



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

FÁBIO DOS SANTOS SILVA

Efeitos da estrutura do habitat nos padrões de diversidade beta e na singularidade da composição da comunidade de percevejos semiaquáticos em riachos Amazônicos

Belém, 2024

FÁBIO DOS SANTOS SILVA

Efeitos da estrutura do habitat nos padrões de diversidade beta e na singularidade da composição da comunidade de percevejos semiaquáticos em riachos Amazônicos

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia do convênio 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

Orientação: Prof.^a Dr.^a Karina Dias da Silva
Coorientador: Prof. Dr. Leandro Juen

Belém, 2024

**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, Fábio dos Santos.
Efeitos da estrutura do habitat nos padrões de diversidade beta ena singularidade da composição de percevejos semiaquáticos em riachos Amazônicos / Fábio dos Santos Silva. — 2024.
46 f. : il. color.
- Orientador(a): Prof^a. Dra. Prof.^a Dr.^a Karina Dias da Silva Dias-silva
Coorientador(a): Prof. Dr. Prof. Dr. Leandro Juen Dissertação
(Mestrado) - Universidade Federal do Pará,
Instituto de Ciências Biológicas, Programa de Pós-Graduação em Ecologia,
Belém, 2024.
1. Diversidade Beta, Singularidade biótica, Heterogeneidade de habitat, Insetos semiaquáticos, riachos. 2. @fabios_s03. I. Título.

CDD 574.524

FÁBIO DOS SANTOS SILVA

Efeitos da estrutura do habitat nos padrões de diversidade beta e na singularidade da composição da comunidade de percevejos semiaquáticos em riachos Amazônicos

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

COMISSÃO JULGADORA

Prof.^a Dr.^a Karina Dias da Silva
Universidade Federal do Pará (Presidente)

Prof. Dr. Bruno Spacek Godoy
Universidade Federal do Pará (Membro-titular)

Prof.^a Dr.^a Danielle Katharine Petsch
Universidade Estadual Paulista (Membro-titular)

Prof.^a Dr.^a Fabiana Schneck
Universidade Federal do Rio Grande (Membro-titular)

Prof. Dr. Leandro Schlemmer Brasil
Universidade Federal de Mato Grosso (Membro-titular)

Dr. Erlane José Rodrigues da Cunha
Instituto Tecnológico Vale (Membro-suplente)

Prof. Dr. Jean Carlos Gonçalves Ortega
Universidade Federal do Pará (Membro-suplente)

Belém, 2024

“Mas não desanime por nada. Pois até uma topada, te empurra pra frente”

Bráulio Bessa

Agradecimentos

Primeiramente, agradeço à Deus por ser meu tudo e o centro de toda a minha vida e por colocar pessoas maravilhosas e competentes no meu caminho.

À Universidade Federal do Pará, por sediar, financiar e permitir o desenvolvimento desse trabalho, mesmo em meio ao corte de verbas.

Ao Programa de Pós-graduação em Ecologia, à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior, pela bolsa de estudo.

Ao Laboratório de Ecologia e Conservação pela disponibilização do espaço físico e dos materiais necessários para execução desse trabalho.

A minha orientadora Dr.^a Karina Dias da Silva, pelos ensinamentos e dedicação na minha formação acadêmica, pela compreensão e a amizade.

Ao meu coorientador Dr. Leandro Juen, pelos ensinamentos e dedicação na minha formação acadêmica, bem como na execução desse trabalho e o acolhimento.

Aos meus pais, José Arnaldo Soares da Silva e Maria Francisca dos Santos Silva, pelo amor, carinho, cuidado, ensino de valores, dedicação, correção e por todo suporte dado ao longo de toda minha vida.

Aos meus irmãos, Flaviane Silva, Fabricio Silva e Fabiano Silva.

Aos meus amigos e colegas dos laboratórios (LABECO e LEIA-X), pela vida partilhada, paciência e carinho.

Aos friends forever: Erlane Cunha, Fernando G. Carvalho, Milena Lima, Josinete S. Monteles e Joas S. Brito pelo companheirismo e amizade, pelos ótimos bate-papos nos cafezinhos e barzinhos do dia e pelas discussões que geraram importantes acréscimos à dissertação e aos conhecimentos gerais.

Sumário

RESUMO	8
INTRODUÇÃO	10
MATERIAL E MÉTODOS	12
<i>Área de estudo</i>	12
<i>Delineamento amostral e amostragem biológica</i>	14
<i>Variáveis de usos e coberturas de terra</i>	15
<i>Variáveis ambientais</i>	15
<i>Decomposição da Diversidade Beta</i>	16
<i>Decomposição da Singularidade composicional (LCBD)</i>	16
<i>Análise de dados</i>	16
RESULTADOS	18
<i>Condições ambientais</i>	18
<i>Descrição da comunidade</i>	19
<i>Diversidade Beta</i>	20
<i>Singularidade composicional</i>	20
DISCUSSÃO	23
CONCLUSÃO	26
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICA	27
ANEXO	38
<i>Apêndice 1</i>	38

Efeitos da estrutura do habitat nos padrões de diversidade beta e na singularidade da composição da comunidade de percevejos semiaquáticos em riachos Amazônicos

RESUMO

Devido à expansão das atividades humanas nos ecossistemas de água doce, as alterações na paisagem são cada vez mais constantes, provocando a perda dos habitats naturais e conseqüentemente, da biodiversidade a eles associados. Isso ocorre porque os sistemas aquáticos de água doce como os riachos amazônicos possuem uma grande variação das condições naturais, mas em virtude das alterações antrópicas, pode ocorrer a homogeneização e a simplificação de habitats. Em virtude desse cenário, o objetivo desse estudo é avaliar a influência da estrutura do habitat nos padrões de diversidade beta e na singularidade da composição de espécies em riachos da Amazônia Oriental. Testaremos as hipóteses de que (i) a diversidade beta é mais relacionada às variáveis ambientais locais, uma vez que as alterações das condições abióticas entre os locais podem provocar uma substituição ou perda das espécies; e que (ii) a singularidade vai ser positivamente relacionada com a variação das variáveis ambientais locais, uma vez que a heterogeneidade de habitat impulsiona a diversidade beta, possibilitando que espécies com diferentes requerimentos ambientais possam persistir. O nosso grupo alvo são os percevejos semiaquáticos da subordem Heteroptera, a mais diversa entre os insetos hemimetábolos, conhecidos por sua sensibilidade as alterações ambientais. Foram realizadas coletas em 32 riachos de pequena ordem, juntamente com as variáveis ambientais que foram utilizados para relacionar a heterogeneidade de cada local. A nossa hipótese de que a diversidade beta é mais relacionada com as variáveis ambientais locais não foi confirmada, uma vez que não houve efeito do ambiente e espaço. A ausência de associação pode estar relacionada a interações bióticas, variáveis não medidas e até mesmo a mecanismos estocásticos, como a dispersão. Nossos resultados mostraram que comunidades mais singulares ocorrem em igarapés mais pobres em espécies e com menor cobertura de dossel e a singularidade composicional são fatores chaves na organização das comunidades de insetos nos riachos, especialmente em regiões fortemente afetadas pela urbanização e intensificação do uso da terra. Padrões que estruturam a composição e distribuição de metacomunidades nas regiões tropicais e temperadas ainda não são totalmente compreendidos. Sugerimos que estudos visando entender até que ponto as comunidades locais contribuem para a variação total em uma

metacomunidade devem abranger não apenas características ambientais, mas também diferentes métricas de singularidade ambiental como traços funcionais e escalas temporais.

Palavras-chave: Variáveis ambientais, Composição, Heterogeneidade de habitat, Insetos semiaquáticos, Processos locais .

Effects of habitat structure on beta diversity patterns and singularity of semiaquatic bedbug community composition in Amazonian streams

Abstract

Due to the expansion of human activities in freshwater ecosystems, changes in the landscape cause the loss of natural habitats and, consequently, biodiversity. This is because the aquatic systems of streams have a great variation of natural conditions, but due to anthropic changes, homogenization and simplification of habitat may occur. Due to this scenario, the objective of this study is to evaluate the influence of habitat structure on beta diversity patterns and singularity of composition in Amazonian streams. Where we will test the hypotheses that (i) beta diversity is more related to local environmental conditions, since changes in abiotic conditions between sites may cause a substitution or loss of species; and that (ii) singularity will be positively related to the variation of local environmental conditions, since habitat heterogeneity drives beta diversity, allowing species with different environmental requirements to persist. Our target group are the semiaquatic bedbugs of the suborder Heteroptera the most diverse among the hemimetabolos insects known for their sensitivity to environmental changes and were collected in 32 small streams, environmental factors that were used to estimate the heterogeneity of each site. Our hypothesis that beta diversity is more related to local conditions showed no effect on environment and space. What can be inferred is that the absence of association may be related to the strongest biotic interactions, variables not measured, and stochastic mechanisms, such as dispersion, may be influencing the community in the study area. Our results showed that more singular communities occur in poorer igarapés in species and with lower canopy cover and compositional singularity are key factors in the organization of insect communities in streams, especially in regions strongly affected by urbanization and land use intensification. Patterns that structure the composition and distribution of metacommunities in tropical and temperate regions are not yet fully understood. We suggest that studies to understand the extent to which local communities contribute to total variation in a metacommunity should cover not only environmental characteristics, but also different metrics of environmental singularity as functional traits and time scales.

Keywords: Environmental variables, Composition, Habitat heterogeneity, Semiaquatic insects, Local processes .

INTRODUÇÃO

O bioma amazônico é conhecido por possuir elevada riqueza de espécies e abundância de recursos naturais (Capobianco et al., 2004). Ao mesmo tempo, apresenta alto índice de alterações da paisagem natural (Sioli, 2012; Gardner et al. 2013) devido à extração dos recursos naturais para fins econômicos, principalmente pela ação de exploração madeireira, mineração (Sonter et al., 2017; Da Silva & Andrade, 2017) e expansão agrícola (Laurance et al., 2014), cujos impactos diretos ou indiretos resultam na perda da biodiversidade.

Os ecossistemas aquáticos de água doce, principalmente de pequeno porte estão entre os mais ameaçados (Castello et al., 2013, 2016), em virtude de sua sensibilidade e grande dependência da bacia de drenagem. Em consequência disso, as alterações que acontecem na paisagem natural provocam mudanças na estrutura física e química dos corpos de água e na entrada de energia (Juen et al., 2016). Tais mudanças aumentam a entrada de sedimentos em virtude da retirada da vegetação marginal, desestabilizando as margens, aumentando a erosão e reduzindo a entrada de matéria orgânica no ambiente (Vannote et al., 1980; Martins et al., 2017). Além disso, afeta as condições ambientais e a disponibilidade de recursos, como folhas, galhos e madeira que são usados para abrigo, locais de nidificação e para o forrageamento das espécies (Hutchinson et al., 1959; Lima, et al., 2022). Afetando a composição da biota aquática devido à redução da heterogeneidade natural de habitats (Luiza-Andrade et al., 2022; MacArthur & MacArthur, 1963).

A heterogeneidade de habitat é um dos mecanismos que estruturam as comunidades e garantem a diversidade biológica, pois possibilitam que espécies com requerimentos distintos possam coexistir no mesmo local (Stark et al., 2017; Seibold et al., 2016; Heino et al., 2013). Isso porque a variação nas condições ambientais e da oferta de recursos pode afetar a abundância e ocorrência da espécie em cada habitat, promovendo a perda/ganho ou substituição local de espécies (Leibold et al., 2004). Geralmente, quanto maior a variação nas condições e recursos ambientais disponíveis, maior será a diferença nas comunidades, possibilitando as espécies ocorrerem em locais onde as condições ambientais estão dentro dos limites favoráveis à sua sobrevivência por conta do aumento da heterogeneidade local (Hutchinson, 1959; Dolédec et al., 2000). A redução na heterogeneidade do habitat tende a desfavorecer as espécies

especialistas, sensíveis em habitats mais comuns o que limita a ocorrência dessas espécies nestes locais (Mykrä & Heino, 2017; Basel et al., 2024). Por outro lado, favorece espécies com características funcionais e morfológicas que garantam tolerância ou maior resistência à variação ambiental (Hutchinson, 1957; Luiza-Andrade et al., 2022).

A variação na composição da comunidade ou a extensão de mudança na estrutura da comunidade, entre os locais, em resposta a gradientes ambientais, é conhecida como diversidade beta (Whittaker 1960). A diversidade beta pode ajudar no entendimento da importância e quais mecanismos estão atuando na montagem da comunidade através da interpretação, por exemplo, dos seus componentes constituintes como substituição de espécies (*turnover*- β sim) e aninhamento (*nestedness* - β ness) (Baselga, 2010, 2013). O *turnover* pode ser associado a processos de dispersão e filtragem ambiental, enquanto o aninhamento geralmente pode ocorrer como resultado das condições ambientais e colonização (Soininen; Heino; Wang, 2018). Apesar de ser uma abordagem já consolidada na literatura (Anderson et al., 2011; Cardoso et al., 2014; Dong et al., 2021), nos últimos anos novas propostas de análise e de interpretações de seus constituintes foram sugeridas. Legendre e De Cáceres (2013) propuseram um componente para descrever a diversidade biótica que mede o grau de singularidade ecológica (LCBD - Contribuição Local para a Diversidade Beta). O LCBD mede a contribuição de cada local para a variação composicional total entre as assembleias na área em estudo e, portanto, pode ser usado para classificar os locais com base em sua singularidade composicional, sendo que altos valores de LCBD podem indicar alta importância do local para a diversidade geral e podem ser úteis para identificar locais-chave para conservação. Além disso, o LCBD pode ajudar a entender como os mecanismos que mantêm a diversidade variam entre as escalas espaciais local a regional, interpretando as mudanças ou impactos medidos localmente (Socolar et al., 2016).

Os hemípteros semiaquáticos da infraordem Gerromorpha têm sido utilizados em estudos que avaliam ambientes aquáticos antropizados na região amazônica (Moy et al., 2022; Guterres et al., 2020). São predadores, com locomoção sobre a superfície da água (Andersen, 1982), abrangendo desde organismos que são exclusivamente sem asas (ápteras) até espécies polimórficas (Andersen, 1982). Essa variação possibilita diferentes capacidades de dispersão, podendo influenciar na sensibilidade ou resistências as alterações ambientais (Cunha et al., 2020a). Ocupam diversos nichos sendo bioindicadores de alterações ambientais por estarem fortemente associados a determinados fatores ambientais (Dias-Silva et al., 2010). Assim, tais

aspectos permitem que Gerromorpha seja um grupo alvo ideal para a realização de estudos que avaliem os padrões de diversidade e avaliação de alterações antrópicas.

Este estudo tem o objetivo de avaliar a influência da estrutura do habitat nos padrões de diversidade beta e na singularidade da composição de percevejos semiaquáticos em riachos amazônicos, ao longo de um gradiente ambiental. Para isso, testaremos as hipóteses de que (i) a diversidade beta é mais relacionada às variáveis ambientais locais, uma vez que as alterações das condições abióticas entre os locais podem provocar uma substituição ou perda das e que (ii) a singularidade biótica (em nosso estudo mensurado como o LCBD), vai ser positivamente relacionado com a variação das variáveis ambientais, uma vez que a heterogeneidade de habitat impulsiona a diversidade beta.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O estudo foi realizado em 32 igarapés no município de Barcarena e Abaetetuba (Fig. 1), localizado no estado de Pará ($1^{\circ}30'21''S$; $48^{\circ}37'33''O$). A região apresenta o clima equatorial úmido e paisagem com vegetação caracterizada por florestas secundárias e de várzeas (Tavares et al., 2021), a maioria de Terra Firme. A região apresenta temperatura média anual de $27^{\circ}C$, com variação térmica mínima, e precipitações acima de 2.500 mm por ano, ocorrendo maiores volumes nos primeiros seis meses do ano (Furtado et al., 2020). Abrange uma área com alterações ambientais provocadas pela ação de industrialização, urbanização e uso do solo para pecuária e agricultura familiar, com mais de três décadas de ações na região, tendo influências diretas nos igarapés como áreas de escoamento da produção de alumínio, alterando as condições do habitat e a integridade das margens dos igarapés (Fig. 2) (Lemos et al., 2021).

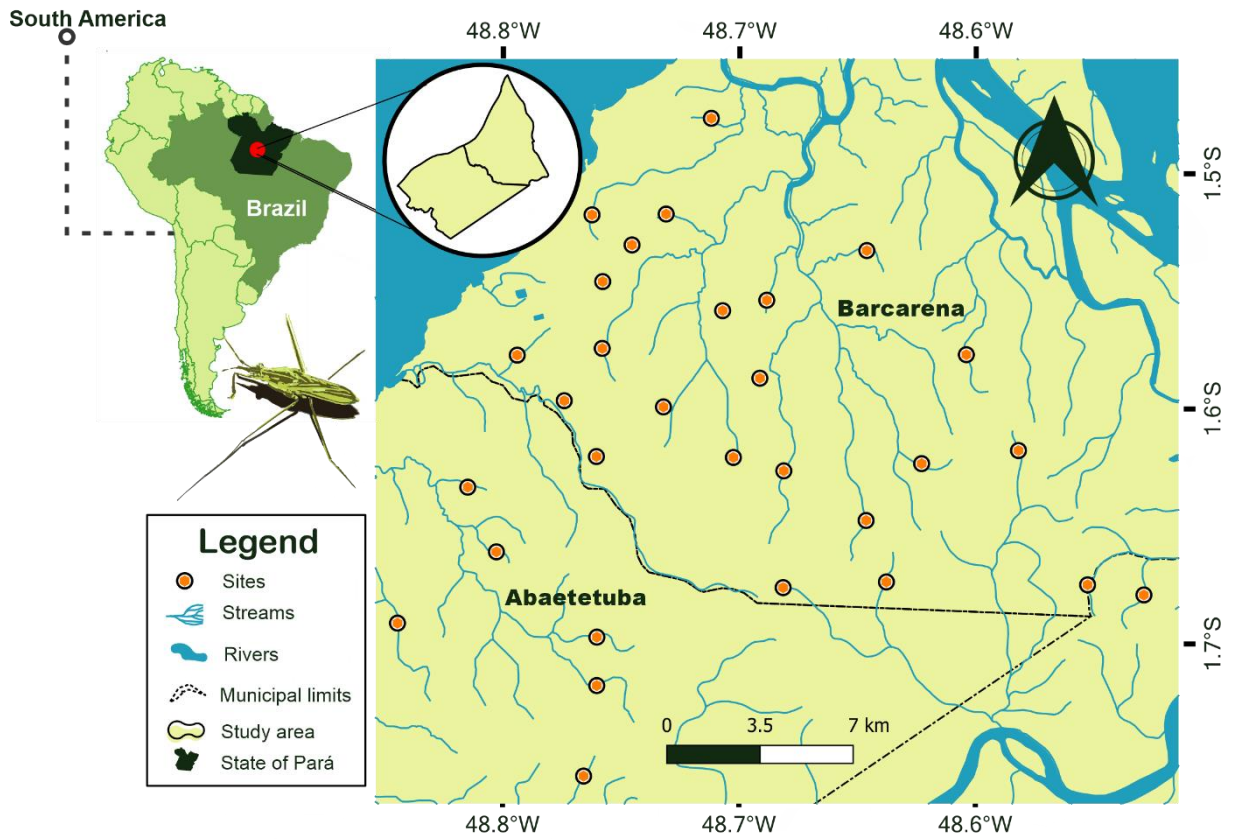


Fig. 1. Localização dos 32 igarapés na região da Bacia do Murucupi, municípios de Barcarena e Abaetetuba, Pará, Brasil.



Fig. 2. Igarapés na região de Barcarena, (A) igarapé com presença de distúrbio antrópico, apresentando menor integridade de acordo com o Índice de Integridade de Habitat (HII) e (B) igarapé com maior integridade do habitat.

Delineamento amostral e amostragem biológica

As coletas foram realizadas no período de estiagem e de menor precipitação na região para evitar carreamento dos organismos e maiores oscilações nas variáveis ambientais. Em cada igarapé foi amostrado um transecto de 150 m dividido em 10 seções de 15 metros cada, onde cada transecção foi demarcada e nomeada com as letras “A” (a jusante) a “K” (a montante, próximo à nascente) na qual mensuramos as variáveis da morfologia do canal, o índice de integridade do habitat e as variáveis físico-químicas (Fig. 3) (Peck et al. 2006). As variáveis físico-químicas foram aferidas apenas nas extremidades e no meio dos riachos (transecções A, F e K).

Os indivíduos foram capturados ao longo dos 150 m com peneira de 18 centímetros de diâmetro e malha de 1mm com um esforço médio de coleta de uma hora (1h) através de uma varredura sobre a lâmina d’água e nas margens (Cunha & Juen, 2017). Os organismos coletados foram armazenados e levados para laboratório para identificação por meio de chaves dicotômicas até nível de espécie (Moreira et al., 2018; Moreira & Barbosa, 2014), fixados em álcool etílico a 80% e depositados na coleção Científica do Museu de Zoologia da Universidade Federal do Pará.

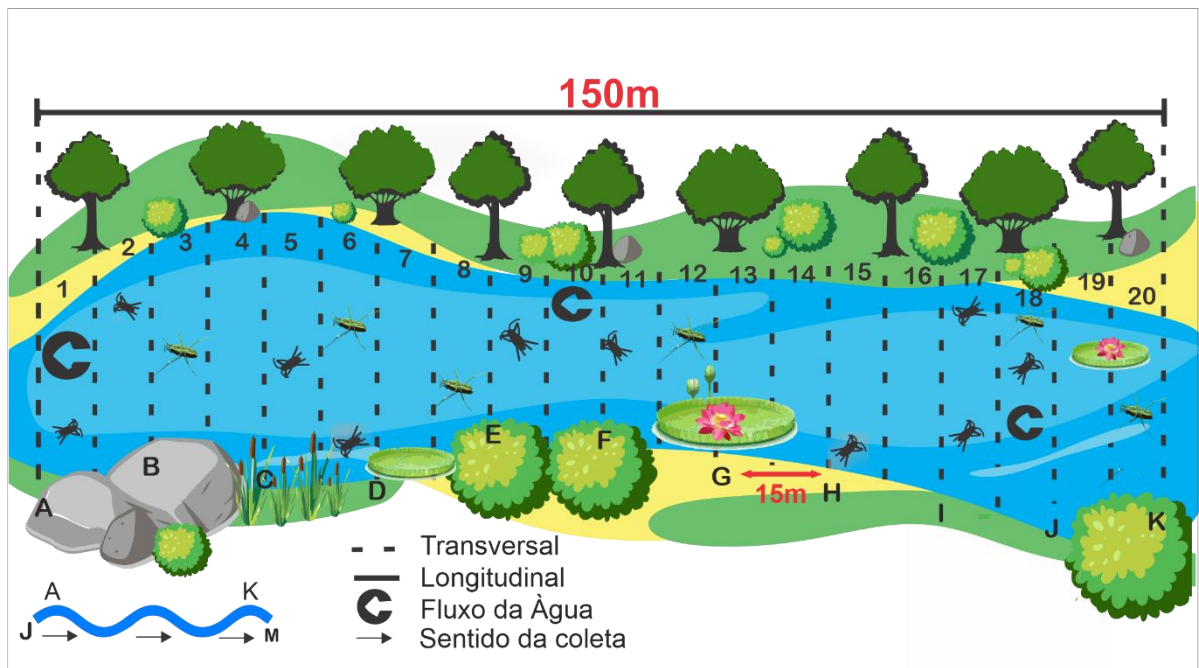


Fig. 3. Ilustração da divisão dos segmentos em 150 m de transecto. Segmentos com 15 m de distância entre si e com as 20 seções que seguem o sentido da jusante (J) para montante (M) nos igarapés.

Variáveis de usos e coberturas de terra

A caracterização dos usos e coberturas de terra foram realizadas nos buffers dos trechos de riachos selecionados neste estudo usando *softwares* de geoprocessamento. Com o ArcGis 10.1 (ESRI, 2014), em ferramentas de análise espacial, foi utilizado também para delimitar os *buffers* laterais na rede de drenagem das microbacias. Utilizou-se para essa etapa modelos digitais de elevação do terreno (SRTM) com resolução espacial de 30 metros.

As classes de usos e coberturas de terra (UCT) foram identificadas por meio do PDI de satélite e orientada ao objeto e validação com imagens do MapBiomas dos períodos. As classes utilizadas no estudo foram: formação florestal, pastagem, mineração, lavouras temporárias. Após a classificação das imagens e posterior validação dos usos e coberturas de terra, as dimensões de cada classe foram quantificadas em km² nas respectivas escalas espaciais da paisagem, segundo metodologias adaptadas de Wang *et al.* (2000), Clapcott *et al.* (2012) e Feld (2013) na qual utilizamos um *Buffer* de 150 m nos pontos amostrados.

Índice de integridade de habitat

Nessimian e colaboradores (2008) elaboraram um Índice de Integridade de Habitat (IIH) com base no protocolo de Petersen (1992) para avaliar a integridade física de igarapés e matas ciliares na região amazônica que varia de zero a um onde os valores mais próximos de zero são os riachos mais degradados e os mais próximos de um são mais conservados. O IIH consiste em doze questões com cada uma contendo de quatro a seis alternativas de resposta que avaliam o local quanto ao uso da terra, zona ripária, características do leito, e morfologia do canal de fluxo ao entorno do igarapé, obstruções na passagem de água, caracterização do substrato do riacho, presença/quantidade de detritos no local. Utilizamos o IIH para explorar e visualizar a variação ambiental nos pontos amostrados e sua relação com as variáveis selecionadas.

Variáveis ambientais

Previamente à realização das análises, selecionamos 16 variáveis (Material Suplementar- 1) de acordo com a literatura que exercem forte influência na composição de Gerromorpha (Brasil *et al.*, 2020; Cunha *et al.*, 2015; Dias-Silva *et al.*, 2021; Juen *et al.*, 2016; Guterres *et al.*, 2020) para representar os fatores ambientais e de habitat nos 32 igarapés. Sendo seis relacionadas às características ambientais da morfologia do canal, seis relacionadas às características físico-químicas e quatro relacionadas às características de uso do solo. Sendo

que as variáveis relacionadas a morfologia do canal, utilizamos a média calculada de acordo com Peck et al., (2006) e Kaufman et al., (1999).

Utilizamos uma análise de correlação de Pearson para retirar as variáveis correlacionadas, considerando um corte de $r = 0,7$. Em seguida, selecionamos as variáveis ambientais pelo método BioEnv (Clarke e Ainsworth, 1993) que gera matrizes euclidianas para todos os possíveis subconjuntos de variáveis ambientais que melhor representam os efeitos da heterogeneidade ambiental, para dados de presença e ausência e de abundância. Ao final, as variáveis selecionadas para serem utilizadas como preditoras ambientais foram temperatura da água e oxigênio dissolvido (parâmetros físico-químico), cobertura dossel (morfologia do canal) e cobertura florestal (uso do solo) (Fig. 5 e Tab. 1). Estas variáveis foram padronizadas utilizando o método Standardization para representar a mesma unidade de medida (Material Suplementar- 1).

Decomposição da Diversidade Beta

A diversidade beta foi calculada através da aplicação de índice de dissimilaridade, quantificando-se então o quão diferentes são as comunidades em relação à composição de espécies (Baselga et al., 2010). Calculamos a diversidade beta utilizando como coeficiente o Índice de Sørensen baseados em dados de ocorrência das espécies (Baselga et al., 2010). Construímos uma matriz de dissimilaridade da diversidade beta total ($\beta_{\text{Total}} - \beta_{\text{sor}}$) e essa matriz, foi particionada em dois componentes, substituição (*Turnover*- β_{sim}) e aninhamento (*Nestedness*- β_{nes}) (Baselga et al., 2010, 2013).

Decomposição da Singularidade composicional (LCBD)

Para calcular a singularidade da composição de espécies, extraímos da diversidade beta total (β_{Total}) o LCBD, para a substituição de espécies (LCBD $_{\beta_{\text{sim}}}$) e aninhamento (LCBD $_{\beta_{\text{nes}}}$) utilizando a matriz de presença-ausência com o índice desenvolvido por Legendre & De Cáceres (2013), que fornece uma medida da contribuição relativa de determinada unidade amostral para a diversidade beta. Com os valores de LCBD variando de 0 a 1, valores crescentes de LCBD indicam uma composição de espécies com maior grau de singularidade em relação à comunidade típica (Landeiro et al., 2018).

Análise de dados

Em nosso estudo, cada riacho foi considerado uma amostra, totalizando 32 amostras. Aplicamos uma análise de componentes principais (PCA) para visualizar o padrão de variação e o gradiente ambiental entre as amostras. As variáveis foram padronizadas, sendo as que mais

contribuíram para a formação dos eixos selecionadas com base no valor dos *loadings* de 70% (Legendre & Legendre 2012).

Para testar quais preditoras ambientais estão mais relacionadas com diversidade beta total (hipótese i) utilizamos uma análise de redundância baseada em distância (dbRDA; Legendre & Anderson, 1999), em que a variável resposta corresponde às matrizes de dissimilaridade e as variáveis preditoras foram a temperatura da água, oxigênio dissolvido, cobertura florestal e a cobertura do dossel. Para testar a dbRDA, utilizamos uma análise de variância (ANOVA). Adicionamos como variáveis condicionais os vetores espaciais (PCNM) na dbRDA baseadas nas coordenadas geográficas dos riachos. Selecionamos as variáveis em ambas as matrizes por seleção progressiva (Blanchet et al. 2008). Dessa forma, esta análise decompõe a variação na abundância das comunidades das matrizes ambiental e espacial em quatro frações: (a) variação determinada por fatores ambientais 'puros', (b) variação determinada pelo ambiente espacialmente estruturado, (c) variação determinada por fatores espaciais 'puros' e (d) variação inexplicável (Peres-Neto et al. 2006).

Calculamos a singularidade composicional da comunidade dos locais utilizando o valor do LCBD (hipótese ii). Para testar o efeito das preditoras ambientais sobre a singularidade utilizamos um modelo de regressão beta (Cribari-Neto & Zeileis, 2010). Esta análise é adequada para modelar variáveis tomando valores de 0 a 1, como é o caso do LCBD, sendo flexível em levar em conta a heterocedasticidade. Para explorar como LCBD se relaciona com outros atributos da comunidade como a riqueza, utilizamos a correlação de Pearson para correlacionar valores de LCBD com riqueza de táxons e com o índice de dominância de Simpson. Usamos correlogramas baseados em *I* de Moran para testar a autocorrelação espacial na singularidade composicional (LCBD) do modelo da beta regressão. Isso nos permite avaliar se os locais geograficamente próximos eram semelhantes em sua singularidade composicional e verificar os pressupostos de independência residual do modelo de regressão beta. Utilizamos a função “*correlog*” do pacote “*pgirmess*” (Giraudoux 2018) e a função “*mem.select*” do pacote “*adespatial*” (Dray et al. 2020) para testar autocorrelação espacial na beta regressão.

Usamos o programa R para realizar as análises estatísticas e os seguintes pacotes: (1) usamos o pacote “*vegan*” (Oksanen et al. 2022) para padronizar as variáveis ambientais, (2) calculamos a partição da diversidade beta com o pacote “*betapart*” (Baselga et al., 2010), (3) usamos a função “*beta.div*” do pacote “*adespatial*” (Legendre et al., 2014) para calcular LCBD e (4) usamos a função “*capscale*” do pacote “*vegan*” (Oksanen et al. 2022) para calcular a dbRDA (Legendre & Anderson, 1999) e (5) modelamos as preditoras ambientais usando

regressão beta (Cribari-Neto & Zeileis, 2010) no pacote “betareg”, e (6) realizamos a edição gráfica no pacote “ggplot2” (Wickham 2016).

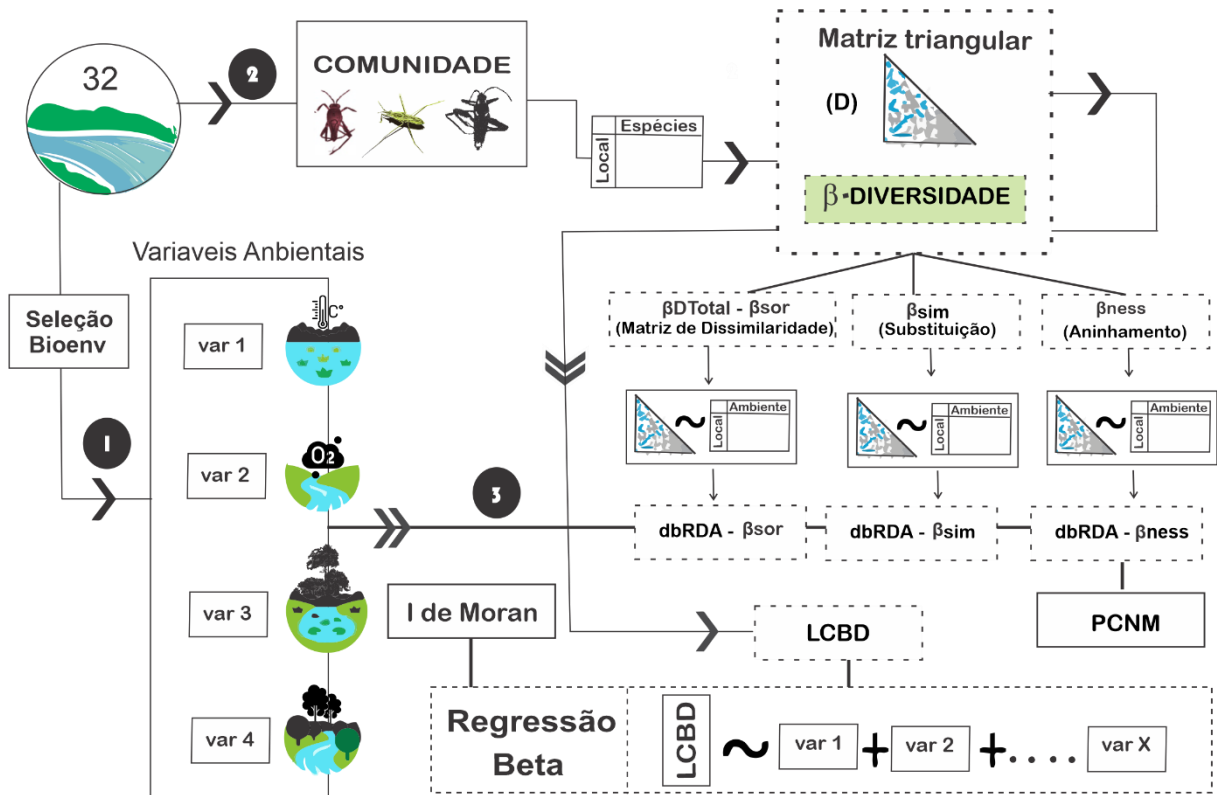


Fig. 4. Fluxograma das análises estatísticas realizadas nesse estudo. Os itens 1 e 2 representam as tabelas de dados brutos das variáveis ambientais e da assembleia de percevejos semiaquáticos respectivamente. Os retângulos representam a estrutura dos dados para cada uma das análises. Os quadros pontilhados representam as análises relacionadas a diversidade beta da assembleia. O item 3 representa a relação das variáveis ambientais para diversidade beta total e a contribuição da singularidade da composição local (LCBD) com as variáveis ambientais.

RESULTADOS

Condições ambientais

A integridade ambiental representada pelo HII variou entre 0,25 a 0,67. Considerando o valor do limiar de integridade de HII = 0,6, vinte e três córregos foram considerados alterados ou com elevado distúrbio humano e nove córregos foram considerados preservados (material suplementar apêndice 1). A Análise de Componentes Principais em seus dois primeiros eixos, explicou 60% da variação (Fig. 5), as variáveis que mais contribuíram para a formação dos eixos foram cobertura do dossel positivamente e temperatura da água negativamente (Tab. 1). Os igarapés com maiores valores de HII estiveram mais relacionados com as variáveis cobertura do dossel e temperatura da água, por outro lado igarapés com menores valores de HII apresentaram menores diferenças na cobertura do dossel e temperatura da água.

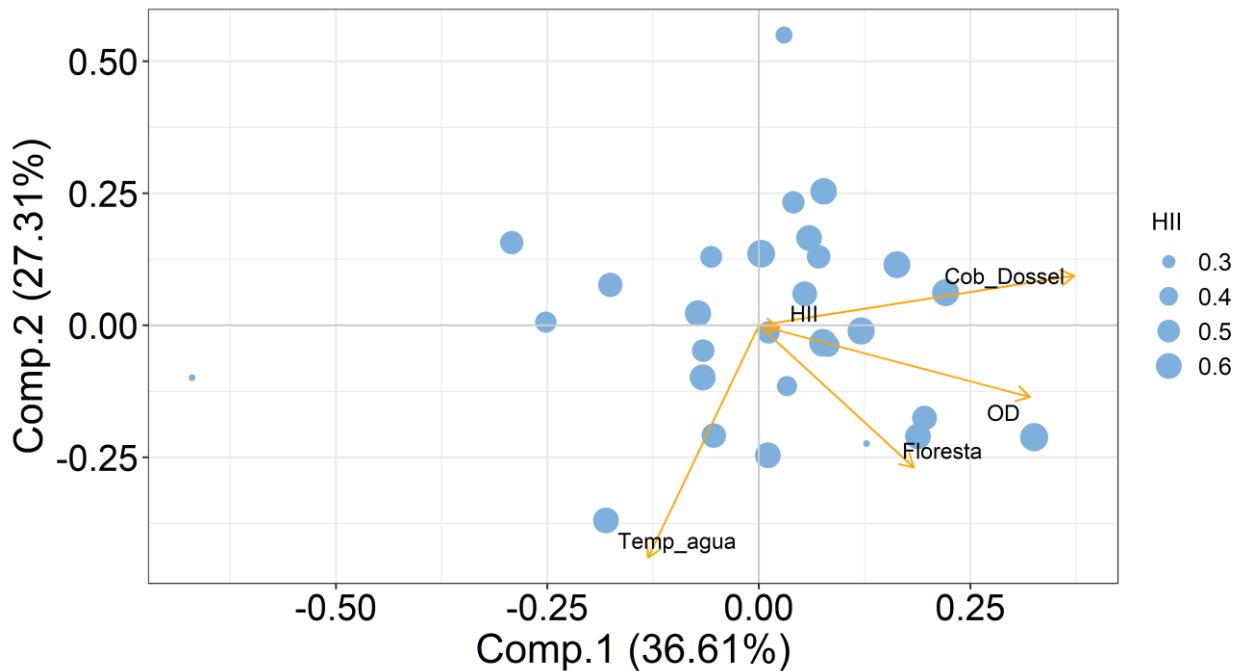


Figura 5. Variação ambiental nos pontos amostrados e a relação das métricas locais selecionadas (Cobertura do Dossel, Oxigênio Dissolvido, Porcentagem de Floresta e Temperatura d'água) e a integridade do habitat representado pelo HII.

Tabela 1. Variáveis ambientais e suas relações de similaridade com os dois primeiros eixos da Análise de Componentes Principais nos pontos amostrais. (Cobertura do Dossel - CD, Oxigênio Dissolvido - OD, Porcentagem de Floresta - PF, Temperatura d'água - TA e Índice de Integridade do Habitat - HII)

Métricas	Comp.1	Com.2
Cobertura Dossel	0.82	0.26
OD	0.69	-0.19
Temperatura	-0.12	-0.91
Floresta	0.30	-0.4
HII	0.79	-0.09
Autovalor	1.89	1.1
%Exp.	37.71	22.06
%Exp. Acum	37.71	59.77

Descrição da comunidade

Identificamos 2.206 indivíduos, distribuídos em quatro famílias, 15 gêneros e 38 espécies de percevejos semiaquáticos. As maiores abundâncias foram para *Brachymetra lata* (4,8%), *Euvelia lata* (4,5%), *Rhagovelia brunae* (28%), *R. elegans* (20%), *Stridulivelia alia* (4,7%), *Cylindrostethus palmaris* (14%). A família Gerridae correspondeu a 963 indivíduos

(43%) e Veliidae com 1231 indivíduos (55%), sendo as famílias com maior representatividade. A riqueza observada nos riachos variou entre 1 a 14 espécies, com média geral por riachos de 6,39 (desvio 0,16 a 24,79) (material suplementar apêndice 1).

Diversidade Beta

A diversidade beta total (β_{Total}) de Gerromorpha em 32 riachos foi igual a 0.86, composta por 92% de turnover (β_{sim}) e 8% de aninhamento (β_{nes}) (Fig.6).

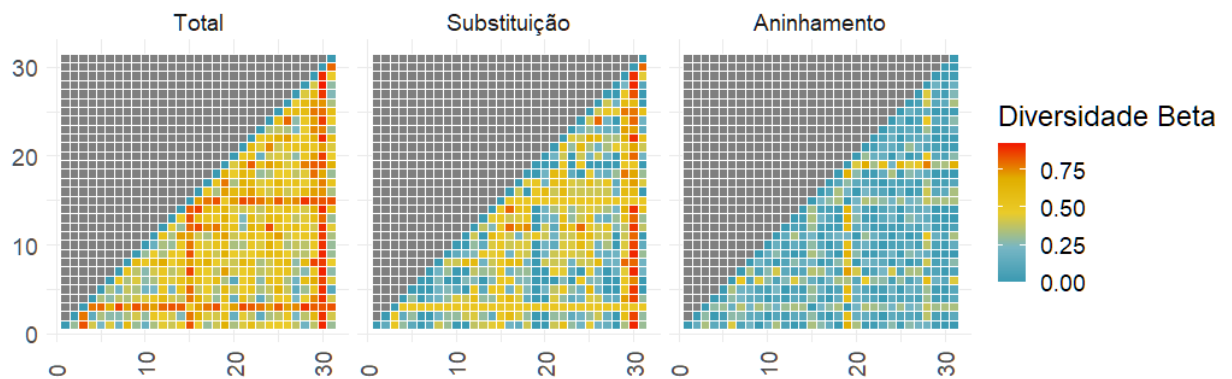


Fig.6. Diversidade beta total entre os pontos amostrais. Cada ponto representa um par de unidades amostrais, a posição desses é determinada pela porcentagem (%) da β_{total} .

Singularidade composicional

As correlação de Pearson entre o LCBD e riqueza de espécies foi negativa e significativa ($r = -0.414$, $p = 0.020$) enquanto com o índice de dominância de Simpson foi positiva e significativa ($r = 0.494$, $p = 0.004$), indicando que locais únicos podem incluir poucas espécies e ter alta dominância (material suplementar apêndice 1). O correlograma baseado no modelo de regressão beta mostrou uma autocorrelação positiva, porém não significativa na primeira classe de distância (I de Moran = 0,35, $p > 0,05$ após correção Bonferroni). Indicando que a autocorrelação espacial nos resíduos do modelo não foi forte (Fig.7a, 7b).

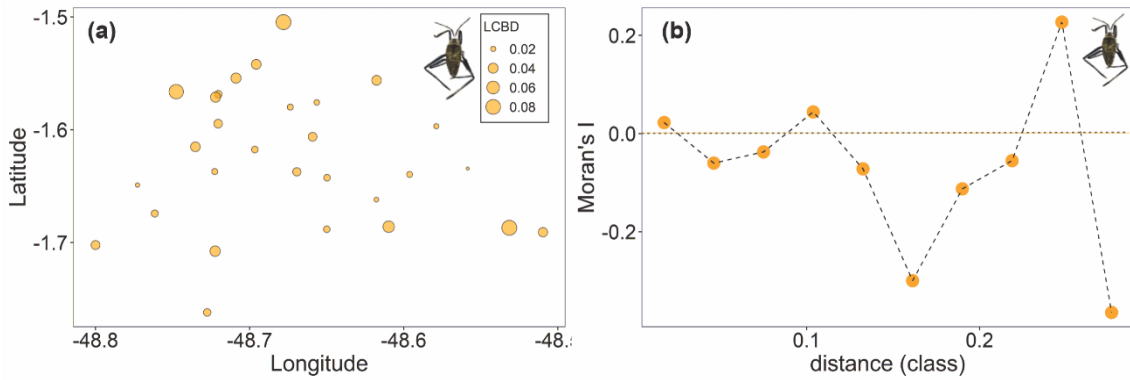


Fig.7. Variação espacial na composição da singularidade (Contribuição Local para Diversidade Beta, LCBD - painéis a direita a, b). Tamanho do círculo no painel (a) é proporcional aos valores de LCBD.

A análise de redundância baseada em distância (dbRDA) mostrou que as preditoras ambientais não tiveram efeito na partição da diversidade beta de percevejos para o ambiente puro na β_{Total} ($F = 1,530$, $p = 0,124$) e o espaço ($F = 1,059$, $p = 0,437$), para o aninhamento o ambiente puro β_{nes} ($F = 2,712$, $p = 0,114$) e o espaço ($F = 2,712$, $p = 0,13$), nem para turnover com o ambiente puro β_{sim} ($F = 1,028$, $p = 0,124$) e para o espaço ($F = 1,375$, $p = 0,414$), não corroborando com nossa primeira hipótese. Os gráficos dos modelos da dbRDA estão disponíveis no material suplementar (Apêndice 1).

O modelo de regressão beta mostrou que houve efeito das preditoras ambientais sobre a singularidade da composição com uma variação explicada de $R_{\text{adj}}=0,209$ para LCBD_{tot} e de $R_{\text{adj}}=0,183$ para LCBD_{sim} (Tab. 3 e Fig. 8). A temperatura da água foi um fator importante para a substituição de espécies nas comunidades, sendo que localidades com águas mais frias apresentam uma comunidade mais singular. O mesmo foi observado para singularidade total da comunidade, porém junto a temperatura, a redução da cobertura vegetal levou a uma diferenciação maior na comunidade não corroborando com nossa segunda hipótese.

Tabela 3. Resultado dos modelos da beta regressão para os componentes do LCBD, para dados de incidência. As variáveis ambientais foram usadas como preditoras e a matriz beta como variável resposta.

Matriz	Preditores	LCBD β_{sor}			LCBD β_{sim}			LCBD β_{sne}		
		Estimate	<i>z</i>	<i>p</i>	Estimate	<i>z</i>	<i>p</i>	Estimate	<i>z</i>	<i>p</i>
Ocorrência	Intercepto	-3.353	-46.134	<0.05*	-3.405	-25.273	<0.05*	-3.0645	-14.301	<0.05*
	Dossel	-0.138	-1.909	0.056	-0.151	-1.227	0.220	-0.4531	-2.733	0.00628
	OD	-0.064	-0.824	0.410	-0.136	-1.053	0.292	0.17509	1.344	0.17886
	Temperatura	-0.166	-2.343	0.019	-0.344	-3.050	0.002	0.24544	1.841	0.06564
	Floresta	0.069	0.961	0.337	0.078	0.648	0.517	-0.0209	-0.165	0.86887
	(phi)	202.370	3.770	0.000	62.170	3.637	0.000	64.36	3.428	0.00061

A associação negativa das preditoras sobre assembleia de Gerromorpha mostrou que igarapés com valores altos de cobertura de dossel e com altas temperaturas apresentam uma composição de espécies com menores valores de singularidade indicando que as mesmas espécies estão dominando nas comunidades comparadas. Por outro lado, quando os valores das preditoras são baixos os valores de LCBD aumentam o que indicaria que há um aumento na singularidade biótica gerada pela substituição de espécies com a redução da variáveis ambientais quando comparamos as comunidades (Fig. 8).

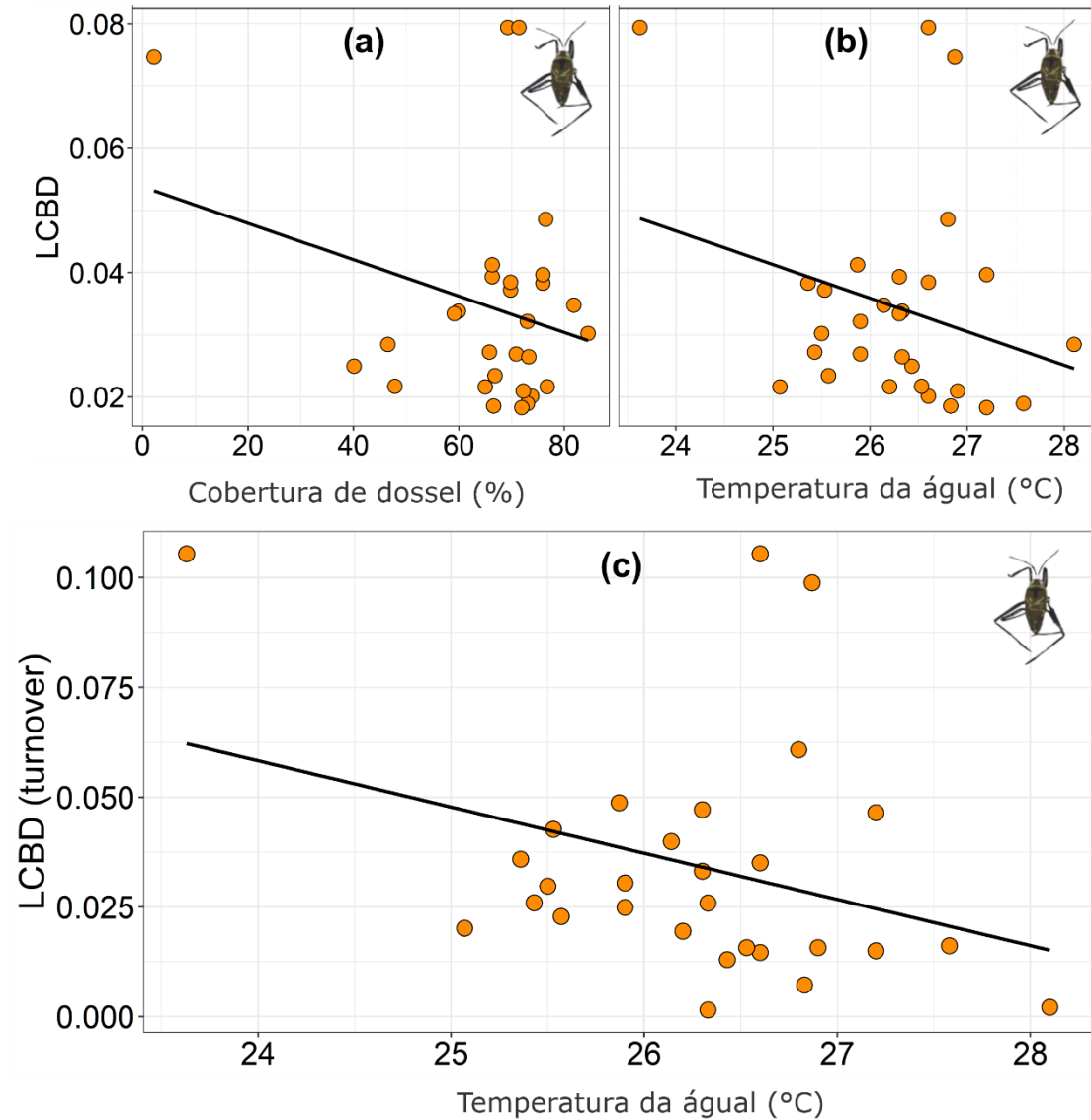


Fig.8 Relação entre o $LCBD_{tot}$ da diversidade beta e as predictoras de cobertura do dossel (a) e temperatura da água (b), $LCBD_{sor}$ (Turnover) com a temperatura da água (c).

DISCUSSÃO

Os padrões de diversidade beta e os seus respectivos componentes, substituição de espécies (turnover- β_{sim}) e aninhamento (Nestedness- β_{nes}) mostraram que na área estudada a estrutura do habitat em relação à diversidade beta total (β_{total}) sofre forte efeito do *turnover* e apenas 8% das mudanças na composição são explicadas pelo *aninhamento*. Isso mostra que as espécies estão constantemente em busca de habitats ótimos para seu desenvolvimento, ocorrendo a substituição de espécies nos habitats. Contrariando nossa primeira hipótese os

resultados da β_{total} como para seus componentes não mostrou relação entre as variáveis selecionadas e a variação da composição.

A ausência de relação entre a diversidade beta total e as variáveis ambientais também já foi relatada em outros estudos (e.g., Heino & Grönroos, 2017; Lopes et al., 2017; Ceschin et al., 2018), que atribuíram a ausência de relação as interações bióticas, efeitos estocásticos e as variáveis não medidas nos estudos. O estudo com modelos simulados de Valente-Neto et al. (2018) mostrou que uma montagem estocástica de nicho com a inclusão da variabilidade de fluxo pode melhorar a explicação do modelo para comunidades em riachos neotropicais. Como as espécies tendem a responder de forma diferente às mudanças ocasionadas pelas atividades antrópicas (Dias-Silva et al., 2010), dependendo a sua resposta da sua tolerância ou capacidade de adaptação (Heino et al., 2013; Guterres et al., 2021). Os impactos locais podem aumentar as semelhanças das comunidades, uma vez que uma maior homogeneização poderia ser benéfica para as espécies mais tolerantes ao longo do tempo selecionando a comunidade a ter espécies mais resilientes (Socolar et al., 2016; Cunha & Juen, 2017; Heidrich et al., 2023) que pode afetar a diversidade beta geral.

Esses resultados podem indicar que os mecanismos responsáveis por padrões estocásticos, por exemplo, dispersão e variabilidade de fluxo (Heino et al., 2015; Petsch et al., 2020), possam também estar influenciando a comunidade de Gerromorpha na área de estudo. Padrões semelhantes foram encontrados no estudo de Cunha & Juen (2020b), avaliando respostas de percevejos semiaquáticos aos padrões ambientais e espaciais em riachos amazônicos, onde os resultados não mostraram padrão espacial para a comunidade. Indicando pouca ou nenhuma limitação de dispersão, e que possivelmente o espaço não esteja linearmente relacionado a diversidade beta em parâmetros locais, por esse motivo, não foi significativo na (dbRDA) (Yang et al., 2020; Li et al., 2020; López-Delgado et al., 2020).

O componente de substituição de espécies (β_{sim}) foi o principal componente para a diversidade beta total promovendo a substituição local de espécies. Esse padrão indica que as espécies da assembleia local buscam constantemente habitats adequados para o seu desenvolvimento, quando a dispersão é suficiente e as diferenças nas condições abióticas entre os locais permitem a colonização de habitats adequados por diferentes conjuntos de espécies, em função da tolerância ecológica ou amplitude de nicho das espécies (Leibold & Chase, 2018; López-Delgado et al., 2019). O que implicaria que os recursos para a conservação poderiam se concentrar melhor em locais com altas taxas de substituição de espécies (valores altos de

turnover) em detrimento do risco de perda de espécies. Reduzindo a probabilidade de extinção de espécies locais (Socolar et al., 2016).

Diferente do esperado, o LCBD foi negativamente relacionado à riqueza de espécies, assim como registrado em outros trabalhos com insetos aquáticos (Heino et al. 2017; Valente-Neto et al. 2020). Esta relação negativa pode ser resultado dos locais amostrados serem fortemente impactados aumentando as dificuldades impostas pelas condições locais para muitas espécies lóticis. Mostrando que locais com alta riqueza podem apresentar valores baixos de singularidade. Assim podemos considerar que locais fortemente impactados com altos valores de LCBD também podem estar relacionados à padrões de montagem divergentes (Legendre & De Cáceres, 2013).

As variáveis preditoras (temperatura da água e cobertura do dossel) indicaram um efeito significativo sobre a singularidade da composição local para $LCBD_{total}$ e seu componente $LCBD_{sim}$. O que reforça que as variáveis ambientais são fatores importantes para o LCBD de insetos aquáticos (Heino et al., 2017) na estruturação dessas comunidades e útil em contextos aplicados para conservação. Ao conhecer determinantes ambientais e os limites de alcance das espécies, podemos inferir locais que necessitem de proteção ou restauração (Legendre e De Cáceres 2013).

A cobertura do dossel teve efeito negativo em relação ao $LCBD_{Total}$, estando relacionado ao hábito de vida desses organismos, o que leva a uma resposta na composição das espécies de Gerromorpha, formando assembleias menos diversas quando há perda da cobertura vegetal na zona ripária (Schneck et al., 2022). Visto que a retirada da vegetação reduz a riqueza de espécies devido à redução de coexistência das espécies (Hutchinson, 1957; Marques et al., 2021). Isso pode ocorrer quando a heterogeneidade de habitat seleciona espécies altamente dispersivas ou generalistas diminuindo a diversidade taxonômica a uma taxa maior do que a diversidade ecológica (Heidrich et al., 2023), visto que em Gerromorpha temos altas taxas de dispersão (Andersen & Weir 2004; Tonkin et al., 2018). Isto porque a capacidade de dispersão de algumas espécies, principalmente da família mais abundante (Veliidae), muda ao longo do ano dependendo dos recursos forrageiros, mudanças físico-químicas da água e da variabilidade de fluxo (inundações, efeito de maré e sazonalidade).

A temperatura da água em regiões temperadas pode interferir na dispersão entre espécies ápteras, aladas ou com polimorfismo alar como em percevejo semiaquáticos (Andersen, 1993; Cunha et al., 2020a), que, por sua vez, pode ser apontado como um fator que regula riqueza

local de muitas espécies na comunidade. Isso porque forte dispersores diminuem a variação na composição de espécies locais devido à sua capacidade de colonizar tanto locais ótimos como subótimos dentro de uma região, enquanto dispersores pobres possuem um padrão mais heterogêneo (Leibold et al., 2004).

A temperatura da água teve efeito sobre a variação do $LCBD_{Total}$ e $LCBD_{sim}$, isso porque as taxas metabólicas aumentam previsivelmente com temperatura (Brown, et al., 2004). Conseqüentemente, a temperatura ambiente é um importante impulsionador abiótico do metabolismo, podendo controlar a riqueza ou abundância de indivíduos dentro das comunidades e as taxas de produção de biomassa nos ecossistemas (Saito et al., 2021). Com potencial portanto, para afetar o metabolismo de insetos aquáticos influenciando sua dispersão e plasticidade fenotípica, variando suas respostas até mesmo entre as famílias da mesma ordem de insetos (Andersen, 1993; Oliveira-Junior et al., 2013), especialmente em regiões onde muitas espécies têm múltiplos eventos reprodutivos por ano.

Nossos resultados indicam que a estrutura do habitat foi mais relacionada a singularidade composicional do que a diversidade beta total e seus componentes para explicar as variáveis ambientais selecionadas. Contudo uma grande proporção da variação ainda não foi explicada (80% variação, sendo 20% explicada pela temperatura da água e cobertura do dossel e o LCBD). Indicando que a heterogeneidade de habitat tem efeito na estruturação das metacomunidades desses organismos e que diferenças na singularidade desempenham um papel na determinação da diversidade beta de insetos em riachos mais únicos. Além disso outros fatores podem estar mais relacionados à diversidade beta e à singularidade composicional, como a estrutura temporal e espacial

CONCLUSÃO

Nossos resultados mostraram que comunidades mais singulares ocorrem em igarapés mais pobres em espécies e com menor cobertura de dossel e a singularidade composicional são fatores chaves na organização das comunidades de insetos nos riachos, especialmente em regiões fortemente afetadas pela urbanização e intensificação do uso da terra. Além disso, os dados gerados podem ser utilizados no entendimento de como padrões encontrados em escalas locais, pode ser ampliado para escalas maiores. Sugerimos que estudos visando entender até que ponto as comunidades locais contribuem para a variação total em uma metacomunidade devem abranger não apenas características ambientais, mas também diferentes métricas de

singularidade ambiental como traços funcionais e escalas temporais. Assim construir uma estrutura mais dinâmica para compreender como processos relacionados à dispersão são determinantes de metacomunidades em escala local, além da seleção ambiental.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos a Alunorte - Alumina do Norte do Brasil S.A pelo suporte e financiamento do projeto “Avaliação de biota aquática e atributos funcionais de plantas das principais microbacias de Barcarena”. A equipe de campo a comunidade de Barcarena ao Laboratório de Ecologia e Conservação. Agradecemos especialmente à Juan Mateo, Everaldo, Juan Esteban, Jorge Luís, Ingrid, Natalia, Bia Luz e Francisco Marciel na participação nas expedições. Nós também agradecemos ao Dr. Felipe Moreira e Dr. Erlane Cunha por confirmar a identificação de alguns espécimes. Agradecemos à CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior), pela concessão de bolsa de mestrado à FSS 2022. Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico pela bolsa produtividade em pesquisa para LJ Finance Code 304710/2019-9.

CONFLITO DE INTERESSES

Os autores declaram que não há conflito de interesses.

CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Desenho amostral: LJ, KDS. Coleta de dados: FSS, LJ. Tabulação de dados: FSS. Análise de dados: FSS, EJC. Identificação das espécies: FSS, EJC. Escrita do manuscrito: FSS. Supervisão e validação do manuscrito e do projeto: KDS, LJ.

DISPONIBILIDADE DE DADOS

Os dados que embasam os achados deste estudo estão disponíveis no material suplementar deste artigo ou podem ser solicitados aos autores (ver material suplementar- apêndice 1).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICA

1. Andersen, N. M. (1976). A comparative study of locomotion on the water surface in semiaquatic bugs (Insecta, Hemiptera, Gerromorpha). *Videnskabelige Meddelelser Fra Dansk Naturhistorisk Forening*, **139**, 337–396.
2. Andersen, N. M., & Weir, T. A. (2004). Australian water bugs: their biology and identification (Hemiptera-Heteroptera, Gerromorpha & Nepomorpha). *Apollo books*.

3. Andersen, N.M., 1982. The Semiaquatic Bugs (Hemiptera, Gerromorpha). *Brill Academic*, Leiden.
4. 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**, 19–28.
5. Astorga, A., Death, R., Death, F., Paavola, R., Chakraborty, M., & Muotka, T. (2014). Habitat heterogeneity drives the geographical distribution of beta diversity: the case of New Zealand stream invertebrates. *Ecology and Evolution*, **4**(13), 2693-2702.
6. Atkinson, D.; Sibley, R.M. 1997. Why are organisms usually bigger in colder environments? Making sense of a life history puzzle. *Trends in Ecology and Evolution*, **12**: 235 – 239.
7. Basel, A. M., Simaika, J. P., Samways, M. J., Midgley, G. F., Latombe, G., MacFadyen, S., & Hui, C. (2024). Drivers of compositional turnover in narrow-ranged and widespread dragonflies and damselflies in Africa. *Insect Conservation and Diversity*.
8. Baselga, A, 2010. Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography* **19**: 134-143.
9. Baselga, A, 2012. The relationship between species replacement, dissimilarity derived from nestedness, and nestedness. *Global Ecology and Biogeography* **21**: 1223-1232.
10. Baselga, A., 2013. Separating the two components of abundance- based dissimilarity: balanced changes in abundance vs. abundance gradients. *Methods in Ecology and Evolution* **4**: 552–557.
11. Brown, J.H. et al. (2004) Toward a metabolic theory of ecology. *Ecology*. **85**, 1771–1789.
12. Brasil, L.S., Luiza-Andrade, A., Calvão, L.B. et al. (2020). Aquatic insects and their environmental predictors: a scientometric study focused on environmental monitoring in lotic environmental. *Environ Monit Assess*.<https://doi.org/10.1007/s10661-020-8147-z>
13. Capobianco, J. P. R., Veríssimo, A., Moreira, A., Sawer, D., Ikeda, S., & Pinto, L. P. (2004). Biodiversity in the Brazilian Amazon. (J. P. R. Capobianco, Ed.) (1^a ed., p. 536). *Estação Liberdade*.
14. Cardoso, P., Rigal, F., Carvalho, J. C., Fortelius, M., Borges, P. A., Podani, J., & D. Schmera, 2014. Partitioning taxon, phylogenetic and functional beta diversity into

- replacement and richness difference components. *Journal of Biogeography* **41**: 749-761.
15. Castello, L. and Macedo, M.N. (2016), Large-scale degradation of Amazonian freshwater ecosystems. *Glob Change Biol*, **22**: 990-1007.
 16. Castello, L., McGrath, D.G., Hess, L.L., Coe, M.T., Lefebvre, P.A., Petry, P., Macedo, M.N., Renó, V.F. and Arantes, C.C. (2013), The vulnerability of Amazon freshwater ecosystems. *Conservation Letters*, **6**: 217-229.
 17. Castro E, Siqueira T, Melo AS, Bini LM, Landeiro VL, Schneck F. (2019) Compositional uniqueness of diatoms and insects in subtropical streams is weakly correlated with rife position and environmental uniqueness. *Hydrobiologia* 842:219–232. <https://doi.org/10.1007/s10750-019-04037-8>
 18. Ceschin, F., Bini, L. M., & Padial, A. A. (2018). Correlates of fish and aquatic macrophyte beta diversity in the Upper Paraná River floodplain. *Hydrobiologia*, 805, 377-389.
 19. Clarke, K., and Ainsworth, M. (1993). A method of linking multivariate community structure to environmental variables. *Marine Ecology Progress Series* 92, 205–219. doi:10.3354/MEPS092205
 20. Couceiro, S. R. M., Hamada, N., Forsberg, B. R., & Padovesi-Fonseca, C. (2010). Effects of anthropogenic silt on aquatic macroinvertebrates and abiotic variables in streams in the Brazilian Amazon. *Journal of Soils and Sediments*, **10**(1), 89–103.
 21. Cribari-Neto, F., & Zeileis, A. (2010). Beta regression in R. *Journal of statistical software*, 34, 1-24.
 22. Cunha, E. J., & L. Juen, 2017. Impacts of oil palm plantations on changes in environmental heterogeneity and Heteroptera (Gerromorpha and Nepomorpha) diversity. *Journal of Insect Conservation* **21**: 111-119. 2179
 23. Cunha, E. J., de Assis Montag, L. F., & L. Juen, 2015. Oil palm crops effects on environmental integrity of Amazonian streams and Heteropteran (Hemiptera) species diversity. *Ecological Indicators* **52**: 422-429.
 24. Cunha, E. J., Guterres, A. P. M., Godoy, B. S., & L. Juen, (2020a). Wing dimorphism in semiaquatic bugs (Hemiptera, Heteroptera, Gerromorpha) as a tool for monitoring streams altered by oil palm plantation in the Amazon. *Ecological Indicators* **117**: 106707

25. Cunha, E.J., & Juen, L. (2020b). Environmental drivers of the metacommunity structure of insects on the surface of tropical streams of the Amazon. *Austral Ecology*, 45, 586-595.
26. Da Silva, M. Lima; M.C Kravetz. (2017). Os impactos ambientais da atividade mineradora. *Meio Ambiente e Sustentabilidade*, v. 11, n. 6,
27. Da Silva, P.G, Bogoni, J.A., Heino, J. (2020). Can taxonomic and functional metrics explain variation in the ecological uniqueness of ecologically associated animal groups in a modified rainforest? *Science of The Total Environment*. 135171.
28. Datry, T., N. Bonada & J. Heino, (2016). Towards understanding the organisation of metacommunities in highly dynamic ecological systems. *Oikos* **125**: 149–159.
29. De Paiva, C.K.S., Faria, A.P.J., Calvão, L.B. et al. (2021). The anthropic gradient determines the taxonomic diversity of aquatic insects in Amazonian streams. *Hydrobiologia* **848**, 1073–1085.
30. Dias-Silva, K., Brasil, L. S., Veloso, G. K. O., Cabette, H. S. R., & Juen, L. (2020). Land use change causes environmental homogeneity and low beta-diversity in Heteroptera of streams. *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology*, **56**, 9. doi:10.1051/limn/2020007.
31. Dias-Silva, K., Cabette, H. S. R., Juen, L., & De Marco, P. (2010). The influence of habitat integrity and physical-chemical water variables on the structure of aquatic and semi-aquatic Heteroptera. *Zoologia*, **27**(6), 918–930
32. Dias-Silva, K., Vieira, T. B., Moreira, F. F. F., Juen, L., & Hamada, N. (2021). Protected areas are not effective for the conservation of freshwater insects in Brazil. *Scientific Reports*, **11**(1), 1-11.
33. Dias-Silva, K.; Brasil, L.S.; Juen, L.; Cabette, H.S.R.; Costa, C.C.; Freitas, P.V.; De Marco, P., Jr. (2020). Influence of local variables and landscape metrics on Gerromorpha (Insecta: Heteroptera) assemblages in savanna streams, Brasil. *Neotrop. Entomol.* **49**,191–202.
34. Dolédec, S., D. Chessel & C. Gimaret-Carpentier, 2000. Niche separation in community analysis: a new method. *Ecology* 81: 2914.
35. Dong, R., Wang, Y., Lu, C., Lei, G., & Wen, L. (2021). The seasonality of macroinvertebrate β diversity along the gradient of hydrological connectivity in a dynamic river-floodplain system. *Ecological Indicators*, **121**, 107112.

36. Dray S, Bauman D, Blanchet G, Borcard D, Clappe S, Guenard G, Jombart T, Larocque G, Legendre P, Madi N, Wagner HH. (2020). *adespatial*: multivariate multiscale spatial analysis. R package version 0.3-8.
37. Dray, S, Bauman D, Blanchet G, Borcard D, Clappe S, Guénard G, Jombart T, Larocque G, Legendre P, Madi M, Wagner HH (2019) *adespatial*: Multivariate multiscale spatial analysis. R package version 0.3–3.
38. Ferrari S, Cribari-Neto F (2004). Beta regression for modelling rates and proportions. *J Appl Stat* 31:799–815
39. Frederico RG, Zuanon J, De Marco JP (2018). Amazon protected areas and its ability to protect stream-dwelling fish fauna. *Biol Conserv*, **219**:12-19.
40. Furtado, L. G., Morales, G. P., Silva, D. F., & Pontes, A. N. (2020). Transformações do uso e cobertura da terra na bacia hidrográfica do rio Murucupi, Barcarena, Pará. *Revista Brasileira de Geografia Física*, **13**(05), 2340-2354.
41. Gardner, T.A.; Ferreira, J.; Barlow, J.; Lees, A.C.; Parry, L.; Zuanon, J. (2013) A social and ecological assessment of tropical land uses at multiple scales: The Sustainable Amazon Network. *Philos. Trans. R. Soc.* 368, 1–11.
42. Giraudoux P (2018) *pgirmess*: spatial analysis and data mining for field ecologists. R package version 1.6.9.
43. Guterres, A. P. M., Cunha, E. J., & Juen, L. (2021). Tolerant semiaquatic bugs species (Heteroptera: Gerromorpha) are associated to pasture and conventional logging in the Eastern Amazon. *Journal of Insect Conservation*, *25*(4), 555-567.
44. Guterres, A. P., Cunha, E. J., Godoy, B. S., Silva, R. R., & L. Juen, 2020. Co-occurrence patterns and morphological similarity of semiaquatic insects (Hemiptera: Gerromorpha) in streams of Eastern Amazonia. *Ecological Entomology* **45**: 155-166
45. Hamada, N., Nessimian, J. L., & Querino, R. B. (2019). Insetos aquáticos na Amazônia brasileira: taxonomia, biologia e ecologia. Manaus: Editora do INPA, **720** pp.
46. Heidrich, L.; Brandl, R.; Ammer, C.; Bae, S.; Bässler, C.; Doerfler, I.; Fischer, M.; M. Gossner, M.; Heurich, M.; Heibl, C.; Jung, K.; Krzystek, P.; Levick, S.; Magdon, P.; Schall, P.; Schulze, E.D.; Seibold, S.; Simons, N.K.; Thorn, S.; Weisser, W.W.; Wöllauer, S.; Müller, J. (2023). Effects of heterogeneity on the ecological diversity and redundancy of forest fauna, *Basic and Applied Ecology*, Volume 73, 2023, Pages 72-79, ISSN 1439-1791, <https://doi.org/10.1016/j.baae.2023.10.005>.

47. Heino, J. (2015). Deconstructing occupancy frequency distributions in stream insects: effects of body size and niche characteristics in different geographical regions. *Ecological Entomology*, 40(5), 491-499.
48. Heino, J., & M. Grönroos, 2017. Exploring species and site contributions to beta diversity in stream insect assemblages. *Oecologia* **183**: 151-160.
49. Heino, J., Alahuhta, J., 2019. Knitting patterns of biodiversity, range size and body size in aquatic beetle faunas: significant relationships but slightly divergent drivers. *Ecol. Entomol.* **44**, 413–424.
50. Heino, J., Grönroos, M., Ilmonen, J., Karhu, T., Niva, M., & L. Paasivirta, 2013. Environmental heterogeneity and β diversity of stream macroinvertebrate communities at intermediate spatial scales. *Freshwater Science* **32**: 142-154.
51. Hurlbert, S. H. (1971). The nonconcept of species diversity: a critique and alternative parameters. *Ecology*, **52**, 577–585. hypothesis. *Am. Nat.* 111 (978), 376–381.
52. Hutchinson GE (1957) Population studies – animal ecology and demography: concluding remarks. *Cold Spring Harb Symp Quant Biol* 22:415–427. <https://doi.org/10.1007/BF02464429>
53. Hutchinson, G.E., MacArthur, R.H., 1959. A theoretical ecological model of size distributions among species of animals. *Am. Nat.* 93 (869), 117–125. <https://doi.org/10.1086/282063>
54. Juen, L.; Cunha, E.J.; Carvalho, F.G.; Ferreira, M.C.; Begot, T.O.; Andrade, A.L.; Montag, L.F.A. (2016). Effects of oil palm plantations on the habitat structure and biota of streams in Eastern Amazon. *River Res. Appl.* **32**, 2081–2094.
55. Kaufmann, P.R., Levine, P., Robison, E.G., Seeliger, C., Peck, D.V., 1999. Quantifying physical habitat in wadeable streams. EPA/620/R-99/003. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C.
56. Landeiro, V. L., B. Franz, J. Heino, T. Siqueira & L. M. Bini, 2018. Species-poor and low-lying sites are more ecologically unique in a hyperdiverse Amazon region: evidence from multiple taxonomic groups. *Diversity and Distributions* 24: 966–977
57. Laurance WF, Sayer J, Cassman KG (2014). Agricultural expansion and its impacts on tropical nature. *Trends Ecol Evol* **29**(2):107-116. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2013.12.001>
58. Legendre, P., & Legendre, L. (2012). Numerical ecology. *Elsevier*. Amsterdam, The Netherlands. 907

59. Legendre, P., & M. De Cáceres, 2013. Beta diversity as the variance of community data: dissimilarity coefficients and partitioning. *Ecology letters* **16**: 951-963.
60. Legendre, P., (2019). A temporal beta-diversity index to identify snites that have changed in exceptional ways in space-time surveys. *Ecol. Evol.* **9**, 3500–3514.
61. Legendre, P., 2014. Interpreting the replacement and richness difference components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography* **23**: 1324–1334.
62. Leibold, M. A. & J. M. Chase, 2018. *Metacommunity Ecology*. Princeton University Press, Princeton
63. Leibold, M. A., M. Holyoak & N. Mouquet, et al., 2004. The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. *Ecology Letters* **7**: 601–613.
64. Lemos, Q., M. A., & Pimentel, M. A. (2021). Mineração e desastres ambientais com rejeitos de bauxita e caulim no município de Barcarena-Pará-Brasil-Amazônia. *Territorium*, **28** (I), 137-156.
65. Li, Z., Xing, Y., Liu, Z., Chen, X., Jiang, X., Xie, Z., Heino, J. (2020). Seasonal changes in metacommunity assembly mechanisms of benthic macroinvertebrates in a subtropical river basin. *Ecology and Evolution*.
66. Lima, M., Firmino, V.C., de Paiva, C.K.S. *et al.* (2022). Land use changes disrupt streams and affect the functional feeding groups of aquatic insects in the Amazon. *J Insect Conserv* **26**, 137–148.
67. Lopes, V. G., Castelo Branco, C. W., Kozłowsky-Suzuki, B., Sousa-Filho, I. F., Souza, L. C. E., & Bini, L. M. (2017). Predicting temporal variation in zooplankton beta diversity is challenging. *PLoS One*, 12(11), e0187499.
68. López-Delgado, E. O., Winemiller, K. O., & Villa-Navarro, F. A. (2019). Do metacommunity theories explain spatial variation in fish assemblage structure in a pristine tropical river? *Freshwater Biology*, 64(2), 367-379.
69. López-Delgado, E. O., Winemiller, K. O., & Villa-Navarro, F. A. (2020). Local environmental factors influence beta-diversity patterns of tropical fish assemblages more than spatial factors. *Ecology*, 101(2), e02940.
70. Luiza-Andrade, A., Silva, R.R., Shimano, Y. *et al.* (2022). Niche breadth and habitat preference of Ephemeroptera, Plecoptera, and Trichoptera (Insecta) in streams in the Brazilian Amazon. *Hydrobiologia* **849**, 4287–4306.
71. MacArthur RH, MacArthur JW (1961) On bird species diversity. *Ecology* 42:594–598. <https://doi.org/10.2307/1932254>

72. MacArthur, R. H. & Wilson, E. O. (1963). An equilibrium theory of insular zoogeography. *Evolution* **17**, 373–387.
73. Marques, N. C., Jankowski, K. J., Macedo, M. N., Juen, L., Luiza-Andrade, A., & Deegan, L. A. (2021). Riparian forests buffer the negative effects of cropland on macroinvertebrate diversity in lowland Amazonian streams. *Hydrobiologia*, 848(15), 3503-3520.
74. Martins, R. T., S. R. Couceiro, A. S. Melo, M. Moreira & N. Hamada, 2017. Effects of urbanization on stream benthic invertebrate communities in Central Amazon. *Ecological Indicators* **73**: 480–491.
75. Moreira, F. F. F., Rodrigues, H. D. D., Sites, R. W., Cordeiro, I. D. R. S., & O. M. Magalhães, 2018. Order Hemiptera. In Thorp and Covich's Freshwater Invertebrates (pp. 175-2254 216). *Academic Press*.
76. Moreira, F. F., P Alecrim, V., Ribeiro, J. R., & J. L. Nessimian, 2011. Identification key to the Gerridae (Insecta: Heteroptera: Gerromorpha) from the Amazon River floodplain, Brazil, with new records for the *Brazilian Amazon*. *Zoologia* **28**: 269-279.
77. Moy, KM; Brasil, LS; Oliveira-Júnior, JMB; Juen, L.; Vieira, TB; Dias-Silva, K. Effects of Environmental Changes on Gerromorpha (Heteroptera: Hemiptera) Communities from Amazonian Streams. *Hydrobiology* 2022 , **1** , 111-121.
78. Myers, N.; Mittermeier, R.A.; Mittermeier, C.G.; Fonseca, G.A.B.; Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, v. 403: 853-858.
79. Mykrä, H. & J. Heino, 2017. Decreased habitat specialization in macroinvertebrate assemblages in anthropogenically disturbed streams. *Ecological Complexity* **31**: 181–188.
80. Nessimian, J.L., Venticinque, E.M., Zuanon, J., De Marco Júnior, P., Gordo, M., Fidelis, L., D'arc Batista, J., Juen, L. (2008). Land use, habitat integrity, and aquatic insect assemblages in Central Amazonian streams. *Hydrobiologia*, 614 (1), 117-131.
81. Oksanen J, Simpson G, Blanchet F, Kindt R, Legendre P, Minchin P, O'Hara R, Solymos P, Stevens M, Szoecs E, Wagner H, Barbour M, Bedward M, Bolker B, Borcard D, Carvalho G, Chirico M, De Caceres M, Durand S, Evangelista H, FitzJohn R, Friendly M, Furneaux B, Hannigan G, Hill M, Lahti L, McGlenn D, Ouellette M, Ribeiro Cunha E, Smith T, Stier A, Ter Braak C, Weedon J (2022). `_vegan: Community Ecology Package_`. R package version 2.6-2, <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>.

82. Oliveira-Júnior JMB, Cabette HSR, Pinto NS, Juen L (2013). As variações na comunidade de Odonata (Insecta) em córregos podem ser preditas pelo Paradoxo do Plâncton? Explicando a riqueza de espécies pela variabilidade ambiental. *Entomo Brasiliis* 6:1–8
83. Paiva, C.K.S., De Faria, A.P.J., Calvão, L.B. ET AL. (2017). Effect of oil palm on the Plecoptera and Trichoptera (Insecta) assemblages in streams of eastern Amazon. *Environ Monit Assess* 189, 393.
84. Paz, A. C., Frédou, F. L., & Frédou, T. (2011). Caracterização da atividade pesqueira em Vila do Conde (Barcarena, Pará), no estuário amazônico. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Humanas*, 6(2), 307-318. <http://repositorio.ufpa.br:8080/jspui/handle/2011/3849>.
85. Peck, DV, AT Herlihy, BH Hill, RM Hughes, et al., 2006. Programa de monitoramento e avaliação ambiental - estudo piloto ocidental de águas superficiais: Manual de operações de campo para riachos transitáveis. Agência de Proteção Ambiental dos EUA EPA 620. R6/003, Washington DC.
86. Pereira, A. L. A., de Carvalho, P., Granzotti, R. V., Vieira, L. C. G., & Bini, L. M. (2023). Temporal beta diversity increases with environmental variability in zooplankton floodplain communities. *Limnology*, 1-10.
87. Pereira, D. L. V.; Melo, A. L.; Hamada, N. Chave de Identificação para as famílias e 39 Gêneros de Gerromorpha e Nepomorpha (Insecta: Heteroptera) na Amazônia Central.(2007). *Neotropical Entomology*, 36 (2):210-228.
88. Pereira, J. A. A., Oliveira-Filho, A. T. & Lemos-Filho, J. P. (2007). Environmental heterogeneity and disturbance by humans control much of the tree species diversity of Atlantic montane forest fragments in SE Brazil. *Biodiversity and Conservation* **16**, 1761–1784.
89. Peres-Neto, P. R., Legendre, P., Dray, S., & D. Borcard, 2006. Variation partitioning of species data matrices: estimation and comparison of fractions. *Ecology* **87**: 2614-2625.
90. Petsch DK, Saito VS, Landeiro VL, Silva TSF, Bini LM, Heino J, Soinenen J, Tolonen KT, Jyrkänkallio-Mikkola J, Pajunen V, Siqueira T, Melo AS (2021) Beta diversity of stream insects differs between boreal and subtropical regions, but land use does not generally cause biotic homogenization. *Freshw Sci* 40:53-64. <https://doi.org/10.1086/712565>
91. Petsch, D. K., dos Santos Bertoncin, A. P., Gentilin-Avanci, C., Favro, A., González-Trujillo, J. D., & G.D. Pinha, 2020. High water flow velocity reduces beta

- diversity and leads to a distinct composition of Oligochaeta in Neotropical lotic ecosystems. *Limnology* **21**: 297-304.
92. Piratoba, A. R. A., Ribeiro, H. M. C., Morales, G. P., & Gonçalves, W. G. (2017). Caracterização de parâmetros de qualidade da água na área portuária de Barcarena, PA, Brasil. *Revista Ambiente & Água*, **12**, 435-456.
 93. QGIS Development Team. (2020). QGIS Geographic Information System. Open-Source Geospatial Foundation. URL <http://qgis.org>quality, and the functional organization of macroinvertebrate assemblages. *Sci. Total*
 94. R Core Team (2022). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
 95. Saito, V. S., Perkins, D. M., & Kratina, P. (2021). A Metabolic Perspective of Stochastic Community Assembly. *Trends in Ecology & Evolution*, **36**(4), 280–283. doi:10.1016/j.tree.2021.01.003
 96. Schneck, F., Bini, L. M., Melo, A. S., Petsch, D. K., Saito, V. S., Wengrat, S., & Siqueira, T. (2022). Catchment scale deforestation increases the uniqueness of subtropical stream communities. *Oecologia*, **199**(3), 671-683.
 97. Seibold, S., Bäessler, C., Brandl, R., Büche, B., Szallies, A., Thorn, S., Ulyshen, M.D., & Müller, J.C. (2016). Microclimate and habitat heterogeneity as the major drivers of beetle diversity in dead wood. *Journal of Applied Ecology*, **53**, 934-943.
 98. Sioli, Harald, 2012. *The Amazon: limnology and landscape ecology of a mighty tropical river and its basin*. Vol. 56.
 99. Siqueira, T., C. G. L. T. Lacerda & V. S. Saito, 2015. How does landscape modification induce biological homogenization in tropical stream metacommunities? *Biotropica* **47**: 509–516.
 100. Socolar, J. B., Gilroy, J. J., Kunin, W. E., & Edwards, D. P. (2016). How should beta-diversity inform biodiversity conservation? *Trends in ecology & evolution*, **31**(1), 67-80.
 101. SOININEN, J.; HEINO, J.; WANG, J. A meta-analysis of nestedness and turnover components of beta diversity across organisms and ecosystems. *Global Ecology and Biogeography*, v. 27, n. 1, p. 96–109, 2018.
 102. Sonter, L.J., Herrera, D., Barrett, D.J. *et al.* (2017). Mining drives extensive deforestation in the Brazilian Amazon. *Nat Commun* **8**, 1013 <https://doi.org/10.1038/s41467-017-00557-w>

103. Stark, J., Lehman, R., Crawford, L., Enquist, B.J., Blonder, B., 2017. Does environmental heterogeneity drive functional trait variation? A test in montane and alpine meadows. *Oikos* 126 (11), 1650–1659. <https://doi.org/10.1111/oik.04311>
104. Tavares, L. C. .; Costa, J. A. Da .; Araújo, A. R. Da R. .; Garcia, F. H. M. .; Carneiro , F. Da S. .; Amaral, A. P. M. Do .; Braga , E. O. .; Garcia, T. De S. (2021). The use of the index of vegetation by normalized difference in the multitemporal analysis of vegetation cover in the industrial complex of the municipality of Barcarena–Pará-Brazil. *Research, Society and Development*, v.10, n.7, p. e23010715470.
105. Thompson, R. & Townsend, C. (2006) A truce with neutral theory: local deterministic factors, species traits and dispersal limitation together determine patterns of diversity in stream invertebrates. *Journal of Animal Ecology*, **75**, 476–484.
106. Tilman, D. (1982) *Resource competition and community structure*. Princeton University Press, Princeton, NJ.
107. Tonkin, J. D., Heino, J., & Altermatt, F. (2018). Metacommunities in river networks: The importance of network structure and connectivity on patterns and processes. *Freshwater Biology*, 63(1), 1-5.
108. Tonkin, J. D., Stoll, S., Jähnig, S. C., & P. Haase, 2016. Contrasting metacommunity structure and beta diversity in an aquatic-floodplain system. *Oikos* 125: 686-697.
109. Valente-Neto, F., da Silva, F. H., Covich, A. P., & de Oliveira Roque, F. (2020). Streams dry and ecological uniqueness rise: environmental selection drives aquatic insect patterns in a stream network prone to intermittence. *Hydrobiologia*, 847, 617-628.
110. Valente-Neto, F., Duraes, L., Siqueira, T., & Roque, F. O. (2018). Metacommunity detectives: Confronting models based on niche and stochastic assembly scenarios with empirical data from a tropical stream network. *Freshwater Biology*, 63(1), 86-99.
111. Vannote, RL, KW Minshall, JR Sedell & CE Cushing, 1980. O conceito de rio Continuum. *Jornal Canadense de Pesca e Ciências Aquáticas* 37: 130–137.
112. Whittaker, R.H. 1960. Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon, and California. *Ecological Monographs*, **3**: 279-338.
113. Wickham, H. (2016). *ggplot2: Elegant graphics for data analysis*. Springer-Verlag New York.
114. Yang, Y., Yi, Y., Zhou, Y., Wang, X., Zhang, S., & Yang, Z. (2020). Spatio-temporal variations of benthic macroinvertebrates and the driving environmental variables in a shallow lake. *Ecological Indicators*, **110**, 105948.
115. Zar JH (2010) *Biostatistical analysis*. Prentice-Hall, Englewood Cliffs.

ANEXO*Apêndice 1***Tabela Suplementar 1:** Valores do índice de Integridade do habitat (IIH), riqueza observada, desvio padrão e o tipo de uso de solo para os locais no município de Barcarena, Pará, Brasil.

Sites	Tratamento	IIH	Riqueza	Desvio padrão
F3	Fragmento de Floresta	0.60	9	3.171
G3	Fragmento de Floresta	0.60	6	4.350
J2	Area periurbana	0.36	1	0.164
J3	Balneário - Floresta	0.60	6	9.027
L3	Fragmento de Floresta	0.61	7	13.448
M3	Floresta - Balneário	0.60	3	12.372
P3	Balneário	0.50	10	11.184
PB02	Fragmento de Floresta	0.65	4	0.501
PB18	Fragmento de Floresta	0.66	9	9.902
PB20	Fragmento de Floresta	0.67	6	4.349
PB22	Agrícola	0.49	4	2.487
PB27	Industrial - Frag. de Floresta	0.55	7	4.369
PB5	Fragmento de Floresta	0.65	9	7.231
PB6	Fragmento de Floresta	0.69	8	4.964
PB8	Balneário	0.26	1	0.164
PC02	Area periurbana	0.52	5	13.288
PC06	Floresta - Agrícola	0.53	6	2.504
PC08	Fragmento de Floresta	0.63	9	4.828
PFM14	Agrícola	0.46	4	7.678
PM02	Industrial	0.48	10	15.588
PM31	Mineroduto	0.57	1	5.468
PM32	Mineroduto	0.49	2	1.932
PM33	Mineroduto	0.51	8	3.643
PM35	Mineroduto	0.43	6	24.788
RQ3	Fragmento de Floresta	0.56	4	3.782
T3	Fragmento de Floresta	0.67	8	5.942
U3	Fragmento de Floresta	0.57	5	6.165
V1	Industrial	0.26	14	6.714
Z1	Fragmento de Floresta	0.62	8	5.107

Tabela Suplementar 2. Variáveis preditoras das métricas de heterogeneidade do habitat em cada local, selecionadas através do método BioEnv.

Local	Cob. Dossel (%)	OD (mg/L)	Temp. d'água (°C)	Floresta (%)
F3	73.8	5.5	26.6	70.4
G3	73.0	4.3	27.6	43.6
J2	69.3	2.8	23.6	23.3
J3	66.8	5.6	25.6	13.4
L3	71.9	3.3	27.2	29.8
M3	46.5	4.8	28.1	36.4
P3	66.6	3.7	26.8	28.8
PB02	75.9	4.9	25.4	44.7
PB18	65.8	4.0	25.4	78.0
PB20	76.7	3.9	26.2	11.6
PB22	59.9	5.7	26.3	24.4
PB27	66.3	1.0	26.3	37.3
PB5	70.9	8.4	25.9	9.5
PB6	81.8	5.5	26.1	96.7
PB8	71.4	4.3	26.6	81.2
PC02	59.1	0.7	26.3	15.2
PC06	69.8	4.4	25.5	36.9
PC08	84.5	3.4	25.5	19.5
PFM14	40.1	3.7	26.4	18.9
PM02	73.0	2.0	25.9	37.8
PM31	66.3	5.1	25.9	30.6
PM32	65.0	4.7	25.1	23.3
PM33	69.8	6.2	26.6	19.2
PM35	75.9	4.8	27.2	25.6
RQ3	47.9	4.3	26.5	69.5
T3	73.3	4.3	26.3	46.0
U3	76.5	6.4	26.8	47.8
V1	2.1	1.1	26.9	22.8
Z1	72.2	3.8	26.9	8.4

Tabela Suplementar 2: Análise de partição de variância para diversidade beta total (βT) e seus componentes (β_{sim} , β_{sor} e β_{sne}) e a relação das variáveis ambientais, para os dados de incidência, coletados no município de Barcarena, estado do Pará

Matriz	Preditores	β_{tot}		β_{nes}		β_{sor}	
		F	<i>p</i>	F	<i>p</i>	F	<i>p</i>
Incidência	Dossel	0.455	0.798	4.091	0.095	0.909	0.502
	OD	0.159	0.907	0.049	0.696	0.403	0.866
	Temp. d'água	1.316	0.31	-0.25	0.745	0.995	0.471
	Floresta	1.883	0.127	0.185	0.638	1.511	0.170

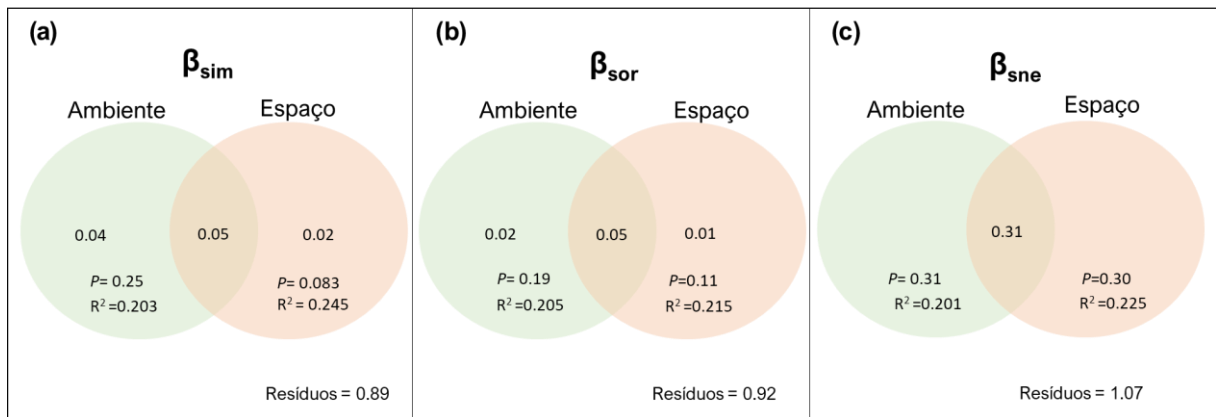


Figura suplementar 1. Análise de partição de variância para diversidade beta total (βT) e seus componentes β_{sim} (a), β_{sor} (b) e β_{sne} (c) e a relação das variáveis ambientais e espaciais, para os dados de incidência, coletados no município de Barcarena, estado do Pará. Os valores apresentados referem-se ao R^2 e ao $R_{ajustado}$ da dbRDA.

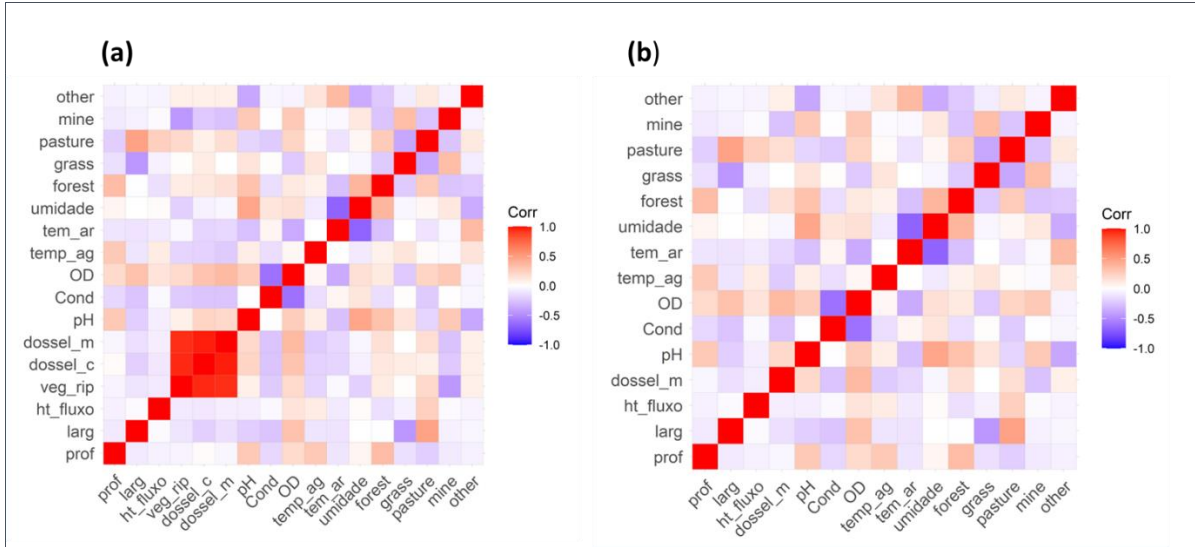


Figura suplementar 2. Detalhes da correlação de Pearson, (a) variáveis correlacionadas e em (b) retirada das variáveis (vegetação riparia e cobertura do dossel do canal).

Figura suplementar 3. Relação do LCBBD com a riqueza de espécies e índice de dominância de Simpson (painéis a direita c, d).

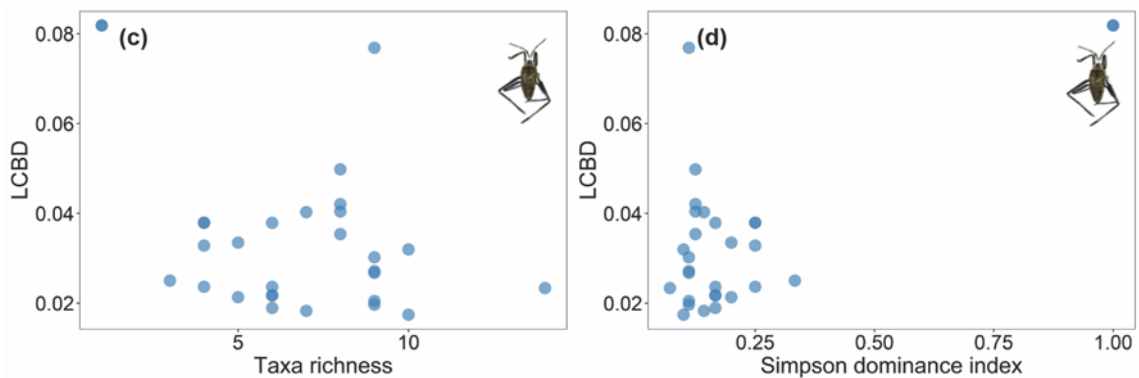


Tabela Suplementar 3. Conjunto de variáveis ambientais identificadas para o grupo taxonômico por análise BIO-ENV e a correlação geral (Pearson) para o grupo.

Preditores	Correlação
Dossel	0.407
OD	
Temp. d'água	
Floresta	

1 **Tabela suplementar 4:** Código do riacho, variáveis utilizadas para seleção utilizando o BioEnv: profundidade, largura, heterogeneidade de fluxo,
 2 vegetação riparia, dossel do canal, dossel da margem, pH, condutividade, temperatura, oxigênio dissolvido, umidade e porcentagem de floresta, grama,
 3 pastagem e mineração.

Locais	Variáveis Morfologia do Canal						Variáveis Físico- Químicas						Variáveis de Uso do solo			
	Prof. (m)	Larg. (m)	ht_fluxo	veg_rip	dossel_c (%)	dossel_m (%)	pH	Cond. (S/m)	OD (mg/L)	temp_ag (C°)	temp_ar (C°)	umid(g/Kg)	forest (%)	grass(%)	pasture(%)	mine(%)
F3	1.315	2.836	0.034	69.920	69.920	73.797	4.5	16.8	5.5	27	27	83	70.437	0	29.563	0
G3	0.425	3.660	0.000	75.000	75.000	72.995	6.9	0.0	4.3	28	28	83	43.573	0	34.190	0
J2	0.742	2.164	0.195	67.513	67.513	69.251	5.5	37.3	2.8	24	32	80	23.265	0	10.026	0
J3	0.764	3.918	0.000	72.059	72.059	66.845	5.1	14.2	5.6	26	30	77	13.368	0	2.314	0
L3	0.428	1.428	0.000	72.059	75.267	71.925	5.4	8.8	3.3	27	29	71	29.820	12.082	0.643	0
M3	17.345	2.745	0.060	72.059	53.877	46.524	5.7	12.6	4.8	28	29	70	36.375	0	0.000	0
P3	0.284	3.191	0.000	72.059	70.321	66.578	4.3	15.0	3.7	27	30	52	28.792	0	24.807	0
PB02	1.085	5.155	0.000	72.059	71.925	75.936	5.3	16.6	4.9	25	28	76	44.730	0	26.864	0
PB18	0.279	3.909	0.000	72.059	68.449	65.775	5.8	13.2	4.0	25	29	75	78.021	0	45.758	0
PB20	0.284	2.645	0.000	72.059	74.733	76.738	5.2	15.1	3.9	26	35	60	11.568	0	18.766	0
PB22	2.522	4.327	0.000	72.059	56.150	59.893	5.0	14.9	5.7	26	35	51	24.422	0	28.920	0
PB27	0.203	2.326	22.000	72.059	70.455	66.310	4.8	23.4	1.0	26	35	51	37.275	5.656	0.000	0.386
PB5	0.226	2.627	0.034	72.059	75.000	70.856	7.1	0.0	8.4	26	28	80	9.512	6.812	0.000	10.668
PB6	15.836	2.095	0.000	72.059	83.824	81.818	7.3	0.0	5.5	26	28	81	96.658	0	1.671	0
PB8	0.217	2.309	0.000	72.059	70.187	71.390	6.7	15.7	4.3	27	33	76	81.234	0	7.198	0
PC02	0.147	1.754	0.000	72.059	67.380	59.091	6.1	59.0	0.7	26	29	78	15.167	8.098	0.000	0
PC06	0.917	2.155	0.000	72.059	72.594	69.786	5.2	13.6	4.4	26	33	54	36.889	0.514	0.000	0
PC08	0.211	2.600	0.201	72.059	86.230	84.492	4.9	25.5	3.4	26	30	75	19.537	0	17.352	0
PFM14	0.242	3.791	11.000	72.059	42.246	40.107	5.3	15.6	3.7	26	30	81	18.895	0	3.599	0
PM02	0.381	2.100	0.000	72.059	72.594	72.995	6.3	146.0	2.0	26	28	81	37.789	0	5.913	0
PM31	0.371	3.709	0.000	72.059	59.492	66.310	5.0	14.3	5.1	26	27	76	30.591	0	0.000	0
PM32	0.207	2.791	0.082	72.059	70.187	64.973	5.1	13.4	4.7	25	27	65	23.265	0	8.997	0
PM33	0.769	2.792	193.000	72.059	68.583	69.786	5.4	13.7	6.2	27	28	73	19.152	0	32.391	0
PM35	0.264	2.270	0.000	72.059	73.128	75.936	6.0	20.5	4.8	27	29	66	25.578	0	6.812	0
RQ3	0.223	2.867	19.000	72.059	45.856	47.861	4.6	17.0	4.3	27	28	90	69.537	0	36.375	0
T3	0.134	2.500	0.221	72.059	79.947	73.262	5.0	25.0	4.3	26	28	81	46.015	0	0.000	0
U3	0.256	2.600	0.000	72.059	75.802	76.471	7.2	0.0	6.4	27	30	80	47.815	0	19.666	0
V1	0.237	2.825	19.000	72.059	2.139	2.139	5.1	69.8	1.1	27	33	73	22.751	0.771	0.000	4.6272
Z1	0.263	2.697	0.000	72.059	73.663	72.193	3.8	16.5	3.8	27	35	51	8.355	0	21.465	0

5

6 **Tabela suplementar 5:** Valores de LCBD e seus componentes (LCBDtot, LCBDturn,
 7 LCBDanin), contribuição local para heterogeneidade de habitat (LCEHtot) para dados de e
 8 incidência, **S** – valores de riqueza, **Domi**- valores de dominância de Simpson e coordenadas
 9 geográficas nos 32 riachos amostrados em Barcarena estado do Pará, Brasil.

Sites	LCBD	LCBD.tot	LCBD.turn	LCBD.anin	LCEH.tot	S	Domi	Latitude	Longitude
F3	0.020	0.020	0.015	0.044	0.029	9	0.111	-1.597	-48.579
G3	0.019	0.019	0.016	0.031	0.024	6	0.167	-1.6619	-48.618
J2	0.082	0.079	0.105	-0.034	0.094	1	1.000	-1.5046	-48.678
J3	0.024	0.023	0.023	0.026	0.021	6	0.167	-1.6425	-48.65
L3	0.018	0.018	0.015	0.033	0.016	7	0.143	-1.6491	-48.773
M3	0.025	0.028	0.002	0.144	0.056	3	0.333	-1.6743	-48.762
P3	0.017	0.019	0.007	0.068	0.006	10	0.100	-1.6345	-48.558
PB02	0.038	0.038	0.036	0.049	0.016	4	0.250	-1.5563	-48.618
PB18	0.027	0.027	0.026	0.033	0.038	9	0.111	-1.762	-48.728
PB20	0.022	0.022	0.019	0.031	0.015	6	0.167	-1.5799	-48.674
PB22	0.033	0.034	0.026	0.069	0.011	4	0.250	-1.6063	-48.659
PB27	0.040	0.039	0.047	0.005	0.033	7	0.143	-1.5685	-48.72
PB5	0.027	0.027	0.025	0.036	0.070	9	0.111	-1.6909	-48.51
PB6	0.035	0.035	0.040	0.012	0.076	8	0.125	-1.687	-48.532
PB8	0.082	0.079	0.105	-0.034	0.036	1	1.000	-1.7023	-48.8
PC02	0.033	0.033	0.033	0.035	0.049	5	0.200	-1.5421	-48.696
PC06	0.038	0.037	0.043	0.013	0.007	6	0.167	-1.6373	-48.669
PC08	0.030	0.030	0.030	0.032	0.026	9	0.111	-1.6176	-48.697
PFM14	0.024	0.025	0.013	0.078	0.030	10	0.100	-1.5947	-48.72
PM02	0.032	0.032	0.030	0.040	0.020	1	1.000	-1.5424	-48.725
PM31	0.042	0.041	0.049	0.009	0.005	2	0.500	-1.7266	-48.722
PM32	0.022	0.022	0.020	0.028	0.021	8	0.125	-1.7077	-48.722
PM33	0.038	0.038	0.035	0.053	0.019	6	0.167	-1.637	-48.723
PM35	0.040	0.040	0.046	0.010	0.017	4	0.250	-1.6152	-48.735
RQ3	0.021	0.022	0.016	0.048	0.031	5	0.200	-1.6152	-48.596
T3	0.023	0.026	0.002	0.136	0.004	14	0.071	-1.6152	-48.65
U3	0.050	0.049	0.061	-0.005	0.025	8	0.125	-1.6152	-48.61
V1	0.077	0.075	0.099	-0.031	0.187	9	0.111	-1.6152	-48.748
Z1	0.020	0.021	0.016	0.044	0.020	9	0.111	-1.6152	-48.656

10

11

12

13

14

15

16 **Tabela suplementar 6:** Abundância das famílias e gêneros de Gerromorpha dos 32 riachos
 17 amostrados dos dados coletados em Barcarena, estado do Pará, Brasil

Taxón	Habitat	Hábito	Nº	%
Gerridae			963	43.65
<i>Brachymetra</i>	Lótico: igarapés/áreas sombreadas/fluxo lento	Patinador	107	4.850
<i>Cylindrostethus</i>	Lótico: igarapés/áreas sombreadas/fluxo lento	Patinador	317	14.37
<i>Euvelia</i>	Lótico: igarapés/próximo às margens	Patinador	102	4.624
<i>Limnogonus</i>	Lêntico: igarapés, lagoas e poças/vegetação densa/fluxo lenta	Patinador	30	1.360
<i>Microvelia</i>	Lótico/ em vegetação densa/ bancos de areia/ Macrófitas	Patinador	120	5.440
<i>Neogerris</i>	Lêntico: lagoas e poças/ vegetação densa	Patinador	22	0.997
<i>Rheumatobates</i>	Lêntico e Lótico de fluxo lento	Patinador	1	0.045
<i>Tachygerris</i>	Lêntico: poças/ vegetação densa	Patinador	21	0.952
Hebridae			1	0.045
<i>Hebrus</i>	Lêntico: brejos, sobre rochas/alagadiços	Escalador	1	0.045
Mesoveliidae			11	0.499
<i>Mesovelia</i>	Lêntico/próximo às margens/águas rasas/macrófitas	Agarrador/ Patinador	11	0.499
Veliidae			1231	55.80
<i>Callivelia</i>	Semi-Lótico e Lêntico: próximo às margens/vegetação densa/bancos de areia	Patinador	2	0.091

<i>Paravelia</i>	Semi-Lótico e Lêntico: próximo às margens/vegetação densa/bancos de areia	Patinador	7	0.317
<i>Platyvelia</i>	Lêntico/próximo às margens/vegetação densa	Patinador	1	0.045
<i>Rhagovelia</i>	Lótico e Semi -lótico: igarapés/corrente rápida /banco de areias	Patinador	1221	55.35
<i>Stridulivelia</i>	Lêntico/sombreado/ troncos e raízes	Patinador	243	11.02

18

19 **Tabela suplementar 7:** Abundância dos gêneros e espécies de Gerromorpha dos 32 riachos
20 amostrados dos dados coletados em Barcarena, estado do Pará, Brasil.

Taxón	Autor	Nº	%
Gerridae		963	0.44
<i>Brachymetra</i>		107	0.05
<i>Brachymetra lata</i>	Shaw, 1933	107	
<i>Cylindrostethus</i>		317	
<i>Cylindrostethus palmares</i>	Drake & Harris, 1934	317	0.05
<i>Euvelia</i>		102	0.14
<i>Euvelia discala</i>	Polhemus & Polhemus, 1984	1	0.14
<i>Euvelia lata</i>	Polhemus & Polhemus, 1984	101	0.05
<i>Limnognonus</i>		30	0.00
<i>Limnognonus recurvus</i>	Drake & Harris, 1930	30	0.05
<i>Microvelia</i>		120	0.01
<i>Microvelia belterrensis</i>	dos Santos, Rodrigues, Couceiro & Moreira, 2021	21	0.01
<i>Microvelia cf. belterrensis</i>	dos Santos, Rodrigues, Couceiro & Moreira, 2022	1	0.05
<i>Microvelia cf. mimula</i>	White, 1879	1	0.01
<i>Microvelia cf. sp. nov. 6*</i>		7	0.00
<i>Microvelia cf. venustatis</i>	Drake & Harris, 1933	2	0.00
<i>Microvelia hambletoni</i>	Drake, 1951	28	0.00
<i>Microvelia longipes</i>	Uhler, 1894	24	0.00
<i>Microvelia pulchela</i>	Westwood, 1834	32	0.01
<i>Microvelia sousorum</i>	dos Santos, Rodrigues, Couceiro & Moreira, 2021	3	0.01
<i>Microvelia sp.fm.1*</i>		1	0.01

<i>Neogerris</i>		22	0.00
<i>Neogerris celeris</i>	Drake & Harris, 1934	7	0.00
<i>Neogerris lotuss</i>	White, 1879	7	0.01
<i>Neogerris magnus</i>	Kuitert, 1942	7	0.00
<i>Neogerris visendus</i>	Drake & Harris, 1934	1	0.00
<i>Rheumatobates</i>		1	0.00
<i>Rheumatobates tritiatis</i>	China, 1943	1	0.00
<i>Tachygerris</i>		21	0.00
<i>Tachygerris adamsoni</i>	Drake, 1942	19	0.00
<i>Tachygerris celosis</i>	Drake & Harris, 1931	1	0.01
<i>Tachygerris opacus</i>	Champion, 1898	1	0.01
<i>Hebridae</i>		1	0.00
<i>Hebrus</i>	Curtis, 1833	1	0.00
<i>Hebrus sp.</i>		1	0.00
<i>Mesoveliidae</i>		11	0.00
<i>Mesovelgia</i>		11	0.00
<i>Mesovelgia amoena</i>	Uhler, 1894	6	0.00
<i>Mesovelgia mulsanti</i>	White, 1879	5	0.00
<i>Veliidae</i>		1231	0.00
<i>Callivelia</i>		2	0.00
<i>Callivelia conata</i>	Hungerford, 1929	2	0.56
<i>Paravelia</i>		7	0.00
<i>Paravelia bullialata</i>	Polhemus & Polhemus, 1984	7	0.00
<i>Platyvelia</i>		1	0.00
<i>Platyvelia brachialis</i>	Stål, 1860	1	0.00
<i>Rhagovelgia</i>		1221	0.00
<i>Rhagovelgia brunae</i>	Magalhães & Moreira, 2016	624	0.00
<i>Rhagovelgia elegans</i>	Uhler, 1894	463	0.55
<i>Rhagovelgia evidis</i>	Bacon, 1948	133	0.28
<i>Rhagovelgia hambletoni</i>	Drake & Harris, 1933	1	0.21
<i>Stridulivelia</i>		243	0.06
<i>Stridulivelia alia</i>	Drake, 1957	104	0.00
<i>Stridulivelia strigosa</i>	Hungerford, 1929	63	0.11
<i>Stridulivelia tersa</i>	Drake & Harris, 1941	64	0.05
<i>Strudulivelia transversa</i>	Hungerford, 1929	12	0.03

21

22

23

24

25

26 **Tabela suplementar 8:** Valores do correlograma baseado autocorrelação do modelo
27 utilizando as classes distancias de I Morran.

28

Correlação Espacial I Morran - Modelo Beta					
	dist.class	coef	p.value	n	
	[1,]	0.018	0.051	0.662	46
	[2,]	0.046	-0.059	0.852	120
	[3,]	0.075	-0.046	0.919	152
	[4,]	0.104	0.048	0.409	170
	[5,]	0.133	-0.062	0.788	152
	[6,]	0.161	-0.320	0.024	116
	[7,]	0.190	-0.100	0.689	84
	[8,]	0.219	-0.055	0.989	48
	[9,]	0.248	0.205	0.220	32
	[10,]	0.276	-0.375	0.639	10