto seguro e sempre me deram a confiança de ter um lugar para onde voltar, onde sempre serei acolhida com amor.

À minha família do mestrado – Larissa, Matheus e nossa bebê Tapioca –, ter a possibilidade de dividir as alegrias e tristezas desse processo com vocês fez tudo ser melhor. Obrigada por todas as conversas, científicas ou não, e por sempre me ajudarem a matar a saudade de casa, seja por conversas saudosas ou pelas diversas tentativas de fazer quibe de arroz. À nossa bebê, por sempre trazer a leveza e o amor que só um animalzinho de estimação pode proporcionar.

Às minhas irmãs de coração, Ângela e Andressa, por compartilharem comigo, desde a graduação, todos os (des)prazeres da vida e serem um ombro amigo durante toda essa jornada árdua até aqui.

À Bethânia e à Gabi, por me aceitarem na república e sempre estarem dispostas a ajudar e cuidar de mim.

Aos amigos que Belém me deu – Antônio, Izabella e Beatriz. Aos meus peixinhos, obrigada por sempre estarem dispostos a me ajudar nos trabalhos infundáveis de triagem e

identificação e por todas as conversas para além da vida acadêmica – vocês são especiais para mim. À minha “insecter” favorita, obrigada por todas as trocas e por sempre me receber como família – amo você e os seus.

Ao Marcelo, por, nesta reta final, ter me presenteado com a tranquilidade, o apoio e o cuidado de que eu precisava. Espero que muitos momentos felizes ainda estejam por vir.

A todos os peixólogos do LABECO, em especial Matheus, Lidia, Erival, Giovanna e Giovanni, por serem uma comunidade acolhedora e sempre disposta a ajudar, garantindo momentos memoráveis durante esse processo.

À minha psicóloga, Jhen, por ser essencial durante esse processo e garantir que eu sempre fosse gentil comigo. Todas as nossas conversas estão marcadas no meu coração e sempre serão lembradas.

A todos que estiveram comigo durante as coletas da dissertação – Antônio, Aninha, Jair, Fernando, Alex (*in memoriam*), Juan, Thaiz, Jóas e Rayssa.

A todos os profissionais que contribuíram para a minha dissertação nas diversas avaliações durante o período do mestrado – Dra. Lis Stegmann e Dr. Dieison Moi –, suas considerações foram essenciais para o desenvolvimento do meu trabalho.

Agradeço aos membros da banca – Dra. Naraiana Benone, Dr. Mateus Camana, Dra. Natália Lacerda, Dr. Raphael Ligeiro e Dr. Leandro Juen – por disponibilizarem seu tempo para contribuir com meu trabalho.

Efeitos da fragmentação florestal sobre a diversidade beta de assembleias de peixes em riachos da Amazônia Oriental

RESUMO

A fragmentação cria porções florestais dispersas em uma matriz de uso antrópico, afetando a diversidade e distribuição das espécies incluindo as comunidades aquáticas inseridas na matriz florestal. Os impactos da fragmentação podem levar à exclusão de espécies diretamente ou de modo indireto mediadas por alterações na qualidade ambiental ou em fatores ambientais. A diversidade de espécies pode ser analisada em diferentes escalas espaciais: alfa (diversidade local), beta (variabilidade da composição) e gama (diversidade regional). A diversidade beta descreve como a composição de espécies varia entre as unidades amostrais de uma determinada área. A contribuição local (LCBD) e das espécies para a diversidade beta (SCBD) permite quantificar a singularidade em composição específica (pela LCBD) ou na distribuição das frequências ou ocorrências das espécies (pela SCBD) para a diversidade beta total da região. O presente estudo buscou avaliar a influência da fragmentação florestal na diversidade beta das assembleias de peixes em riachos amazônicos. Para tanto, formulamos as seguintes previsões: i) fragmentos maiores apresentariam maior diversidade beta devido à maior heterogeneidade ambiental nesses locais; ii) espécies com maior valor de SCBD tenderiam a apresentar menores níveis tróficos e pequeno tamanho corporal. O estudo foi conduzido em 23 riachos de 1ª a 3ª ordem, localizados em fragmentos florestais da Bacia do rio Acará, nos municípios de Acará, Moju e Tailândia, no Estado do Pará (Brasil). Uma Análise de Componentes Principais (PCA) foi utilizada para reduzir as variáveis ambientais e estruturais para interpretação. A diversidade beta foi estimada avaliando a LCBD e a SCBD para a diversidade beta total. Modelos de equações estruturais por partes (piecewise-SEM) foram utilizados para avaliar os efeitos diretos e indiretos do tamanho dos fragmentos na LCBD. Modelos lineares generalizados foram utilizados para avaliar a relação entre tamanho corporal, valores de nicho trófico e a SCBD. A área dos fragmentos variou de 0,26 a 81,86 km², sem padrão espacial evidente. Foram coletados 4.495 indivíduos de 81 espécies/morfoespécies pertencentes a 43 gêneros, 21 famílias e sete ordens. Os valores de LCBD variaram de 0,02 a 0,11. Dentre os valores de SCBD, observamos uma variação de 0,0003 a 0,19. Dos modelos testados, apenas um não apresentou bom ajuste. Dois foram interpretados pelo menor AIC. Os modelos mostraram que fragmentos maiores tinham menos abrigos antrópicos e mais árvores pequenas. O nível trófico explicou a variação da SCBD, sendo que maior nível trófico esteve associado a menores SCBD. A diversidade de peixes não foi diretamente influenciada pela estrutura da vegetação. O tamanho corporal não influenciou significativamente a SCBD, possivelmente devido à baixa variação entre espécies. Os resultados evidenciam que a fragmentação do habitat afeta a estrutura física, mas não a diversidade de espécies de peixes nos riachos amazônicos. A relação entre nível trófico e SCBD reforça a importância dos atributos funcionais na estruturação das comunidades. Estudos futuros devem explorar mais variáveis ambientais para entender melhor a diversidade beta em riachos.

Palavras-Chave: Ictiofauna, diversidade beta, influência ambiental, riachos amazônicos, SEM.

Effects of forest fragmentation on the beta diversity of fish assemblages in streams of Eastern Amazonia

ABSTRACT

Fragmentation creates forest patches scattered within a matrix of anthropogenic land use, affecting the diversity and distribution of species, including aquatic communities embedded in the forest matrix. The impacts of fragmentation can lead to species exclusion either directly or indirectly, mediated by changes in environmental quality or conditions. Species diversity can be analyzed at different spatial scales: alpha (local diversity), beta (compositional variability), and gamma (regional diversity). Beta diversity describes how species composition varies among sampling units within a given area. The local contribution to beta diversity (LCBD) and the species contribution to beta diversity (SCBD) quantify uniqueness in species composition (via LCBD) or in the distribution of species frequencies or occurrences (via SCBD) to the total regional beta diversity. This study aimed to assess the influence of forest fragmentation on the beta diversity of fish assemblages in Amazonian streams. We formulated the following predictions: (i) larger fragments would exhibit higher beta diversity due to greater environmental heterogeneity; and (ii) species with higher SCBD values would tend to have lower trophic levels and smaller body sizes. The study was conducted in 23 first- to third-order streams located in forest fragments within the Acará River Basin, in the municipalities of Acará, Moju, and Tailândia, in the state of Pará, Brazil. A Principal Component Analysis (PCA) was used to reduce environmental and structural variables for interpretation. Beta diversity was estimated by evaluating LCBD and SCBD for total beta diversity. Piecewise structural equation models (piecewise-SEM) were used to assess the direct and indirect effects of fragment size on LCBD. Generalized linear models were used to assess the relationship between body size, trophic niche values, and SCBD. Fragment area ranged from 0.26 to 81.86 km², with no evident spatial pattern. A total of 4,495 individuals from 81 species/morphospecies, 43 genera, 21 families, and seven orders were collected. LCBD values ranged from 0.02 to 0.11. SCBD values ranged from 0.0003 to 0.19. Of the models tested, only one showed a poor fit. Two were interpreted based on the lowest AIC. The models showed that larger fragments had fewer anthropogenic shelters and more small trees. Trophic level explained the variation in SCBD, with higher trophic levels associated with lower SCBD. Fish diversity was not directly influenced by vegetation structure. Body size did not significantly affect SCBD, possibly due to low variation among species. The results show that habitat fragmentation affects physical structure but not species diversity of fish in Amazonian streams. The relationship between trophic level and SCBD highlights the importance of functional traits in shaping community structure. Future studies should explore additional environmental variables to better understand beta diversity in streams.

Keywords: Ichthyofauna, beta diversity, environmental influence, Amazonian streams, SEM

Sumário

1. Introdução	11
2. Material e métodos	13
2.1 Área de estudo	13
2.2 Amostragem biológica	14
2.3 Caracterização das espécies	15
2.4 Variáveis abióticas	15
2.5 Análise de paisagens	16
2.6 Análise de dados	16
3. Resultados	19
4. Discussão	26
5. Referências	30
6. Atividades complementares	36
<i>Participação em projetos de pesquisa:</i>	36
<i>Participação em eventos</i>	36
<i>Atividades de campo</i>	36
7. Material suplementar	37

1. Introdução

A fragmentação e a intensificação do desmatamento resultam na formação de porções florestais em fragmentos de diferentes tamanhos, dispersos a distâncias variáveis, frequentemente com baixa conectividade e inseridos em uma matriz de uso antrópico na paisagem (Fahrig, 2003). Florestas fragmentadas podem funcionar como ilhas, tornando aplicáveis os princípios da teoria da biogeografia de ilhas (MacArthur & Wilson, 1967). A teoria da biogeografia de ilhas prediz que a maior disponibilidade de habitats em fragmentos maiores favorece o aumento da diversidade local de espécies, uma relação observada tanto em grupos terrestres quanto aquáticos (Regolin et al. 2020; Kruk et al. 2009). Além disso, fragmentos maiores preservam uma maior heterogeneidade ambiental, enquanto fragmentos menores tendem a ser mais homogêneos (Metzger, 2001), o que pode intensificar a variabilidade na composição entre fragmentos de diferentes tamanhos (Anderson et al., 2011; Heino et al., 2015).

As alterações nos ecossistemas aquáticos decorrentes da fragmentação florestal podem ocorrer de forma direta, como no caso de estradas que cruzam um riacho, interrompendo seu fluxo e criando áreas de menor vazão devido à instalação de diques ou tubulações próximos à estrada (Vörösmarty, 2010; Brejão et al., 2020). Contudo, as modificações ambientais dos riachos frequentemente ocorrem de maneira indireta, resultando da alteração da estrutura da vegetação ripária, que regula a interação entre os sistemas terrestres e aquáticos (Allan, 2004). Essas mudanças incluem variações na abundância e composição de macrófitas aquáticas, além de alterações em variáveis físico-químicas, como maior incidência de radiação solar, aumento da temperatura da água e intensificação do escoamento de sedimento e nutrientes para o ambiente aquático (Brejão et al., 2021; Carmo et al., 2023). Tanto os impactos diretos quanto os indiretos podem levar à exclusão de espécies originalmente presentes nos riachos, resultando em redução na diversidade local (Brejão et al., 2020; Cantera et al., 2023). Assim, a qualidade ambiental, representada pela estrutura da vegetação ripária, é fundamental para a manutenção da diversidade de espécies em riachos, pois contribui para a preservação dos habitats aquáticos (Teresa, 2010).

A diversidade de espécies pode ser analisada em três componentes: alfa (diversidade local), beta (variabilidade da composição entre locais) e gama (diversidade regional) (Crist et al., 2003). A diversidade alfa é comumente representada pela riqueza de espécies em uma amostra específica, enquanto a diversidade beta descreve a variação na composição de espécies entre duas ou mais unidades amostrais em uma determinada área (Anderson et al.,

2011). Diversos índices podem descrever a diversidade beta de diferentes maneiras (e.g., Legendre & De Cáceres, 2013; Veech et al., 2002). Entre esses índices, a Contribuição Local para a Diversidade Beta (LCBD) e a Contribuição das Espécies para a Diversidade Beta (SCBD) proposta por Legendre & De Cáceres (2013), são particularmente relevantes, pois quantificam métricas que avaliam a singularidade em composição específica (LCBD) e a influência individual das espécies na diversidade beta total da região (SCBD). Essas métricas permitem investigar a influência de características locais (e.g. temperatura, velocidade de fluxo e variáveis ambientais do sítio amostral) e das espécies (e. g. traços funcionais e processos evolutivos) sobre variações na diversidade beta (Legendre & De Cáceres 2013; Santos et al., 2021; Xia et al., 2022).

Estudos em ecologia de metacomunidades têm investigado os mecanismos estruturantes das comunidades ao avaliar a contribuição de fatores ambientais e espaciais na variação da composição (diversidade beta) especialmente em grupos biológicos com diferenças em características ecologicamente relevantes, como potencial de dispersão ou tolerância ambiental (de Bie et al., 2012; Padial et al., 2014; Brown et al., 2017). A estrutura das comunidades é influenciada pela acessibilidade dos locais, pela disponibilidade de recursos e pelas condições ambientais adequadas. No entanto, para que as espécies persistam em um determinado local, elas devem ser capazes tanto de acessá-lo quanto de tolerar suas condições ambientais. Neste contexto, a SCBD pode revelar como as características das espécies determinam a variação na diversidade beta.

No caso de fragmentos florestais, a LCBD pode ser utilizada para avaliar a relação entre características do fragmento, como tamanho, características ambientais e a singularidade em composição específica. Essas relações são fundamentais como estratégias de conservação da biodiversidade. Por exemplo, se fragmentos maiores apresentarem maiores valores de LCBD, sua conservação poderia garantir a proteção de uma parcela mais representativa da diversidade beta em comparação com fragmentos menores (Legendre & De Cáceres 2013). Por outro lado, se fragmentos menores ou mais conectados apresentarem maiores valores de LCBD, a conservação e a conexão de um maior número de fragmentos na paisagem seriam mais eficazes para a manutenção da diversidade (Hill et al., 2021; Santos et al., 2021).

Os riachos amazônicos são sistemas fisicamente complexos e heterogêneos, ligados à floresta circundante por meio da troca de energia e matéria entre os dois sistemas (Brejão et al., 2021). Um exemplo dessa interação é o aporte de material vegetal e invertebrados terrestres para os riachos, que representa uma fonte fundamental de energia para a manutenção das teias tróficas nesses ambientes (Vannote et al., 1980; Santos et al., 2019). Nos riachos

amazônicos, essas ordens são representadas por espécies de pequeno porte, geralmente nectônicas ou bentônicas, que se alimentam predominantemente de invertebrados, principalmente insetos, e perifíton (Brejão et al., 2013; Sabino & Zuanon., 1998; Stegmann et al., 2019; Santos et al., 2019). Essa diversidade reflete uma comunidade de peixes com diferentes graus de especialização trófica ou por hábitat. Espécies com essas características podem contribuir de forma significativa para a variação da composição em diferentes localidades.

Diante disso, o presente estudo busca avaliar a influência do tamanho do habitat na diversidade beta das assembleias de peixes em riachos amazônicos, buscando responder à seguinte pergunta: Como a fragmentação florestal afeta a diversidade de peixes em riachos amazônicos? Para tanto, testamos a hipótese de que o tamanho dos fragmentos influencia a diversidade beta das assembleias de peixes em riachos, promovendo, em fragmentos menores a dominância de espécies de hábitos generalistas e composições singulares associadas a requisitos ambientais específicos. Para avaliar essa hipótese, formulamos as seguintes previsões: i) fragmentos maiores apresentarão maior diversidade beta devido à maior heterogeneidade ambiental nesses locais; ii) espécies com maior valor de SCBD tenderão a apresentar menores níveis tróficos e pequeno tamanho corporal.

2. Material e métodos

2.1 Área de estudo

O estudo foi conduzido em 23 riachos de 1ª a 3ª ordem (Strahler, 1957), localizados em fragmentos florestais da Bacia do rio Acará, nos municípios de Acará, Moju e Tailândia, no Estado do Pará (Brasil) (Figura 1). Esta região é caracterizada como floresta tropical úmida (Af), conforme a classificação climática de Köppen (Peel et al., 2007), e apresenta uma temperatura média anual de aproximadamente 26°C e uma precipitação anual que pode atingir 2500 mm (Oliveira et al., 2002).

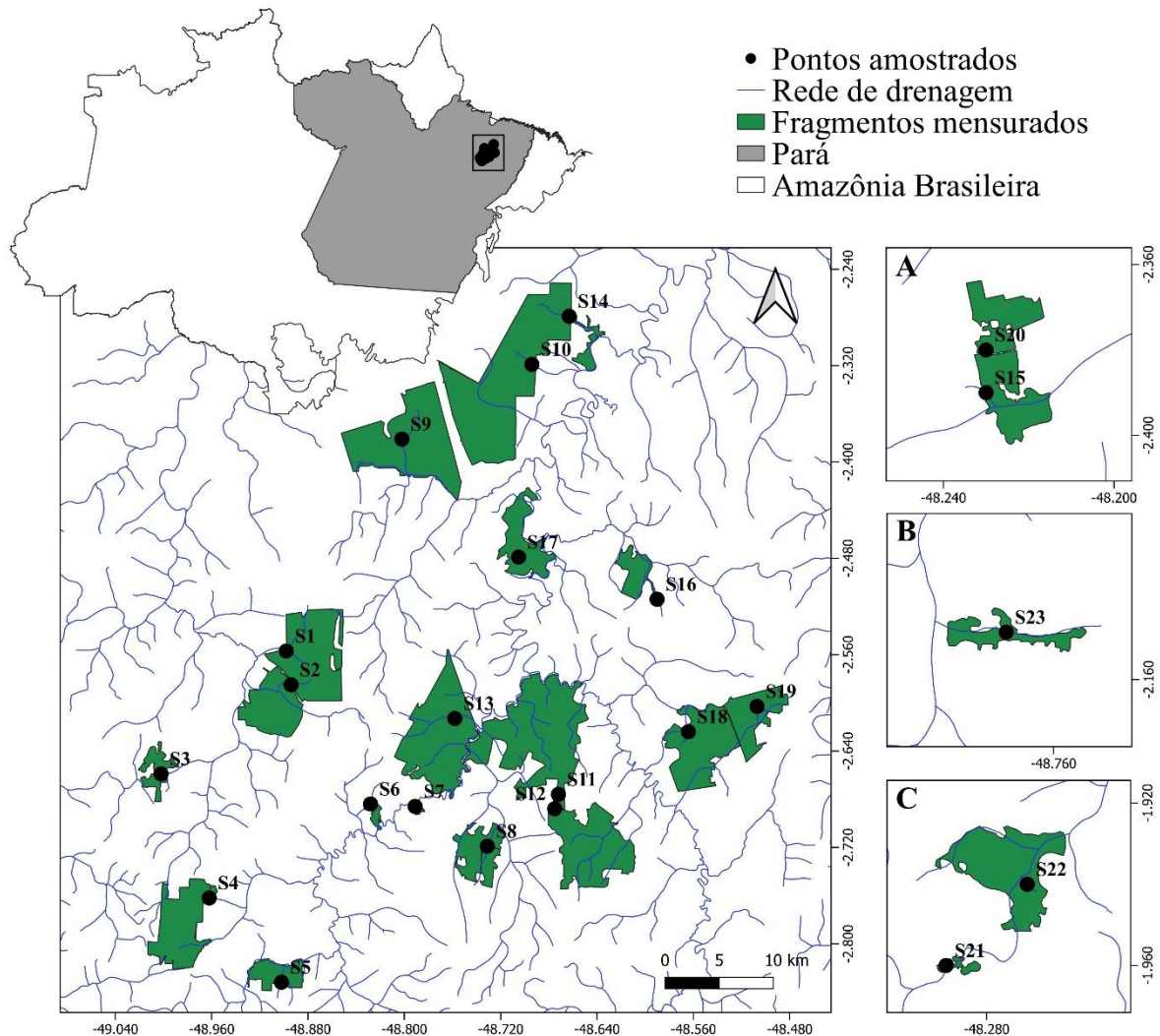


Figura 1 – Distribuição dos fragmentos florestais onde estão localizados os riachos amostrados na Bacia do rio Acará (área em preto no detalhe superior) nos meses de julho e novembro de 2023, Pará, Brasil. A) pontos a leste, B) ponto ao norte e C) pontos a nordeste da maior concentração de coletas;

2.2 Amostragem biológica

As amostragens foram conduzidas em trechos de 150 metros de cada riacho, subdivididos em 11 seções transversais, resultando em 10 seções longitudinais de 15 metros cada (Peck et al. 2006) (Figura 2). O esforço amostral para captura dos peixes por seção longitudinal foi de 36 minutos, totalizando 360 minutos por trecho de riacho amostrado.

A coleta dos peixes foi conduzida com o uso de peneiras circulares de 55 cm de diâmetro e malha de 2 mm, aprovada na licença de coleta SISBIO Nº 4681-1. Os peixes foram eutanasiados com doses letais do anestésico eugenol, fixados em formaldeído a 10% e

transferidos após 48 horas para álcool 70%, de acordo com protocolo do Comitê de Ética Animal (CEUA Nº 8293020418). Todos os indivíduos coletados foram identificados no menor nível taxonômico possível, com base em literatura especializada (Albert, 2001; Reis et al., 2003; Van der Sleen e Albert, 2018) e foram incorporados na coleção ictiológica do Museu de Zoologia da Universidade Federal do Pará, campus Guamá (Belém, Pará, Brasil).

2.3 Caracterização das espécies

Para a caracterização das espécies, mensuramos o comprimento padrão (mm) dos indivíduos com o uso de um paquímetro com precisão de 0,01. Para as espécies que apresentaram mais de 20 indivíduos coletados, mensuramos 20 indivíduos aleatoriamente (*haphazardly*). Para aquelas espécies com menos de 20 indivíduos coletados, mensuramos todos os indivíduos. Levantamos informações sobre o nível trófico das espécies amostradas utilizando a função *estimate* do pacote *rfishbase* (Boettiger, 2012) e a base de dados FishBase (Froese e Pauly, 2023).

2.4 Variáveis abióticas

Em cada riacho, as variáveis físico-químicas [pH, condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$), oxigênio dissolvido (mg/L) e temperatura ($^{\circ}\text{C}$)] foram mensuradas em três transecções (A, F e K; Figura 2) utilizando sonda multiparâmetros do modelo AKSO/SX839. Para a caracterização da estrutura física do habitat, foram mensuradas 242 métricas, seguindo o protocolo de Peck et al. (2006), o qual descreve características locais dos riachos, incluindo profundidade, largura molhada, tipo de sedimentos, proporção de mata ripária, vegetação aquática e vazão dos riachos.

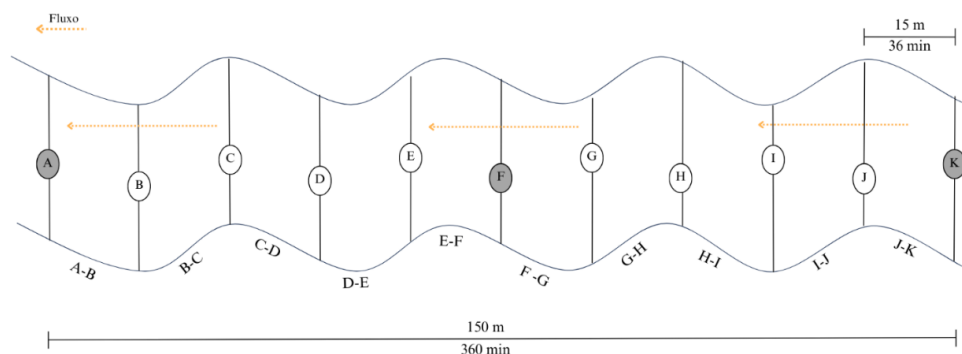


Figura 2. Esquema de coleta de peixes nos riachos selecionados, transecções destacadas em cinza indicam a mensuração de variáveis físico-químicas. As setas indicam direção do fluxo.

2.5 Análise de paisagens

Para a identificação e mensuração dos fragmentos nos quais os riachos estão inseridos, utilizamos imagens de satélite com classificações de uso e cobertura do solo (LULC) realizadas pelo projeto MapBiomias referentes ao ano de 2021 (Souza Jr. et al., 2020). O MapBiomias emprega uma avaliação de diferentes categorias de LULC realizada por algoritmo *Random-Forest* em imagens do satélite Landsat com uma escala refinada (pixel com resolução de 30×30 m) desde 1985 (Souza Jr. et al., 2020). Consideramos apenas os solos classificados como formação florestal, os quais foram posteriormente processados através do software QGIS para quantificação da área dos fragmentos (km²).

2.6 Análise de dados

Para reduzir o subconjunto extraído a partir de uma seleção das 242 variáveis ambientais [considerando as variáveis que descrevem a estrutura física dos riachos - protocolo de Peck et al. (2006) - e variáveis físico-químicas] supracitadas, utilizamos um procedimento analítico já empregado com sucesso em outros estudos na região Amazônia (Benone et al. 2017; Montag et al. 2019; Seabra et al. 2021). Antes de iniciar o procedimento, foram retiradas métricas de desvio padrão, métricas que compõem outras métricas e métricas com alguma inconsistência. O procedimento consiste em três passos: 1) calculamos a proporção de zeros em cada variável e retiramos as variáveis com mais de 70% de seus dados sendo constituído por zeros. Em seguida, 2) a exclusão de variáveis com coeficiente de variação maior que 20% e por fim 3) realizamos análises de correlações de Pearson (r) entre os pares de variáveis ambientais (Faria et al., 2017). Para aquelas com alta correlação ($|r| \geq 0,60$), selecionamos a variável apontada como mais relevantes para a comunidade de peixes de riachos Amazônicos (conforme Prudente et al., 2017; Ferreira et al. 2018; Montag et al., 2019, ver Material suplementar – Tabela S1). Após essa filtragem, o subconjunto final contou com 15 variáveis ambientais contínuas: Temperatura (Temp), oxigênio dissolvido (OD), condutividade (Cond), pH, vazão (Vaz), média da profundidade do talvegue na seção (SEC), média do Dossel do Canal (DOL), Média do Dossel de Árvores Grandes (AG), média do dossel de árvores pequenas (AP), Média de Ervas rasteiras (ER), média de solo exposto (SE), abrigo - madeira pequena (MP), abrigo - árvores vivas (AV), abrigo - banco de folhas (BF), abrigo - antropogênico (ANT).

Para resumir o conjunto das variáveis ambientais e as de cobertura vegetal, realizamos separadamente duas Análises de Componentes Principais (PCA) (Legendre & Legendre, 2012). Uma das PCA resumiu as cinco variáveis físico-químicas (PCA_{FQ} daqui em diante) e

outra resumiu um conjunto de dez variáveis que descreveram a estrutura física dos riachos (PCA_{Estr} daqui em diante). Utilizamos matrizes de correlação em ambas as PCAs e retivemos os dois primeiros eixos para interpretação, pois apresentaram as maiores porcentagens de explicação. Antes da PCA, padronizamos as variáveis ambientais pelo escore-z para controlar diferenças de escala de medida (Legendre & Legendre, 2012). Seleccionamos para interpretação as variáveis com cargas $\geq |0,6|$.

Representamos a riqueza de espécies como o número de espécies de peixes amostradas em cada riacho. Calculamos a contribuição local para a diversidade beta (LCBD) e a contribuição de espécies para a diversidade beta (SCBD) (Legendre & De Cáceres, 2013) para estimar a distribuição da singularidade em composição e da distribuição de abundância das espécies. Utilizamos a distância Euclidiana calculada após transformar as abundâncias das espécies de peixes por Hellinger visto que essa transformação torna a distância Euclidiana adequada para interpretação da diversidade beta (Legendre & De Cáceres, 2013). Os valores de LCBD variam entre 0 e 1, onde valores altos indicam maior singularidade na composição de espécies (Legendre & De Cáceres, 2013). Espécies apresentando altos valores de SCBD tendem a apresentar alta variação de abundância entre os locais amostrados (Heino & Grönroos, 2017).

Para avaliar o efeito do tamanho dos fragmentos florestais em relação a variáveis ambientais e seu efeito sobre a diversidade alfa (diversidade de espécies) e beta (LCBD), utilizamos modelos de equações estruturais por partes (piecewise-SEM; Lefcheck, 2016) (Figura 3). A piecewise-SEM permite avaliar os efeitos diretos e indiretos, os caminhos, pelos quais o tamanho dos fragmentos florestais pode influenciar o habitat e as variáveis físico-químicas, por conseguinte, a diversidade de espécies de peixes nos riachos Amazônicos amostrados. Para tanto, na piecewise-SEM precisamos indicar uma série de diferentes modelos lineares descrevendo as variáveis envolvidas em cada efeito direto e indireto. Por exemplo, para relacionar um efeito indireto do tamanho do fragmento (X) na riqueza de espécies de peixes (Y2) mediado por uma variável ambiental (Y1), precisamos primeiro calcular um modelo linear relacionando o tamanho do fragmento como variável explanatória e a variável ambiental como resposta (uma relação direta entre X influenciando Y1) e um segundo modelo relacionando a variável ambiental como variável explanatória e a riqueza de espécies de peixes como variável resposta (uma relação direta entre Y1 influenciando Y2).

O diagrama geral testado na piecewise-SEM foi dividido em modelos lineares generalizados (GLM) representando previsões da hipótese (Figura 3). A predição i foi representada por um efeito indireto do tamanho do fragmento na diversidade de espécies

mediada pelas variáveis do hábitat; a predição ii será representada pelo efeito indireto do tamanho do fragmento mediado por variáveis físico-químicas selecionadas na PCA. A diversidade de peixes foi representada como última variável resposta separadamente como número de espécies de peixes e pelo índice LCBD. Modelos lineares tendo como respostas as variáveis físico-químicas ou características do hábitat consistiram em GLM com distribuição Gaussiana (Zuur et al., 2009). Modelos lineares tendo como resposta o número de espécies consistiram de GLM com distribuição de Poisson (Zuur et al., 2009). Modelos lineares tendo a LCBD como variável resposta consistiram de regressões beta (Ferrari e Cribari-Neto, 2004). Avaliamos a parcimônia dos diferentes modelos piecewise-SEM pelo critério de informação de Akaike (AIC; Burnham e Anderson, 2002). Interpretamos todos os modelos de equações estruturais que apresentaram diferenças de AIC (ΔAIC) menores que duas unidades (Burnham e Anderson, 2002). Esse critério nos permitiu selecionar os modelos mais parcimoniosos, considerando a complexidade do modelo em relação à sua capacidade de explicação de um determinado conjunto de dados (Burnham e Anderson, 2002).

Para avaliar a relação entre os atributos das espécies e suas SCBD (Hipótese, predição iii), utilizamos um GLM tendo como variável resposta a SCBD e como variáveis explanatórias a guilda alimentar de cada espécie e seus respectivos comprimentos padrões médios. Esse GLM consistiu de uma regressão beta (Ferrari e Cribari-Neto, 2004). Os pressupostos de linearidade, normalidade e homogeneidade de variâncias foram avaliados por gráficos de resíduos de cada modelo linear (Zuur et al., 2010). Possíveis autocorrelações espaciais foram avaliadas por correlogramas de Mantel (Zuur et al., 2010; Legendre & Legendre, 2012).

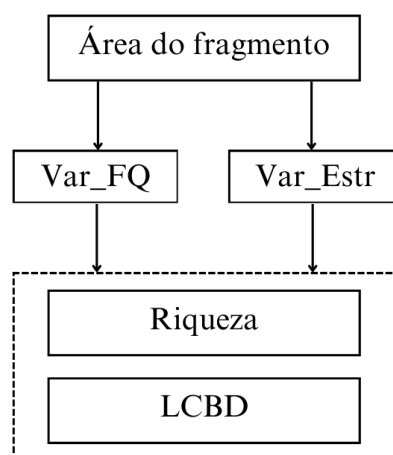


Figura 3. Diagrama geral das relações entre tamanho do fragmento, variáveis de cobertura vegetal (Var_Estr) e variáveis físico-químicas (Var_FQ) em relação a riqueza e índices de contribuição local para a diversidade beta (LCBD).

3. Resultados

A área dos fragmentos onde os riachos foram amostrados variou de 0,26 até 86,81 Km² (23,03 ± 24,27) (ver Material Suplementar – Tabela S2). A distribuição das áreas dos fragmentos amostrados não apresentou um padrão de aumento ou redução de área em nenhuma direção específica (Figura 1).

A Análise de Componentes Principais (PCA) das variáveis físico-químicas explicou 61,93% da variação total dos dados em seus dois primeiros eixos (PCA_{FQ} 1 = 36,96%; PCA_{FQ} 2 = 24,97%; Tabela 2). As variáveis que mais contribuíram para a formação do primeiro eixo foram temperatura, oxigênio dissolvido e pH, sendo que oxigênio dissolvido apresentou uma forte associação negativa, enquanto as demais variáveis apresentaram associações positivas ao PCA_{FQ} 1. No segundo eixo, apenas vazão apresentou uma contribuição significativa, com uma associação negativa. É possível identificar a separação de dois grupos na ordenação: o primeiro composto pelos riachos 5, 9, 10, 17 e 19, que apresentam os maiores valores de oxigênio dissolvido; o segundo grupo, formado pelos riachos 12 e 13, exibe os maiores valores de vazão. Ambos esses grupos de riachos estão localizados em fragmentos de tamanhos maiores que 10 km² (Figura 4).

Tabela 2 Análise de Componentes principais (PCA) das variáveis físico-químicas dos riachos amostrados.

Variáveis	PCA_{FQ} 1	PCA_{FQ} 2
Temperatura (Temp)	0,62	0,44
Oxigênio Dissolvido (OD)	-0,73	0,45
Condutividade (Cond)	0,69	-0,55
pH	-0,44	-0,17
Vazão (Vaz)	-0,51	-0,72
Autovalor	1,85	1,25
% Explicação	36,96	24,96

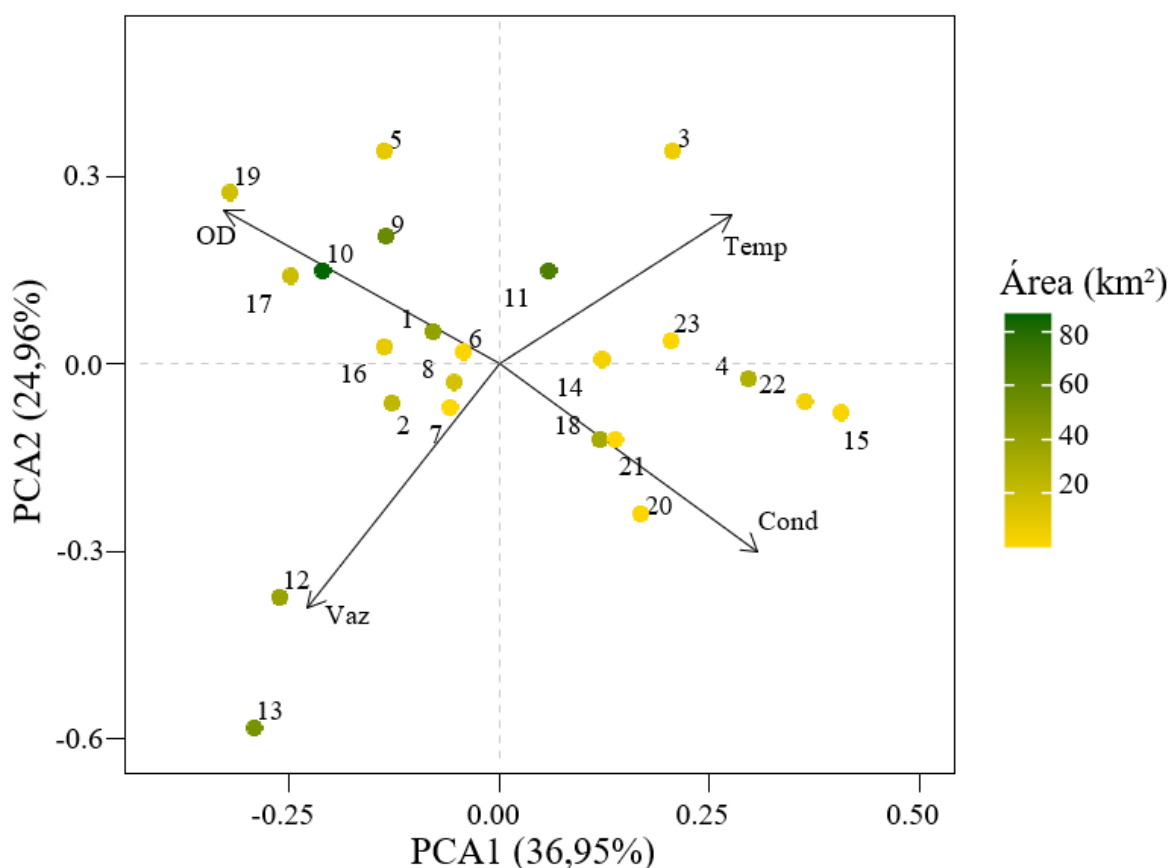


Figura 4. Análise de Componentes Principais (PCA) das variáveis ambientais dos riachos amostrados na bacia do rio Acará. O gradiente de cor indica a área (km²) do fragmento onde cada riacho estava localizado. As variáveis consideradas importantes para a formação dos eixos (cargas > |0,6|) foram: temperatura (Temp), oxigênio dissolvido (OD), condutividade (Cond) e vazão (VAZ).

A Análise de Componentes Principais (PCA) realizada com dados de estrutura do habitat explicou 59,85% da variação total em seus dois primeiros eixos ($PCA_{Estr} 1 = 37,16\%$; $PCA_{Estr} 2 = 22,69\%$; Tabela 3). As variáveis que mais contribuíram para a formação do primeiro eixo foram média da cobertura de ervas rasteiras (ER), média de solo exposto (SE), abrigo por madeira pequena (MP), abrigo por árvores vivas (AV), abrigo por banco de folhas (BF) e abrigo antropogênico (ANT), todas apresentando associações negativas ao $PCA_{Estr} 1$. No segundo eixo, o abrigo antropogênico apresentou uma contribuição positiva, enquanto a média de dossel de árvores pequenas (AP) apresentou uma relação negativa.

Tabela 3. Análise de Componentes principais (PCA) das variáveis de estrutura de habitat dos riachos amostrados.

Variáveis	PCA _{Estr} 1	PCA _{Estr} 2
Média Profundidade Seção (SEC)	0,30	0,23
Média Dossel Canal (DOL)	-0,03	-0,46
Média Dossel Árvores Grandes (AG)	-0,29	-0,54
Média Dossel Árvores Pequenas (AP)	-0,18	-0,79
Média Rasteira Ervas (ER)	-0,87	-0,02
Média Solo Exposto (SE)	-0,79	0,55
Abrigo - Madeira Pequena (MP)	-0,74	-0,46
Abrigo - Árvores Vivas (AV)	-0,77	-0,24
Abrigo - Banco de Folhas (BF)	-0,77	0,05
Abrigo - Antropogênico (ANT)	-0,62	0,72
Autovalor	3,72	3,27
% Explicação	37,16	22,69

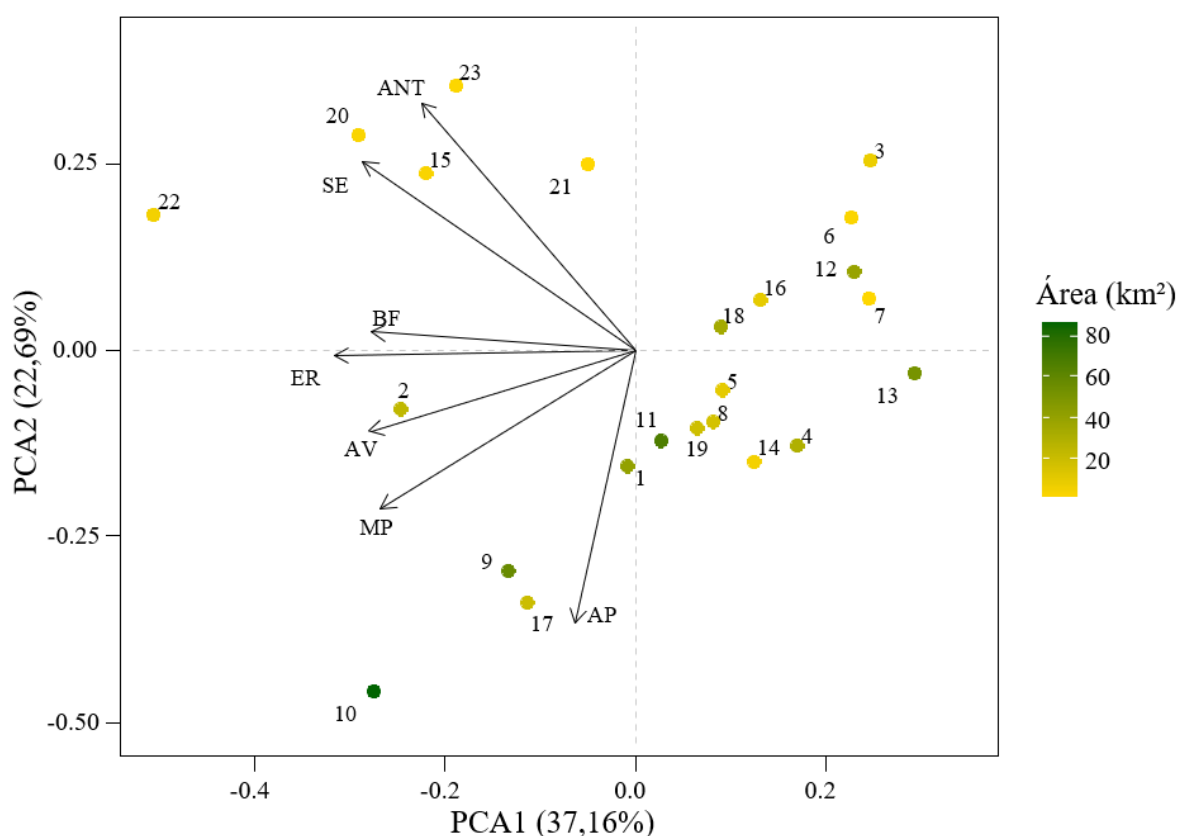


Figura 5. Análise de Componentes Principais (PCA) das variáveis de cobertura dos riachos, como quantidade de árvores pequenas e cobertura de dossel, amostrados na Bacia do rio Acará. O gradiente de cor indica a área (km²) do fragmento. As variáveis consideradas importantes para a formação dos eixos (cargas > |0,6|) foram: Média Dossel Árvores Pequenas (AP), Média Rasteira Ervas (ER), Média Solo Exposto (SE), Abrigo - Madeira Pequena (MP), Abrigo - Árvores Vivas (AV), Abrigo - Banco de Folhas (BF) e Abrigo - Antropogênico.

Foram coletados um total de 4.495 indivíduos, representando 81 espécies/morfoespécies distribuídos em 43 gêneros, 21 famílias e sete ordens (Tabela 4). A ordem dos Characiformes foi a mais diversa e abundante, com 34 espécies/morfoespécies e 2.579 indivíduos, enquanto a ordem dos Synbranchiformes foi a menos diversa e abundante, com uma espécie e seis indivíduos. Em relação à distribuição por riacho, a abundância variou de 74 a 615 indivíduos (média $\pm$ desvio-padrão; 209,6 $\pm$ 124,9). A riqueza de espécies variou de 4 a 27 espécies por riacho (17,65 $\pm$ 5,45).

Tabela 4. Lista de espécies de peixes com respectivas abundâncias e frequência de ocorrência (FO) entre os pontos dos 23 riachos amostrados em fragmentos florestais da Bacia do rio Acará.

Taxón	N	FO (%)
Characiformes		
Acestrorhamphidae		
<i>Hemigrammus ocellifer</i> (Steindachner 1882)	51	43,48
<i>Moenkhausia oligolepis</i> (Günther, 1864)	3	4,35
Acestrorhynchidae		
<i>Gnathocharax steindachneri</i> (autoridade)	1	4,35
Characidae		
Characidae gen. 1	1	4,35
Characidae gen. 2	1	4,35
<i>Hemigrammus analis</i> Durbin 1909	2	4,35
<i>Hemigrammus bellottii</i> (Steindachner 1882)	460	39,13
<i>Hemigrammus</i> cf. <i>geisleri</i>	3	8,70
<i>Hyphessobrycon bentosi</i> Durbin 1908	4	8,70
<i>Hyphessobrycon heterorhabdus</i> (Ulrey 1894)	1206	78,26
<i>Moenkhausia colletti</i> (Steindachner 1882)	1	4,35
Crenuchidae		
<i>Ammocryptocharax elegans</i> Weitzman & Kanazawa 1976	21	21,74
<i>Characidium laterale</i> (Boulenger 1895)	6	21,74
<i>Crenuchus spilurus</i> Günther 1863	22	43,48
<i>Elachocharax pulcher</i> Myers 1927	6	13,04
<i>Microcharacidium bomboides</i> (sp. nov.)	1	4,35
<i>Microcharacidium</i> cf. <i>gnomus</i>	1	4,35
<i>Microcharacidium eleotroides</i>	4	8,70
<i>Microcharacidium</i> sp. 1 "tracejado"	3	4,35
<i>Microcharacidium</i> sp. 2 "linha fina"	1	4,35
<i>Microcharacidium weitzmani</i> Buckup 1993	154	13,04
Crenuchidae gen. 1	3	4,35
Erythrinidae		

Taxón	N	FO (%)
<i>Erythrinus erythrinus</i> (Bloch & Schneider 1801)	16	34,78
<i>Hoplerythrinus unitaeniatus</i> (Spix & Agassiz 1829)	1	4,35
<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch 1794)	4	17,39
Gasteropelecidae		
<i>Carnegiella strigata</i> (Günther 1864)	11	21,74
Iguanodectidae		
<i>Bryconops caudomaculatus</i> (Günther, 1864)	3	13,04
<i>Bryconops melanurus</i> (Bloch 1794)	3	4,35
<i>Iguanodectes rachovii</i> (Regan 1912)	168	78,26
Lebiasinidae		
<i>Copella arnoldi</i> (Regan 1912)	347	78,26
Lebiasinidae gen.1	5	8,70
<i>Nannostomus eques</i> Steindachner 1876	2	4,35
<i>Nannostomus trifasciatus</i> Steindachner 1876	23	26,09
<i>Pyrrhulina capim</i> Vieira & Netto-Ferreira 2019	41	47,83
CICHLIFORMES		
Cichlidae		
<i>Acaronia nassa</i> (Heckel 1840)	1	4,35
<i>Aequidens tetramerus</i> (Heckel 1840)	16	39,13
<i>Apistogramma agassizii</i> (Steindachner 1875)	44	52,17
<i>Apistogramma</i> gr. <i>regani</i> Kullander 1980	644	91,30
Cichlidae gen.1	15	8,70
<i>Crenicichla</i> cf. <i>inpa</i>	1	4,35
<i>Crenicichla</i> gr. <i>saxatilis</i>	5	17,39
<i>Crenicichla</i> sp.	2	8,70
<i>Nannacara taenia</i> Regan 1912	10	8,70
<i>Wallaciia regani</i> (Ploeg 1989)	4	4,35
Cyprinodontiformes		
Rivulidae		
<i>Anablepsoides taeniatus</i> (Fowler 1945)	14	30,43
<i>Anablepsoides urophthalmus</i> (Günther 1866)	39	13,04
<i>Laimosemion</i> cf. <i>strigatus</i> (Regan 1912)	15	8,70
Rivulidae sp	7	8,70
Gymnotiformes		
Gymnotidae		
<i>Gymnotus coropinae</i> Hoedeman 1962	10	26,09
Hypopomidae		
<i>Brachyhypopomus beebei</i> (Schultz 1944)	30	39,13
<i>Brachyhypopomus bullocki</i> Sullivan & Hopkins 2009	10	8,70
<i>Brachyhypopomus flavipomus</i> Crampton, de Santana, Waddell & Lovejoy 2017	7	17,39
<i>Brachyhypopomus</i> sp.	8	8,70
<i>Hypopygus lepturus</i> Hoedeman 1962	8	17,39

Taxón	N	FO (%)
<i>Microsternarchus bilineatus</i> Fernández-Yépez 1968	22	39,13
<i>Steatogenys duidae</i> (LaMonte 1929)	1	4,35
Rhamphichthyidae		
<i>Gymnorhamphichthys rondoni</i> (Miranda Ribeiro 1920)	319	69,52
Rhamphichthyidae gen. 1	6	8,70
Sternopygidae		
<i>Sternopygus macrurus</i> (Bloch & Schneider 1801)	1	4,35
Siluriformes		
Aspredinidae		
<i>Bunocephalus coracoides</i> (Cope 1874)	18	30,43
Auchenipteridae		
<i>Tetranematichthys barthemi</i> Peixoto & Wosiacki 2010	1	4,35
Callichthyidae		
<i>Megalechis thoracata</i> (Valenciennes 1840)	2	4,35
Cetopsidae		
<i>Denticetopsis epa</i> Vari, Ferraris & de Pinna 2005	2	8,70
<i>Helogenes marmoratus</i> Günther 1863	73	73,91
Heptapteridae		
<i>Gladioglanis conquistador</i> Lundberg, Bornbusch & Mago-Leccia 1991	88	56,52
<i>Mastiglanis</i> cf. <i>asopos</i>	73	21,74
<i>Rhamdia quelen</i> (Günther 1864)	1	4,35
Loricariidae		
<i>Farlowella amazonum</i> (Günther 1864)	3	13,04
<i>Otocinclus mura</i> Schaefer 1997	16	26,09
<i>Rineloricaria</i> cf. <i>hasemani</i>	2	8,70
<i>Rineloricaria hasemani</i> Isbrücker & Nijssen 1979	2	8,70
<i>Rineloricaria lanceolata</i> (Günther 1868)	2	8,70
Trichomycteridae		
<i>Ammoglanis obliquus</i> Henschel, Bragança, Rangel-Pereira & Costa 2020	6	4,35
<i>Ituglanis amazonicus</i> (Steindachner 1882)	26	39,13
<i>Potamoglanis hasemani</i> (Eigenmann 1914)	42	13,04
Trichomycteridae gen.	4	13,04
Synbranchiformes		
Synbranchidae		
<i>Synbranchus marmoratus</i> (Bloch 1795)	6	17,39

Os valores de LCBD variaram de 0,02 a 0,11 (média $\pm$ desvio-padrão: 0,043 $\pm$ 0,024). Os riachos 3, 12 e 4 apresentaram os maiores valores (LCBD superiores a 0,07). A LCBD não apresentou uma distribuição espacial evidente (Figura 5).

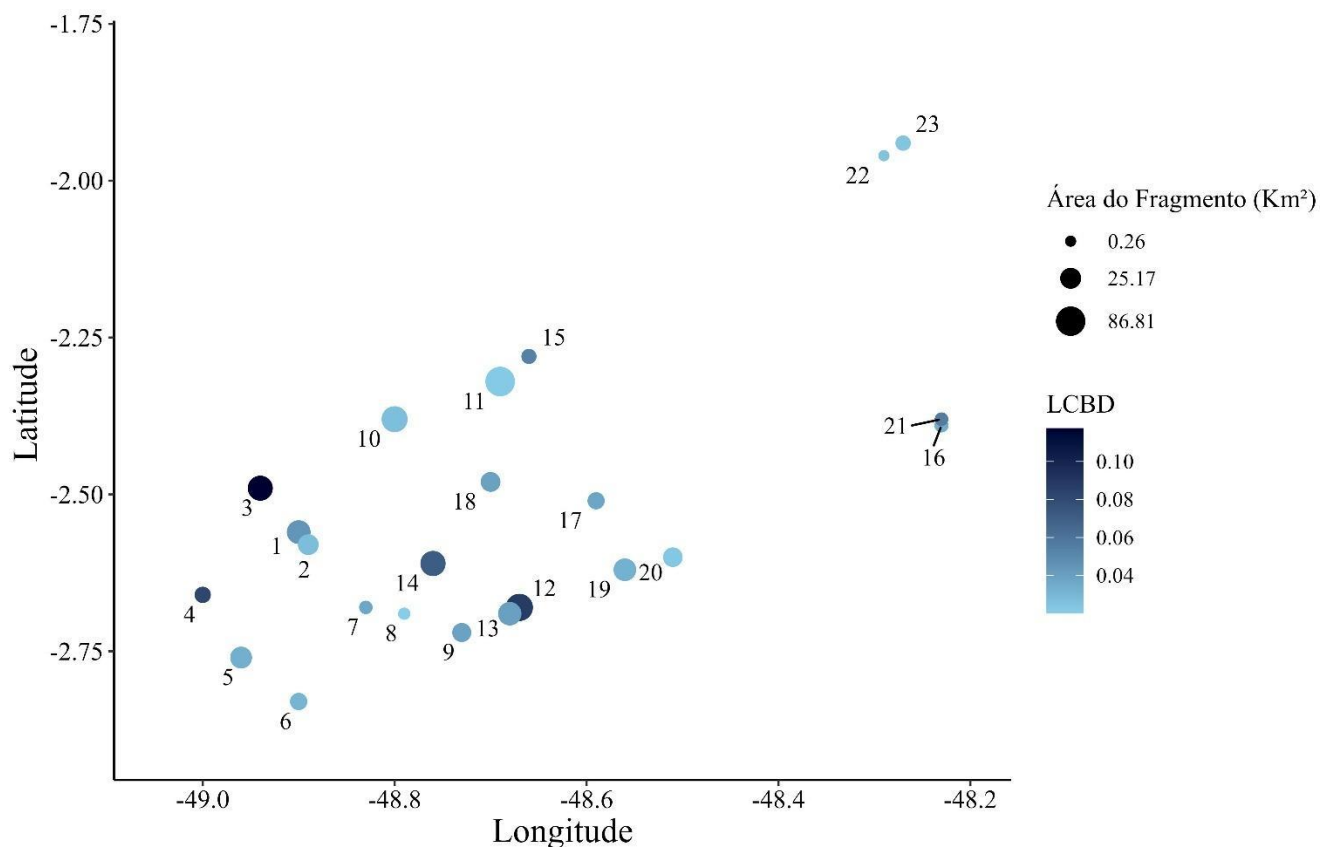


Figura 5. Distribuição das contribuições locais para a diversidade beta (LCBD) de peixes entre os riachos amostrados na Bacia do rio Acará. Cada número representa um fragmento amostrado, para área dos fragmentos os valores apresentados são equivalentes aos valores mínimo, médio e máximo da amostra.

Entre os 18 modelos testados, nove para cada variável resposta, apenas um não apresentou um bom ajuste ($p < 0,05$; Material Suplementar – Tabela S3). Sendo ele, o modelo intermediado pelo primeiro eixo da PCA estrutural (Tabela 1). Apesar disso, apenas dois modelos foram interpretados, seguindo o critério de menor valor de AIC e até duas unidades de diferença.

Os modelos avaliados tiveram os escores da $PCA_{Estr\ 2}$, como variável intermediária e apresentaram os menores valores de AIC. Nos modelos com o $PCA_{Estr\ 2}$ (Fig. 6a e 6b), a área do fragmento apresentou relação negativa quanto a estrutura de habitat, assim quanto maior a área menor é a presença de abrigos antrópicos nos riachos e maior é quantidade de árvores pequenas nas suas margens. Contudo, a variável não apresentou nenhuma relação significativa quanto a riqueza e a LCBD dos riachos.

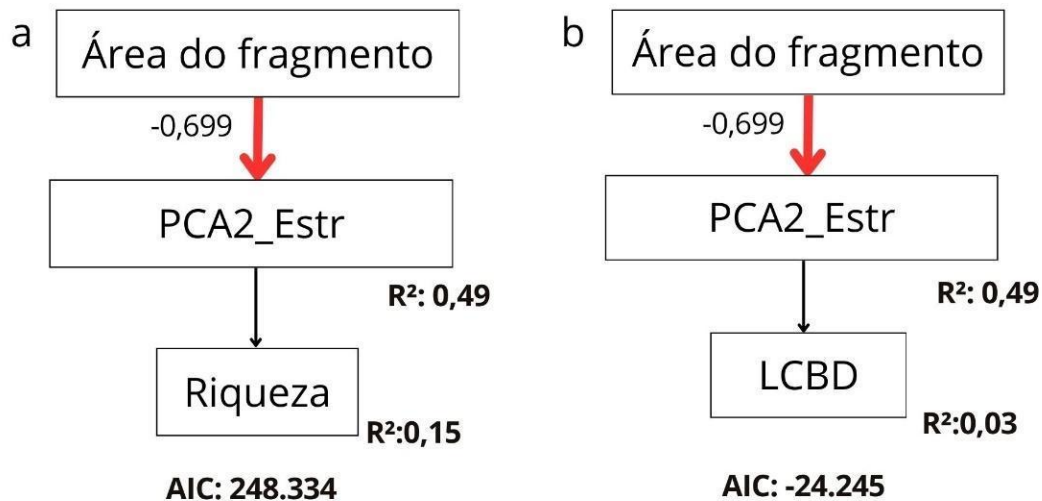


Figura 6. Diagramas representando modelos de equações estruturais por partes relacionando a área do fragmento, estrutura de habitat (PCA2_Estr) e riqueza de espécies de peixes (a) ou a contribuição local para a diversidade beta (LCBD) (b). Setas vermelhas indicam relação negativa e a espessura indica a magnitude das relações. Setas pretas indicam relações não significativas. Os diagramas representam os modelos mais parcimoniosos ($\Delta AIC \leq 2$) para cada variável resposta.

O comprimento padrão das espécies de peixes variou de 1,53 a 22,1 ($5,41 \pm 4,26$), enquanto o nível trófico variou de 2 a 4,19 ($3,21 \pm 0,39$). A SCBD variou de 0,0002 a 0,17 ($0,013 \pm 0,029$). *Hyphessobrycon heterorhabdus* e *Hemigrammus bellotti* apresentaram os maiores valores de SCBD, correspondendo, respectivamente, a 0,17 e 0,15 da contribuição total. A regressão beta relacionando a SCBD aos traços específicos indicou que somente o nível trófico explica a variação da SCBD (Pseudo- $R^2 = 0,018$; Tabela 6). Peixes com maior nível trófico tenderam a apresentar menores SCBD.

Tabela 6. Relação entre contribuição específica para a diversidade beta (SCBD), nível trófico e comprimento padrão (CP).

	Estimativ			
	a	EP	z	P
Intercepto	3,380	1,501	2,251	0,024
Nível trófico	-2,249	0,446	-5,041	<0,001
CP	-0,038	0,029	-1,266	0,205

4. Discussão

Nossos resultados indicam que, embora a área do fragmento influencie a estrutura física dos riachos, esse efeito não se estende à riqueza de espécies ou LCBD. Assim, a primeira predição não foi corroborada. Em relação à interação entre o nível trófico e o comprimento padrão em relação a variação da SCBD, observamos que apenas o nível trófico se relaciona com a variação da SCBD.

Observamos que riachos situados em fragmentos maiores apresentam menor quantidade de abrigos antrópicos e maior quantidade de árvores pequenas nas margens. Isso sugere que fragmentos maiores tendem a apresentar menos distúrbios antrópicos e a possuir maior quantidade de vegetação ripária. O efeito de borda é uma das principais influências na composição florística em fragmentos florestais. Nesse contexto, sua ação é mais pronunciada em fragmentos menores, que frequentemente apresentam árvores de menor estatura e circunferência (Lima-Ribeiro, 2008). Os abrigos antrópicos estão associados a marcas duradouras causadas por influência humana. Fragmentos maiores tendem a ser mais preservados e apresentam menor modificação antrópica, em contraste com fragmentos menores que geralmente se encontram altamente perturbados (Laurence et al., 2002).

Observamos que os riachos em fragmentos médios e grandes possuem maiores concentrações de oxigênio dissolvido e maior vazão. Por outro lado, os fragmentos menores, menores que 10 km², estão relacionados, em sua maioria, a temperaturas mais altas e maior condutividade. A maior abertura de dossel em fragmentos menores leva ao aumento da temperatura da água, o que favorece a presença de produtores primários, como algas e macrófitas aquáticas, contribuindo para o aumento da condutividade dos riachos (Fares et al., 2020; Bomfim et al., 2025). Como os peixes são ectotérmicos, regulando sua temperatura corporal conforme a do ambiente, altas temperaturas podem ultrapassar os limites de tolerância térmica das espécies, ocasionando, em casos extremos, a mortalidade em massa (Braz-Mota & Val, 2024). Assim, entre os efeitos observados, destaca-se a alteração do microclima, caracterizada pelo aumento das temperaturas devido à maior incidência solar ocasionada pela mudança da composição florestal.

Esperávamos que variáveis morfológicas do canal, como profundidade, tipo de substrato e fluxo, fossem importantes para a variação da diversidade, pois tendem a aumentar a complexidade de habitat e permitir a ocupação de diferentes espécies, devido à maior disponibilidade de nicho (Medeiros et al., 2024; Roa-Fuentes & Casatti., 2017). No entanto, ao considerar a estrutura da vegetação como substituta para a vegetação ripária, os resultados dos modelos de equações estruturais indicam que uma possível redução da estrutura da vegetação leva a uma fraca, porém não significativa, diminuição da diversidade de espécies

de peixes. Alternativamente, o fato de que as variáveis intermediárias (escores de PCA que descrevem a qualidade da água e estrutura física) não apresentarem relação significativa com a riqueza de espécies e LCBd da comunidade de peixes pode sugerir que fatores não capturados por essas variáveis sejam importantes. Estudos indicam que a redução da vegetação ripária diminui a diversidade de peixes em riachos neotropicais (Dala-Corte et al., 2019). A vegetação ripária é importante para manter as condições biogeoquímicas do solo, promover a infiltração da água e reduzir a entrada de sedimentos e nutrientes nos ambientes aquáticos (Dodds et al., 2015; Nóbrega et al., 2020).

O nível trófico explicou a variação do SCBD, sugerindo assim que diferentes aspectos funcionais, como comportamento alimentar e o papel ecológico das espécies, contribuem de maneira relevante para a diversidade beta entre as comunidades. Observamos que peixes de menor nível trófico apresentam maior SCBD, estando associados às espécies mais abundantes nos riachos monitorados. Níveis tróficos mais baixos indicam espécies que se alimentam de insetos alóctones, autóctones e invertívoras, como *Copella arnoldi*, *Hemigrammus bellottii*, *Helogenes marmoratus* e *Gymnorhamphichthys rondoni*. Em condições naturais, riachos de menor ordem tendem a ser rasos, estreitos e a receber um grande aporte de matéria orgânica alóctone, como material particulado, folhagens e mesmo invertebrados terrestres, o que favorece a prevalência de invertebrados aquáticos fragmentadores e filtradores (Vannote et al., 1980). Essas condições e disponibilidade de recursos alimentares favorecem a presença de espécies de peixes que apresentam menor nível trófico. Observamos que o tamanho corporal não foi determinante para a variação da SCBD, o que pode ser explicado pela pouca variação no tamanho corporal, uma vez que os peixes de riachos geralmente apresentam pequeno porte (Sabino & Zuanon, 1998).

Alguns estudos que relacionam a SCBD e traços espécie-específicos têm utilizado a abundância, a frequência de ocorrência regional das espécies ou índices de nicho baseados na abundância e suas estimativas (e.g. Heino & Grönross, 2017; Wang et al., 2023). Os traços utilizados neste estudo (comprimento padrão e nível trófico) são estocasticamente independentes da SCBD, pois não são utilizados para sua estimativa [para exemplos análogos com outros grupos biológicos, veja Pozzobom et al. (2020) e Dey et al. (2024)]. Este é um ponto importante, pois, para avançarmos na compreensão do papel de traços espécie-específicos para a diversidade, é necessário que a explicação da variabilidade não seja resultado de uma relação espúria de dependência (ou seja, relação entre abundância e uma métrica derivada da própria abundância, no caso).

As variáveis de qualidade da água utilizadas neste estudo não incluem descritores da

quantidade de nutrientes ou sedimentos na coluna d'água. Além disso, outras variáveis, como a distância, podem explicar essa variação. Embora a variação das características seja considerável em pequena escala (Soininen et al., 2007; Nakagawa, 2014), a posição dos riachos em relação a grandes rios exerce uma influência significativa sobre a estruturação das comunidades. Riachos mais próximos e semelhantes compartilham uma composição específica similar (Stegmann et al., 2019).

Em síntese, os resultados deste estudo ressaltam a complexidade das interações entre fragmentação de habitat, variáveis ambientais e a diversidade de espécies de peixes nos riachos da Amazônia Oriental. Embora a fragmentação influencie a estrutura física do habitat, esse efeito não se propaga à riqueza de espécies ou à diversidade beta (LCBD), indicando que fatores adicionais devem ser considerados para entender as dinâmicas de biodiversidade nessas áreas. A relação entre o nível trófico e a SCBD destaca a importância de aspectos funcionais, como o comportamento alimentar e o papel ecológico das espécies, para a estruturação das comunidades de peixes em riachos.

A escassez de efeitos diretos da estrutura da vegetação ripária na diversidade de peixes sugere que é necessário considerar variáveis adicionais, como a quantidade de nutrientes e sedimentos na coluna d'água, uso de solo no entorno dos fragmentos, além da influência da distância de grandes rios. O monitoramento contínuo da qualidade da água e a manutenção de vegetação ripária são essenciais para preservar as condições biogeoquímicas dos ambientes aquáticos e mitigar os impactos da fragmentação.

Recomenda-se a implementação de programas de monitoramento que incluam não apenas variáveis estruturais do habitat, mas também aspectos funcionais das espécies, como nível trófico e comportamento alimentar. A criação de áreas protegidas e a restauração de corredores ecológicos são ações cruciais para mitigar os impactos da fragmentação e promover a conservação da biodiversidade aquática. Além disso, políticas públicas que incentivem práticas de manejo sustentável da terra e a proteção das margens dos riachos devem ser priorizadas, especialmente em regiões impactadas pelo desmatamento.

Agradecimentos

A Conservação Internacional pelo financiamento da bolsa de mestrado e a Agropalma pelo apoio logístico durante as atividades de campo.

5. Referências

- Albert, J. S. (2001). *Species diversity and phylogenetic systematics of American knifefishes (Gymnotiformes, Teleostei)*.
- Allan, J. D. (2004). Influence of land use and landscape setting on the ecological status of rivers. *Limnetica*, 23(2), 187–198. <https://doi.org/10.23818/limn.23.17>
- Anderson, M. J., Crist, T. O., Chase, J. M., Vellend, M., Inouye, B. D., Freestone, A. L., Sanders, N. J., Cornell, H. V., Comita, L. S., Davies, K. F., Harrison, S. P., Kraft, N. J. B., Stegen, J. C., & Swenson, N. G. (2011). Navigating the multiple meanings of β diversity: A roadmap for the practicing ecologist. *Ecology Letters*, 14(1), 19–28. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2010.01552.x>
- Benone, N. L., Esposito, M. C., Juen, L., Pompeu, P. S., & Montag, L. F. A. (2017). Regional Controls on Physical Habitat Structure of Amazon Streams. *River Research and Applications*, 33(5), 766–776. <https://doi.org/10.1002/rra.3137>
- Boettiger, C., Lang, D. T., & Wainwright, P. C. (2012). rfishbase: Exploring, manipulating and visualizing FishBase data from R. *Journal of Fish Biology*, 81(6), 2030–2039. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2012.03464.x>
- Bomfim, F. F., Carvalho, L. S., Sampaio, F. B., Juen, L., Dias-Silva, K., Casatti, L., Carmo, R. S., Sousa, R. L. M., Cabral, G. S., Costa, A. A. S., & Michelan, T. S. (2025). Beta diversity of macrophyte life forms: Responses to local, spatial, and land use variables in Amazon aquatic environments. *Science of The Total Environment*, 958, 178041. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.178041>
- Braz-Mota, S., & Luis Val, A. (2024). Fish mortality in the Amazonian drought of 2023: The role of experimental biology in our response to climate change. *Journal of Experimental Biology*, 227(17), jeb247255. <https://doi.org/10.1242/jeb.247255>
- Brejão, G. L., Gerhard, P., & Zuanon, J. (2013). Functional trophic composition of the ichthyofauna of forest streams in eastern Brazilian Amazon. *Neotropical Ichthyology*, 11, 361–373. <https://doi.org/10.1590/S1679-62252013005000006>
- Brejão, G. L., Teresa, F. B., & Gerhard, P. (2020). When roads cross streams: Fish assemblage responses to fluvial fragmentation in lowland Amazonian streams. *Neotropical Ichthyology*, 18, e200031. <https://doi.org/10.1590/1982-0224-2020-0031>
- Brown, B. L., Sokol, E. R., Skelton, J., & Tornwall, B. (2017). Making sense of metacommunities: Dispelling the mythology of a metacommunity typology. *Oecologia*, 183(3), 643–652. <https://doi.org/10.1007/s00442-016-3792-1>

- Cantera, I., Jézéquel, C., Dejean, T., Murienne, J., Vigouroux, R., Valentini, A., & Brosse, S. (2023). Deforestation strengthens environmental filtering and competitive exclusion in Neotropical streams and rivers. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 290(2006), 20231130. <https://doi.org/10.1098/rspb.2023.1130>
- Carmo, R. S., Fares, A. L. B. L., Pereira, G. F. M., & Michelan, T. S. (2023). Does the structure of riparian vegetation affect the diversity of macrophytes in eastern amazonian streams? *Biologia*, 78(1), 79–89. <https://doi.org/10.1007/s11756-022-01181-w>
- Crist, T. O., Veech, J. A., Gering, J. C., & Summerville, K. S. (2003). Partitioning species diversity across landscapes and regions: A hierarchical analysis of alpha, beta, and gamma diversity. *The American Naturalist*, 162(6), 734–743. <https://doi.org/10.1086/378901>
- Dala-Corte, R. B., Sgarbi, L. F., Becker, F. G., & Melo, A. S. (2019). Beta diversity of stream fish communities along anthropogenic environmental gradients at multiple spatial scales. *Environmental Monitoring and Assessment*, 191(5), 288. <https://doi.org/10.1007/s10661-019-7448-6>
- De Bie, T., De Meester, L., Brendonck, L., Martens, K., Goddeeris, B., Ercken, D., Hampel, H., Denys, L., Vanhecke, L., Van der Gucht, K., Van Wichelen, J., Vyverman, W., & Declerck, S. a. J. (2012). Body size and dispersal mode as key traits determining metacommunity structure of aquatic organisms. *Ecology Letters*, 15(7), 740–747. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2012.01794.x>
- Dey, D., Shruti, M., De, K., Adhikari, B. S., & Hussain, S. A. (2024). Local and species contribution of beta diversity of macrophytes in perspective of conservation and restoration of Ganga River, India. *Hydrobiologia*, 851(8), 2053–2070. <https://doi.org/10.1007/s10750-023-05440-y>
- Dodds, W. K., Gido, K., Whiles, M. R., Daniels, M. D., & Grudzinski, B. P. (2015). The Stream Biome Gradient Concept: Factors controlling lotic systems across broad biogeographic scales. *Freshwater Science*, 34(1), 1–19. <https://doi.org/10.1086/679756>
- Fahrig, L. (2003). Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 34(Volume 34, 2003), 487–515. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419>
- Fares, A. L. B., Calvão, L. B., Torres, N. R., Gurgel, E. S. C., & Michelan, T. S. (2020). Environmental factors affect macrophyte diversity on Amazonian aquatic ecosystems inserted in an anthropogenic landscape. *Ecological Indicators*, 113, 106231. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106231>
- Ferrari, S., & Cribari-Neto, F. (2004). Beta Regression for Modelling Rates and Proportions.

- Journal of Applied Statistics*, 31(7), 799–815.
<https://doi.org/10.1080/0266476042000214501>
- Ferreira, M. C., Begot, T. O., da Silveira Prudente, B., Juen, L., & de Assis Montag, L. F. (2018). Effects of oil palm plantations on habitat structure and fish assemblages in Amazon streams. *Environmental Biology of Fishes*, 101(4), 547–562.
<https://doi.org/10.1007/s10641-018-0716-4>
- Heino, J., & Grönroos, M. (2017). Exploring species and site contributions to beta diversity in stream insect assemblages. *Oecologia*, 183(1), 151–160.
<https://doi.org/10.1007/s00442-016-3754-7>
- Hill, M. J., White, J. C., Biggs, J., Briers, R. A., Gledhill, D., Ledger, M. E., Thornhill, I., Wood, P. J., & Hassall, C. (2021). Local contributions to beta diversity in urban pond networks: Implications for biodiversity conservation and management. *Diversity and Distributions*, 27(5), 887–900. <https://doi.org/10.1111/ddi.13239>
- Kruk, C., Rodríguez-Gallego, L., Meerhoff, M., Quintans, F., Lacerot, G., Mazzeo, N., Scasso, F., Paggi, J. C., Peeters, E. T. H. M., & Marten, S. (2009). Determinants of biodiversity in subtropical shallow lakes (Atlantic coast, Uruguay). *Freshwater Biology*, 54(12), 2628–2641. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02274.x>
- Lefcheck, J. S. (2016). piecewiseSEM: Piecewise structural equation modelling in r for ecology, evolution, and systematics. *Methods in Ecology and Evolution*, 7(5), 573–579.
<https://doi.org/10.1111/2041-210X.12512>
- Legendre, P., & De Cáceres, M. (2013). Beta diversity as the variance of community data: Dissimilarity coefficients and partitioning. *Ecology Letters*, 16(8), 951–963.
<https://doi.org/10.1111/ele.12141>
- Legendre, P., & Legendre, L. (2012). *Numerical Ecology* (3^o ed, Vol. 24).
- Lima-Ribeiro, M. de S. (2008). Efeitos de borda sobre a vegetação e estruturação populacional em fragmentos de Cerradão no Sudoeste Goiano, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, 22, 535–545. <https://doi.org/10.1590/S0102-33062008000200020>
- Macarthur, R. H., & Wilson, E. O. (1967). *The Theory of Island Biogeography* (REV-Revised). Princeton University Press.
- Medeiros, E. S. F., Silva, M. J. da, Ramos, T. P. A., & Ramos, R. T. C. (2024). Environmental variables as predictors of fish community composition in semiarid aquatic systems. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 36, e4. <https://doi.org/10.1590/S2179-975X3023>
- Metzger, J. P. (2001). O que é ecologia de paisagens? *Biota Neotropica*, 1, 1–9.
<https://doi.org/10.1590/S1676-06032001000100006>

- Montag, L. F. A., Leão, H., Benone, N. L., Monteiro-Júnior, C. S., Faria, A. P. J., Nicacio, G., Ferreira, C. P., Garcia, D. H. A., Santos, C. R. M., Pompeu, P. S., Winemiller, K. O., & Juen, L. (2019). Contrasting associations between habitat conditions and stream aquatic biodiversity in a forest reserve and its surrounding area in the Eastern Amazon. *Hydrobiologia*, 826(1), 263–277. <https://doi.org/10.1007/s10750-018-3738-1>
- Montag, L. F. A., Winemiller, K. O., Keppeler, F. W., Leão, H., Benone, N. L., Torres, N. R., Prudente, B. S., Begot, T. O., Bower, L. M., Saenz, D. E., Lopez-Delgado, E. O., Quintana, Y., Hoeinghaus, D. J., & Juen, L. (2019). Land cover, riparian zones and instream habitat influence stream fish assemblages in the eastern Amazon. *Ecology of Freshwater Fish*, 28(2), 317–329. <https://doi.org/10.1111/eff.12455>
- Nakagawa, H. (2014). Contribution of environmental and spatial factors to the structure of stream fish assemblages at different spatial scales. *Ecology of Freshwater Fish*, 23(2), 208–223. <https://doi.org/10.1111/eff.12070>
- Nekola, J. C., & White, P. S. (1999). The distance decay of similarity in biogeography and ecology. *Journal of Biogeography*, 26(4), 867–878. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2699.1999.00305.x>
- Nóbrega, R. L. B., Ziembowicz, T., Torres, G. N., Guzha, A. C., Amorim, R. S. S., Cardoso, D., Johnson, M. S., Santos, T. G., Couto, E., & Gerold, G. (2020). Ecosystem services of a functionally diverse riparian zone in the Amazon–Cerrado agricultural frontier. *Global Ecology and Conservation*, 21, e00819. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2019.e00819>
- Padial, A. A., Ceschin, F., Declerck, S. A. J., Meester, L. D., Bonecker, C. C., Lansac-Tôha, F. A., Rodrigues, L., Rodrigues, L. C., Train, S., Velho, L. F. M., & Bini, L. M. (2014). Dispersal Ability Determines the Role of Environmental, Spatial and Temporal Drivers of Metacommunity Structure. *PLOS ONE*, 9(10), e111227. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0111227>
- Peel, M. C., Finlayson, B. L., & McMahon, T. A. (2007). Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. *Hydrology and Earth System Sciences*, 11(5), 1633–1644. <https://doi.org/10.5194/hess-11-1633-2007>
- Pozzobom, U. M., Heino, J., Brito, M. T. da S., & Landeiro, V. L. (2020). Untangling the determinants of macrophyte beta diversity in tropical floodplain lakes: Insights from ecological uniqueness and species contributions. *Aquatic Sciences*, 82(3), 56. <https://doi.org/10.1007/s00027-020-00730-2>
- Prudente, B. S., Pompeu, P. S., Juen, L., & Montag, L. F. A. (2017). Effects of reduced-impact logging on physical habitat and fish assemblages in streams of Eastern Amazonia.

- Freshwater Biology*, 62(2), 303–316. <https://doi.org/10.1111/fwb.12868>
- Regolin, A. L., Ribeiro, M. C., Martello, F., Melo, G. L., Sponchiado, J., Campanha, L. F. de C., Sugai, L. S. M., Silva, T. S. F., & Cáceres, N. C. (2020). Spatial heterogeneity and habitat configuration overcome habitat composition influences on alpha and beta mammal diversity. *Biotropica*, 52(5), 969–980. <https://doi.org/10.1111/btp.12800>
- Roa-Fuentes, C. A., & Casatti, L. (2017). Influence of environmental features at multiple scales and spatial structure on stream fish communities in a tropical agricultural region. *Journal of Freshwater Ecology*, 32(1), 281–295. <https://doi.org/10.1080/02705060.2017.1287129>
- Sabino, J., & Zuanon, J. A. S. (1998). *A stream fish assemblage in Central Amazonia: Distribution, activity patterns and feeding behavior*. <https://repositorio.inpa.gov.br/handle/1/20743>
- Santos, F., Lima, M. G. M., Espinosa, S., Ahumada, J. A., Jansen, P. A., Spironello, W. R., Hurtado, J., Juen, L., & Peres, C. A. (2021). Site and species contribution to β -diversity in terrestrial mammal communities: Evidence from multiple Neotropical forest sites. *Science of The Total Environment*, 789, 147946. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147946>
- Santos, L. L., Benone, N. L., Soares, B. E., Barthem, R. B., & Montag, L. F. A. (2019). Trait–environment relationships in Amazon stream fish assemblages. *Ecology of Freshwater Fish*, 28(3), 424–433. <https://doi.org/10.1111/eff.12465>
- Seabra, L. B., Benone, N. L., & Montag, L. F. de A. (2022). Assessing the effects of multiple land uses on the functional beta diversity of stream fishes in the Amazon region. *Hydrobiologia*, 849(20), 4515–4527. <https://doi.org/10.1007/s10750-020-04512-7>
- Soininen, J., McDonald, R., & Hillebrand, H. (2007). The distance decay of similarity in ecological communities. *Ecography*, 30(1), 3–12. <https://doi.org/10.1111/j.0906-7590.2007.04817.x>
- Souza, C. M., Z. Shimbo, J., Rosa, M. R., Parente, L. L., A. Alencar, A., Rudorff, B. F. T., Hasenack, H., Matsumoto, M., G. Ferreira, L., Souza-Filho, P. W. M., de Oliveira, S. W., Rocha, W. F., Fonseca, A. V., Marques, C. B., Diniz, C. G., Costa, D., Monteiro, D., Rosa, E. R., Vélez-Martin, E., Azevedo, T. (2020). Reconstructing Three Decades of Land Use and Land Cover Changes in Brazilian Biomes with Landsat Archive and Earth Engine. *Remote Sensing*, 12(17), Artigo 17. <https://doi.org/10.3390/rs12172735>
- Stegmann, L. F., Leitão, R. P., Zuanon, J., & Magnusson, W. E. (2019). Distance to large rivers affects fish diversity patterns in highly dynamic streams of Central Amazonia. *PLOS ONE*, 14(10), e0223880. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0223880>

- Strahler, A. N. (1957). Quantitative analysis of watershed geomorphology. *Eos, Transactions American Geophysical Union*, 38(6), 913–920.
<https://doi.org/10.1029/TR038i006p00913>
- Teresa, F. B., & Casatti, L. (2010). *Importância da vegetação ripária em região intensamente desmatada no sudeste do Brasil: Um estudo com peixes de riacho*.
<http://hdl.handle.net/11449/22556>
- Van der Sleen, P., & Albert, J. S. (2017). *Field Guide to the Fishes of the Amazon, Orinoco, and Guianas*. Princeton University Press.
- Vannote, R. L., Minshall, G. W., Cummins, K. W., Sedell, J. R., & Cushing, C. E. (1980). The River Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37(1), 130–137. <https://doi.org/10.1139/f80-017>
- Veech, J. A., Summerville, K. S., Crist, T. O., & Gering, J. C. (2002). The additive partitioning of species diversity: Recent revival of an old idea. *Oikos*, 99(1), 3–9.
<https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2002.990101.x>
- Vörösmarty, C. J., McIntyre, P. B., Gessner, M. O., Dudgeon, D., Prusevich, A., Green, P., Glidden, S., Bunn, S. E., Sullivan, C. A., Liermann, C. R., & Davies, P. M. (2010). Global threats to human water security and river biodiversity. *Nature*, 467(7315), 555–561.
<https://doi.org/10.1038/nature09440>
- Wang, W., Jiang, Y., Li, B., Luo, W., Chu, C., & Wang, Y. (2023). How does functional distinctiveness affect single species contribution to β diversity? Evidence from a subtropical forest plot in southern China. *Ecological Indicators*, 146, 109736.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.109736>
- Xia, Z., Heino, J., Yu, F., He, Y., Liu, F., & Wang, J. (2022). Spatial patterns of site and species contributions to β diversity in riverine fish assemblages. *Ecological Indicators*, 145, 109728. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.109728>
- Zuur, A. F., Ieno, E. N., & Elphick, C. S. (2010). A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. *Methods in Ecology and Evolution*, 1(1), 3–14.
<https://doi.org/10.1111/j.2041-210X.2009.00001.x>
- Zuur, A., Ieno, E. N., Walker, N., Saveliev, A. A., & Smith, G. M. (2009). *Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R*. Springer Science & Business Media.

1 **6. Atividades complementares**

2 Participação em projetos de pesquisa:

3 Monitoramento da fauna (peixes, aves e mamíferos) em áreas florestadas de alto valor de
4 conservação nos municípios de Tailândia e Tomé-açu.

5

6 Participação em eventos

7 Participação no XXV Encontro Brasileiro de Ictiologia com apresentação de banner três em
8 primeira autoria “Influência da Densidade Populacional na Morfologia de *Knodus orteguasae*
9 em praias do Rio Acre”, “Influência do Substrato na abundância e padrões tróficos de um
10 peixe elétrico psamófilo em riachos da Amazônia Oriental” e “Fragmentos florestais
11 apresentam influência na riqueza de espécies de peixes de riachos na Amazônia Oriental?” e
12 um em coautoria “Peixes de igarapés da bacia do Acará: primeiros resultados do PPBIO
13 AmOr”.

14

15 Atividades de campo

16 Participei de quatro campos, três deles para coleta de peixes nos projetos “Diminuindo as
17 lacunas Lineanas e Wallaceanas da biota aquática na Amazônia” realizada na Reserva
18 Extrativista rio Cajari, primeira coleta do Programa de Pesquisa em Biodiversidade –
19 Amazônia Oriental (PPBIO- AmOr) sítio Tailândia e coleta do projeto de Iniciativa Amazônia
20 +10 realizada na RESEX Chico Mendes – Acre e um deles para atividades de devolutiva
21 realizado em uma escola da rede estadual do município de Tomé-Açu. Eles me ajudaram a
22 melhorar meu conhecimento em campo, na metodologia de coleta e habilidades para a
23 divulgação científica.

24 **7. Material suplementar**

25 **Tabela S1.** Relação de métricas excluídas e suas motivações

Motivo	Nome da métrica
Exclusão por ausência ou inconsistência	Média Tamanho Substrato (mm)
	Desvio Padrão Tamanho Substrato (mm)
	Log10 Subst. D50
	SubDM(D50)
	Média Piscinas Residuais (m ² por 150m de Canal)
	Relative Bed Stability (Diâmetro Crítico)
	Log10 - Relative Bed Stability (Diâmetro Crítico)
Contagem de zeros acima de 70%	Média Largura Barras de Canal (m)
	Desvio Padrão Largura Barras de Canal (m)
	Bedrock S - Rocha Lisa (%)
	Bedrock R - Rocha Rugosa (%)
	Bedrock - Rocha (Lisa+ Rugosa) (%)
	Large Boulder - Matakão Grande (%)
	Small Boulder - Matakão Pequeno (%)
	Boulder - Qualquer Matakão (Grande+ Pequeno) (%)
	Cobble - Bloco (%)
	Gravel F - Cascalho Fino (%)
	Concrete - Concreto (%)
	Hardpan - Argila Consolidada (%)
	Other - Outros (%)
	Algae - Algas (%)
	Falls - Quedas D'água (%)
	Cascade - Cascatas (%)
	Riffle - Corredeiras (%)
	Impoundment Pool - Piscina por Represamento (%)
	Plunge Pool - Piscina após Queda D'água (%)
	Lateral Scour Pool - Piscina formada pela Margem (%)
	Trench Pool - Piscina Formada por Trincheira (%)
	Backwater Pool - Piscina por Remanso (%)
	Dry Channel - Canal Seco (%)
	All Pool Types - Qualquer Tipo de Piscina
	Média Elevação Trecho
	Desvio Padrão Elevação Trecho
	Média Declividade Trecho %
	Desvio Padrão Declividade Trecho %
	Número Madeira no Leito / 150m - Classe de Tamanho 5
	Volume Madeira no Leito / 150m - Classe de Tamanho 5
	Número Madeira Total Acima / 150m - Classe de Tamanho 5

	Volume Madeira Fora / 150m - Classe de Tamanho 5
	Número Madeira Leito + Superior / 150m - Classe de Tamanho 5
	Volume Madeira Leito + Superior / 150m - Classe de Tamanho 5
	Número Madeira Leito / m ² - Classe de Tamanho 5
	Volume Madeira Leito / m ² - Classe de Tamanho 5
	Número Madeira Total Acima / m ² - Classe de Tamanho 5
	Volume Madeira Fora / m ² - Classe de Tamanho 5
	Número Madeira Leito + Superior / m ² - Classe de Tamanho 5
	Volume Madeira Leito + Sup / 150m - Classe de Tamanho 5
	Média Abrigo - Matacão
	Média Abrigo - Estruturas Artificiais
	Proporção Abrigo - Matacão
	Proporção Abrigo - Estruturas Artificiais
	Proporção Abrigo - Grande
	Índice de Proximidade Muro
	Índice de Proximidade Construção
	Índice de Proximidade Rodovia
	Índice de Proximidade Canos
	Índice de Proximidade Lixo
	Índice de Proximidade Estacionamento
	Índice de Proximidade Cultura
	Índice de Proximidade Pasto
	Índice de Proximidade Silvicultura
	Índice de Proximidade Mineração
	Índice de Proximidade Impacto Agrícola
	Proporção de Impacto Humano Agrícola por Trecho - Total (margem + < 10m + > 10m) (B+C+P)
	Proporção de Impacto Humano por Trecho - Margem (B)
	Proporção de Impacto Humano Agrícola por Trecho - Margem (B)
	Proporção de Impacto Humano por Trecho - < 10m (C)
	Proporção de Impacto Humano Agrícola por Trecho - < 10m
	Proporção de Impacto Humano Não Agrícola por Trecho - < 10m
	Proporção de Impacto Humano Agrícola por Trecho - > 10m
	Proporção de Impacto Humano Agrícola por Trecho (Número de Registros nas 22 Medições) - (< 10m + > 10m) (B+P)
	Desvio Padrão Largura Molhada (m)
	Razão Largura & Profundidade Seção
	Desvio Padrão Razão Largura & Profundidade Seção
Coeficiente de variação maior que 20%	Média Imersão (Canal + Margens) (%)
	Média Imersão (Canal) (%)

Coeficiente de variação maior que 20%	Sand - Areia (%)
	Substrato < 16 mm Diâmetro - Transecto e Mesotransecto (%)
	Total Organic - Matéria Orgânica (%)
	Rapids - Rápidos (%)
	Glide - Fluxo Suave (%)
	FA+CA+RA+RI
	GL+ All Pool Types
	Sinuosidade Trecho
	Número Madeira no Leito / 150m - Classe de Tamanho 1
	Volume Madeira Fora / 150m - Classe de Tamanho 1
	Volume Madeira Fora / 150m - Classe de Tamanho 2
	Volume Madeira Fora / 150m - Classe de Tamanho 3
	Número Madeira Leito + Superior / 150m - Classe de Tamanho 1
	Volume Madeira Leito + Superior / 150m - Classe de Tamanho 1
	Volume Madeira Leito + Superior / 150m - Classe de Tamanho 2
	Volume Madeira Leito + Superior / 150m - Classe de Tamanho 3
	Volume Madeira Leito + Superior / 150m - Classe de Tamanho 4
	Média Cobertura Dossel
	Média Cobertura intermed
	Média Cobertura rasteira
	Média Dossel+ intermed
	Média Dossel+ intermed. Lenho
	Média Cobertura total
	Média Cobertura lenhosa
	Média abrigo total
	Média Abrigo Total + Algas e Macrófitas
	Média Abrigo Natural
	Abrigo Natural (Incluindo Banco de Folhas e Raízes Vivas)
	Índice de Proximidade Estrada
	Índice de Proximidade Impacto Total
	Índice de Proximidade Impacto Não agrícola
	Número Madeira no Leito / 150m - Classe de Tamanho 2
	Número Madeira no Leito / 150m - Classe de Tamanho 3
	Número Madeira no Leito / 150m - Classe de Tamanho 4
	Volume Madeira no Leito / 150m - Classe de Tamanho 1
	Volume Madeira no Leito / 150m - Classe de Tamanho 2
	Volume Madeira no Leito / 150m - Classe de Tamanho 3
	Volume Madeira no Leito / 150m - Classe de Tamanho 4
	Número Madeira Total Acima / 150m - Classe de Tamanho 1

Coeficiente de variação maior que 20%	Número Madeira Total Acima / 150m - Classe de Tamanho 2
	Número Madeira Total Acima / 150m - Classe de Tamanho 3
	Número Madeira Total Acima / 150m - Classe de Tamanho 4
	Volume Madeira Fora / 150m - Classe de Tamanho 4
	Número Madeira Leito + Superior / 150m - Classe de Tamanho 2
	Número Madeira Leito + Superior / 150m - Classe de Tamanho 3
	Número Madeira Leito + Superior / 150m - Classe de Tamanho 4
	Número Madeira Leito / m ² - Classe de Tamanho 1
	Número Madeira Leito / m ² - Classe de Tamanho 2
	Número Madeira Leito / m ² - Classe de Tamanho 3
	Número Madeira Leito / m ² - Classe de Tamanho 4
	Volume Madeira Leito / m ² - Classe de Tamanho 1
	Volume Madeira Leito / m ² - Classe de Tamanho 2
	Volume Madeira Leito / m ² - Classe de Tamanho 3
	Volume Madeira Leito / m ² - Classe de Tamanho 4
	Número Madeira Total Acima / m ² - Classe de Tamanho 1
	Número Madeira Total Acima / m ² - Classe de Tamanho 2
	Número Madeira Total Acima / m ² - Classe de Tamanho 3
	Número Madeira Total Acima / m ² - Classe de Tamanho 4
	Volume Madeira Fora / m ² - Classe de Tamanho 1
	Volume Madeira Fora / m ² - Classe de Tamanho 2
	Volume Madeira Fora / m ² - Classe de Tamanho 3
	Volume Madeira Fora / m ² - Classe de Tamanho 4
	Número Madeira Leito + Superior / m ² - Classe de Tamanho 1
	Número Madeira Leito + Superior / m ² - Classe de Tamanho 2
	Número Madeira Leito + Superior / m ² - Classe de Tamanho 3
	Número Madeira Leito + Superior / m ² - Classe de Tamanho 4
	Volume Madeira Leito + Sup / 150m - Classe de Tamanho 1
	Volume Madeira Leito + Sup / 150m - Classe de Tamanho 2
	Volume Madeira Leito + Sup / 150m - Classe de Tamanho 3
	Volume Madeira Leito + Sup / 150m - Classe de Tamanho 4
	Sequência Fluxo Rápido, Suave e Piscinas (1= Heterogeneidade Máxima, 0= Homogeneidade Máxima)
	Sequência Fluxo Rápido e Lento
	Gravel C - Cascalho Grosso (%)
	Substrato > 16mm Diâmetro (%)
	Finos (%)
	Madeira (%)
	Raízes Finas (%)
	Serrapilheira Fina (%)
	Banco de Folhas (%)

	Macrófitas (%)
	Presença de Sedimento Pequeno no Talvegue (% do trecho)
Correlação maior que 0,6	Média Abrigo - Madeira Grande
	Média Abrigo - Vegetação Pendurada
	Média Abrigo - Margem Escavada
	Média Abrigo Grande
	Média Sub-bosque Lenhoso
	Média Rasteira Lenhosa
	Média Dossel Margens (%)
	Área Molhada Seção (Largura X Profundidade) (m ²)
	Área molhada no Trecho (Largura x Profundidade) (m ²)
	Média Profundidade Talvegue (cm)
	Média Sub-bosque Ervas
	Média Abrigo - Macrófita
	Média Ângulo Margens (graus)
	Média Largura Leito Sazonal (m)
	Média Altura Incisão (m)
	Média Abrigo - Alga Filamentosa
Compõem outras métricas	Desvio Padrão Imersão (Canal + Margens) (%)
	Desvio Padrão Imersão (Canal) (%)
	Desvio Padrão Profundidade Seção (cm)
	Desvio Padrão Profundidade Talvegue (cm)
	Desvio Padrão Largura Leito Sazonal (m)
	Desvio Padrão Altura Leito Sazonal (m)
	Desvio Padrão Altura Incisão (m)
	Desvio Padrão Área Molhada Seção (m ²)
	Desvio Padrão Ângulo Margens (graus)
	Desvio Padrão Distância Margens Escavadas (m)
	Desvio Padrão Dossel Canal (%)
	Desvio Padrão Dossel Margens (%)
	Desvio Padrão Dossel Árvores Grande
	Desvio Padrão Dossel Árvores Pequenas
	Desvio Padrão Sub-bosque Lenhoso
	Desvio Padrão Sub-bosque Ervas
	Desvio Padrão Rasteira Ervas
	Desvio Padrão Sub-bosque Ervas
	Desvio Padrão Solo Exposto
	Desvio Padrão Rasteira Lenhosa
	Desvio Padrão Cobertura Dossel
	Desvio Padrão Cobertura rasteira
	Desvio Padrão Cobertura intermed
	Desvio Padrão Dossel+ intermed
	Desvio Padrão Dossel+ intermed.lenho

	Desvio Padrão Cobertura total
	Desvio Padrão Cobertura Lenhosa
Redundância de métricas	Presença Sub-bosque por Transecto
	Presença Vegetação Rasteira por Transecto
	Presença Dossel e Sub-bosque Transecto
	Presença Vegetação Ripária por Transecto
	Proporção Abrigo - Alga Filamentosa
	Proporção Abrigo - Macrófita
	Proporção Abrigo - Madeira Grande
	Proporção Abrigo - Madeira Pequena
	Proporção Abrigo - Árvores Vivas
	Proporção Abrigo - Banco de Folhas
	Proporção Abrigo - Vegetação Pendurada
	Proporção Abrigo - Margem Escavada
	Proporção Abrigo - Total
	Proporção Abrigo - Total + Macrófitas e Algas
	Proporção Abrigo - Natural
	Proporção Abrigo Natural (Incluindo Banco de Folhas e Raízes Vivas)
	Razão Largura & Profundidade no Trecho
	Proporção de Impacto Humano por Trecho - Total (margem + < 10m + > 10m) (B+C+P)
	Proporção de Impacto Humano Não Agrícola por Trecho - Total (margem + < 10m + > 10m) (B+C+P)
	Proporção de Impacto Humano Não Agrícola por Trecho - Margem (B)
	Proporção de Impacto Humano por Trecho no fora do plot ripário
	Proporção de Impacto Humano Não Agrícola por Trecho - > 10m (P)
	Proporção de Impacto Humano por Trecho nos plots
	Proporção de Impacto Humano Não Agrícola por Trecho
	Proporção Abrigo - Antropogênico

27 **Tabela S2.** Coordenadas dos riachos amostrados e área dos seus respectivos fragmentos.

Riacho	Latitude	Longitude	Área (Km ²)
S1	-2,557	-48,898	41,08
S2	-2,585	-48,894	23,91
S3	-2,486	-48,935	50,28
S4	-2,659	-49,002	7,22
S5	-2,762	-48,962	29,88
S6	-2,832	-48,902	10,09
S7	-2,684	-48,828	1,67
S8	-2,686	-48,791	0,55
S9	-2,719	-48,731	16,24
S10	-2,381	-48,802	57,32
S11	-2,319	-48,694	86,81
S12	-2,676	-48,672	67,14
S13	-2,688	-48,675	39,15
S14	-2,613	-48,758	51,68
S15	-2,279	-48,663	4,42
S16	-2,390	-48,230	2,45
S17	-2,514	-48,590	9,52
S18	-2,479	-48,705	19,55
S19	-2,624	-48,564	34,36
S20	-2,603	-48,507	18,60
S21	-2,380	-48,230	1,92
S22	-1,960	-48,290	0,26
S23	-1,940	-48,270	4,78

28

29 **Tabela S3.** Relações entre área do fragmento e riqueza de espécies de peixes ou contribuição local para a diversidade beta (LCBD) de peixes
30 intermediada por variáveis físico-químicas (PCA 1 FQ e PCA 2 FQ) e/ou estrutura de habitat (PCA 1 Estr e PCA 2 Estr) avaliadas por modelos de
31 equações estruturais por partes.

Variável resposta final	Modelo	Variável resposta	Variável explanatória	Equação			Modelo		
				Std.Estimado	P-valor	R ²	C de Fisher	P-valor	AICc
Riqueza de espécies (S)	1	PCA 1 FQ S	Área de fragmento	-0,434	0,039	0,19	1,922	0,382	250,40
			PCA 1 FQ	-0,346	0,007	0,29			
	2	PCA 2 FQ S	Área de fragmento	-0,010	0,964	0	5,899	0,052	250,06
			PCA 2 FQ	0,281	0,066	0,15			
	3	PCA 1 FQ PCA 2 FQ S S	Área de fragmento	-0,434	0,039	0,19	2,059	0,725	325,51
			Área de fragmento	-0,010	0,964	0			
			PCA 1 FQ	0,218	0,074	0,39			
			PCA 2 FQ	0,340	0,008				
	4	PCA 1 Estr S	Área de fragmento	-0,016	0,942	0	6,705	0,035	270,46
			PCA 1 Estr	0,005	0,368	0,31			
	5	PCA 2 Estr S	Área de fragmento	-0,699	< 0,001	0,49	1,994	0,369	248,33
			PCA 2 Estr	-0,257	0,063	0,15			
	6	PCA 1 Estr PCA 2 Estr S S	Área de fragmento	-0,016	0,942	0	2,326	0,676	342,97
			Área de fragmento	-0,700	0,002	0,49			
			PCA 1 Estr	0,363	0,004	0,43			
			PCA 2 Estr	-0,246	0,043				
	7	PCA 1 FQ PCA 1 Estr S S	Área de fragmento	-0,434	0,039	0,19	8,453	0,076	349,33
			Área de fragmento	-0,016	0,942	0			
			PCA 1 FQ	-0,240	0,054	0,42			
			PCA 1 Estr	0,268	0,035				
	8	PCA 1 FQ PCA 2 Estr S	Área de fragmento	-0,434	0,039	0,19	7,112	0,13	326,85
			Área de fragmento	-0,700	< 0,001	0,49			
			PCA 1 FQ	-0,315	0,044	0,29			

		S	PCA 2 Estr	-0,065	0,672				
	9	PCA 1 Estr	Área de fragmento	-0,016	0,942	0	8,469	0,076	344,278
		PCA 2 FQ	Área de fragmento	-0,010	0,964	0			
		S	PCA 1 Estr	0,406	0,003	0,45			
		S	PCA 2 FQ	0,264	0,035				
LCBD	10	PCA 1 FQ	Área de fragmento	-0,434	0,388	0,19	0,917	0,632	-19,342
		LCBD	PCA 1 FQ	0,281	0,194	0,08			
	11	PCA 2 FQ	Área de fragmento	-0,010	0,964	0	2,195	0,334	-21,77
		LCBD	PCA 2 FQ	-0,061	0,782	0			
	12	PCA 1 FQ	Área de fragmento	-0,434	0,389	0,19	0,0932	0,32	58,935
		PCA 2 FQ	Área de fragmento	-0,010	0,964	0			
		LCBD	PCA 1 FQ	-0,061	0,778	0,08			
		LCBD	PCA 2 FQ	0,281	0,204				
	13	PCA 1 Estr	Área de fragmento	-0,016	0,942	0	2,62	0,27	-1,273
		LCBD	PCA 1 Estr	-0,429	0,041	0,18			
	14	PCA 2 Estr	Área de fragmento	-0,700	< 0,001	0,49	1,042	0,594	-24,245
		LCBD	PCA 2 Estr	0,187	0,393	0,03			
	15	PCA 1 Estr	Área de fragmento	-0,016	0,942	0	1,378	0,848	74,347
		PCA 2 Estr	Área de fragmento	-0,700	< 0,001	0,49			
		LCBD	PCA 1 Estr	-0,429	0,042	0,22			
		LCBD	PCA 2 Estr	0,187	0,355				
	16	PCA 1 FQ	Área de fragmento	-0,434	0,039	0,19	6,725	0,151	80,705
		PCA 1 Estr	Área de fragmento	-0,016	0,942	0			
		LCBD	PCA 1 FQ	0,157	0,466	0,21			
		LCBD	PCA 1 Estr	-0,377	0,089				
17	PCA 1 FQ	Área de fragmento	-0,434	0,388	0,19	6,369	0,173	57,225	
	PCA 2 Estr	Área de fragmento	-0,700	< 0,001	0,49				
	LCBD	PCA 1 FQ	0,257	0,333	0,08				
	LCBD	PCA 2 Estr	0,043	0,871					
18	PCA 1 Estr	Área de fragmento	-0,016	0,942	0	3,382	0,496	76,794	
	PCA 2 FQ	Área de fragmento	-0,010	0,964	0				

32	LCBD	PCA 1 Estr	-0,439	0,042	0,19
33	LCBD	PCA 2 FQ	-0,104	0,612	