

**FUNDAÇÃO UNIVERSIDADE FEDERAL DE RONDÔNIA-UNIR
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CONSERVAÇÃO E USO DOS RECURSOS
NATURAIS - PPGRen**

BRUNO STEFANY FEITOZA BARROS

**DIVERSIDADE BETA DA ICTIOFAUNA DE IGARAPÉS DE TERRA FIRME EM
UNIDADES DE CONSERVAÇÃO NA AMAZÔNIA SUL OCIDENTAL**

**PORTO VELHO/RO
2022**

BRUNO STEFANY FEITOZA BARROS

**DIVERSIDADE BETA DA ICTIOFAUNA DE IGARAPÉS DE TERRA FIRME EM
UNIDADES DE CONSERVAÇÃO NA AMAZÔNIA SUL OCIDENTAL**

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Uso de Recursos Naturais e Conservação da Fundação Universidade Federal de Rondônia, como requisito parcial a obtenção do título de Mestre em Conservação e Uso de Recursos Naturais, modalidade acadêmica.

Área de Concentração: Ecologia e Conservação de Recursos Naturais

Orientadora Prof^a. Dra.: Carolina Rodrigues da Costa Doria

Coorientador Prof. Dr.: Willian Massaharu Ohara

Porto Velho, RO

2022

Pró-Reitoria de Pós-Graduação e Pesquisa: PROPESQ/UNIR
Pró-Reitor: Artur de Souza Moret
Pró-Reitor Substituto: Prof. Dr. Alexandre de Almeida e Silva

Núcleo de Ciência Exatas e da Terra
Diretor: Prof. Dr. Ariel Adorno de Sousa
Vice-Diretor: Prof. Dr. Marinaldo Felipe da Silva

Coordenador/a do Programa de Pós-Graduação de Mestrado Acadêmico em Conservação e Uso de Recursos Naturais – PPGReN:
Coordenadora: Prof^a. Dra. Rubiani de Cássia Pagotto
Vice-Coordenadora: Prof^a. Dra. Mariluce Rezende Messias

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

FICHA CATALOGRÁFICA
Biblioteca Central Prof.º Roberto Duarte Pires

B277d Barros, Bruno Stefany Feitoza.

Diversidade beta da ictiofauna de igarapés de terra firme em Unidades de Conservação na Amazônia Sul Ocidental / Bruno Stefany Feitoza Barros. -- Porto Velho, RO, 2022.

96 f. : il.

Orientadora: Prof. PhD Carolina Rodrigues da Costa Doria

Coorientador: Prof.^a Dr. William Massaharu Ohara.

Dissertação (Ciência Biológica) - Fundação Universidade Federal de Rondônia

1.Ecologia de peixes. 2.Bacia do Rio Madeira. 3.Ictiofauna. 4.Áreas protegidas. 5.Coleções biológicas. I. Doria, Carolina Rodrigues da Costa. II.Título.

CDU 597.2/5

BRUNO STEFANY FEITOZA BARROS

Título: Diversidade beta da ictiofauna de igarapés de terra firme em Unidades de Conservação na Amazônia Sul Ocidental

Orientadora: Carolina Rodrigues da Costa Doria

Coorientador: William Massaharu Ohara

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Conservação e Uso dos Recursos Naturais da Fundação Universidade Federal de Rondônia, Área de Concentração em Biodiversidade, para obtenção do Título de Mestre.

Aprovado em: Porto Velho, 29 de junho de 2022.

Banca Examinadora



Documento assinado digitalmente
CAROLINA RODRIGUES DA COSTA DORIA
Data: 23/04/2023 17:13:47-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof^ª. Dr^ª Carolina Rodrigues da Costa Doria
Fundação Universidade Federal de Rondônia (Dep. Biologia)
Orientadora



Documento assinado digitalmente
JANSEN ALFREDO SAMPAIO ZUANON
Data: 20/04/2023 17:22:13-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Dr. Jansen Alfredo Sampaio Zuanon
Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia
Examinador



Documento assinado digitalmente
RONALDO DE ALMEIDA
Data: 30/06/2022 17:22:52-0300
Verifique em <https://verificador.iti.br>

Prof. Dr. Ronaldo de Almeida
Fundação Universidade Federal de Rondônia (Campus Guajará-Mirim: Jorge Vassilákis)
Departamento Acadêmico de Ciências Sociais e Ambientais
Examinador

Dedico com carinho especialmente à minha mãe Anita Feitoza Barros e ao meu filhinho John Arthur Serra Barros, à primeira por ter acreditado no que eu achava ser impossível, e ter me guiado de alguma forma até aqui. Ao segundo, que é a minha maior fonte de forças e energias para todas as tempestades que vieram. Meus portos seguros: o filho sempre estará aqui, e o papai também...obrigado!

AGRADECIMENTOS

Agradeço aos meus pais, Anita Feitoza Barros e Anderson Rhandall de Oliveira Barros, estes que acima de tudo foram a minha base, alicerce e o meu refúgio. Agradeço por tudo, pai e mãe, pelos cuidados, carinhos e educação que dedicaram a mim e aos meus irmãos, pela confiança, paciência e palavras que depositaram em mim durante todos esses tempos, pela força de vontade na luta do dia-a-dia e pelo exemplo de ótimos pais e acima de tudo de pessoas que vocês são. Obrigado! A saudades que eu sinto é imensa, colossal, falta uma parte de mim, mas eu sei que estas comigo e que sempre me deu forças e confiança para seguir em frente! Obrigado mãezinha!

Meu filho John Arthur, tão querido, carinhoso, sapeca e animado. Que desde que veio para minha vida sempre foi meu companheiro de todos os momentos e é o maior motivo de minhas lutas diárias. É um dos mais nobres sentimentos que existe: o amor de um pai pelo seu filho. Tanto que encontro muitas dificuldades e me faltam palavras em descrevê-lo! Muito grato e feliz em ser seu pai! Ele também me deu muito trabalho durante minhas escritas e análises! Rssrrsr!

Aos meus dois irmãos: Andrews e Tuanny, pessoas de personalidades totalmente diferentes da minha, mas que sempre estiveram ao meu lado quando precisei, em momentos bons e difíceis, me ajudando e dando força (sei que continuo chato, mas não deixa de ser uma forma de carinho).

À minha irmã Mariana, que apesar da pouca idade, em relação a este que escreve, é um exemplo de dedicação e esforço para conquistar seu espaço! Sinto muito orgulho de você, continue dando o seu melhor: você nos traz muitas alegrias e tem um futuro brilhante irmã, e eu faço questão de te ajudar nisso.

Aos meus amigos que permanecem comigo, mesmo distantes e sem contato durante alguns intervalos de tempos (a pandemia contribuiu para isso)! Sei que cada vez mais ando ausente de um “curtir por aí”, assistir filme ou jogar vídeo-game com a galera e até para ter uma boa conversa presencial, ou mesmo para aquele silêncio desprezioso e sem compromisso que a

gente tem com quem é da família. Considero vocês pessoas muito importantes na minha vida e agradeço pela alegria e novidades e vitória que me trazem a cada dia. Agradeço também a todos os meus outros amigos de “vida fora da faculdade” que vejo “nesses encontros casuais”.

Ao meu orientador, Dr. William M. Ohara, vulgo “China”, que ao longo dos últimos anos tem se demonstrado um verdadeiro “samurai” da ictiofauna amazônica, com sua grande contribuição e dedicação em demonstrar e conhecer os peixes de nossa região, principalmente na bacia do Madeira. És um grande exemplo de pesquisador, um bastião de nossa ictiofauna! Te considero um grande amigo, apesar da distância e dos eventuais encontros para coletar piabas, e admiro bastante a sua força de vontade e foco nos objetivos, obrigado pela confiança depositada em mim.

À minha professora e orientadora, Dr^a Carolina Rodrigues da Costa Dória, agora também amiga de trabalho, pela parceria, pelas cobranças e missões de campo de diversos projetos, por acreditar que eu poderia realizar esse trabalho, e por me proporcionar conhecer “o mundo da Ictiologia” quando eu era apenas um novato na faculdade.

Aos professores do Departamento Acadêmico de Biologia e aos técnicos Aline Andriolo, Jairo e Ângela e também à alguns alunos com quem divido o meu dia-a-dia, àqueles que trabalham comigo seja no laboratório ou em campo (equipes do CEPAM, brigadistas, chefes, colaboradores e tantas pessoas que de uma forma ou me ajudaram no ICMBIO), (não vou citar nomes – tem muita gente e corro o risco de cometer injustiças e esquecer) e que me ajudaram mesmo que indiretamente: Obrigado!

Agradeço a mãe do meu filho Kátia Serra, pelo carinho e dedicação em cuidar de nosso filho e pelo apoio destinado enquanto eu estava em longas viagens. Por fim, a todos os meus amigos de curso da primeira turma de mestrado do Programa de Pós-Graduação em Conservação e Uso de Recursos Naturais 2019 e todos aqueles estiveram presentes na minha vida de alguma forma e que não foram citados. MEUS SINCEROS AGRADECIMENTOS!

BARROS, Bruno Stefany Feitoza. **Diversidade beta da ictiofauna de igarapés de terra firme em Unidades de Conservação na Amazônia Sul Ocidental**. 96 fl. (Mestrado em Biologia) – Universidade Federal de Rondônia. Porto Velho, RO, 2022.

RESUMO

A diversidade beta (β) é um componente de descrição da diversidade de espécies entre localidades e ao ser particionada pode refletir dois fenômenos: o aninhamento (*nestedness/species richness*) e a substituição de espécies (*turnover/species replacement*). Entre os objetivos do presente estudo se destacam: identificação de variações de fatores envolvidos na composição de peixes entre igarapés; determinação de associações físicas do hábitat e fatores abióticos e espaciais com a ictiofauna encontrada em igarapés de bacias hidrográficas em áreas protegidas na Amazônia Sul Ocidental. As coletas foram realizadas em 2019 e 2021 em seis igarapés de cada uma das três unidades de conservação federais situadas na porção Sul Ocidental da Amazônia: Parque Nacional (PARNA) dos Campos Amazônicos, PARNA Mapinguari e Reserva Biológica (REBIO) Jaru, totalizando 18 igarapés de pequena ordem, amostrados no período de águas baixas da região. Um total de 18.195 indivíduos foram capturados, distribuídos em 167 espécies, 95 gêneros, 28 famílias e sete ordens. A diversidade β -total calculada foi de 0.29 para os dados de presença-ausência (p/a) e 0.35 no cálculo executado com dados de abundância. A sua partição/decomposição apresentou a dominância do fator substituição de espécies para dados p/a e abundância em 71.4% e 85.7%, respectivamente. Indicando que o mecanismo de substituição de espécies é a principal componente influenciador na heterogeneidade das ictiofaunas estudadas. A Contribuição Local para a Diversidade Beta LCBD apresentou relação inversamente proporcional com a riqueza e abundância dos pontos. Os modelos preditivos indicaram que a variável ambiental “altitude” teve maior contribuição entre a variação da ictiofauna observada, mas a categórica “bacia” (considerada aqui como espacial) predominou na explicação da variação da diversidade β e β REP tanto para dados de abundância como para presença/ausência. A combinação dos dois tipos de preditores (ambiental e espacial) apresentaram valores de explicação maiores que cada um destes fatores isolados. O componente de aninhamento não apresentou forte correlação com as variáveis preditivas e precisa ser melhor entendido como um todo.

Palavras-Chave: Ecologia de peixes neotropicais; bacia do Rio Madeira; ictiofauna de pequeno porte; Áreas Protegidas; coleções biológicas.

BARROS, Bruno Stefany Feitoza. **Beta diversity of the ichthyofauna of streams in Conservation Units in the South-Western Amazon.** 96 f. (Master's degree in biology) – Universidade Federal de Rondônia. Porto Velho, RO, 2022.

ABSTRACT

Beta diversity is a component of description of species diversity between locations and, when partitioned, may reflect two phenomena: nesting (nestedness/species richness) and species replacement (turnover/species replacement). Among the objectives of this study, the following stand out: identification of variations in factors involved in the composition of fish among streams; determination of physical associations of habitat and abiotic and spatial factors with the ichthyofauna found in streams of hydrographic basins in protected areas in the South Western Amazon. The collections were carried out in 2019 and 2021 in six streams of each of the three federal conservation units located in the South Western portion of the Amazon: Campos Amazônicos National Park (PARNA), PARNA Mapinguari and Jaru Biological Reserve (REBIO), totaling 23 streams, all sampled in the low-water period of the region. A total of 10.473 were captured. Distributed in 167 species, 95 genera, 28 families and seven orders. The calculated β -total diversity was 0.29 for the presence/absence (p/a) data and 0.35 in the calculation performed with abundance data. Its partition/decomposition showed the dominance of species replacement for p/a and abundance data at 71.4% and 85.7%, respectively. Indicating that the species substitution mechanism is the main influencing structure in the heterogeneity of the studied fish fauna. LCBD showed an inversely proportional relationship with the richness and abundance indices between the points and needs to be better understood. The predictive models indicated that the environmental variable "altitude" had the greatest contribution among the observed variation in the ichthyofauna, but the categorical "basin" (considered here as spatial) predominated in explaining the variation in β and β REP diversity for both abundance and data Pan. The combination of the two types of predictors (environmental and spatial) presented explanation values greater than each of these isolated factors. The nesting component did not show a strong correlation with the predictive variables and needs to be better understood as a whole.

Keywords: Neotropical fish ecology; Madeira River basin; small sized ichthyofauna; Protected Areas; biological collections.

LISTA DE TABELAS

Tabela 1.	Diversidade Beta (β -Total) e a contribuição de seus componentes (β REP e β DIF) de presença/ausência (p/a) e de abundância para as ictiofaunas de igarapés de terra firme em quatro Unidades de Conservação da Amazônia Sul Ocidental.....	39
Tabela 2.	Análise da Partição da Variação para β -total (e seus componentes, β REP e β DIF) com dados de presença/ausência (dissimilaridade de Sorensen) e dados de abundância (dissimilaridade de Bray-Curtis) da ictiofauna de igarapés de terra firme de quatro Unidades de Conservação da Amazônia Sul Ocidental.....	45

LISTA DE FIGURAS

Figura 1.	Mapa das Unidades de Conservação Federais da Amazônia Sul Ocidental selecionadas para o estudo de elementos da diversidade beta em igarapés de terra firme.....	24
Figura 2.	Fotos dos igarapés prístinos das três Unidades de Conservação da Amazônia Sul Ocidental estudadas.....	26
Figura 3.	Esquema da disposição das parcelas aquáticas de igarapés de terra firme e os apetrechos de coletas ativas utilizados na captura padronizada da ictiofauna presente nesses ecossistemas.....	27
Figura 4.	Gráfico: distribuição da contribuição das Ordens e Famílias mais representativas na composição das ictiofaunas encontradas em quatro Unidades de Conservação da Amazônia Sul Ocidental.....	35
Figura 5.	Curvas de rarefação das assembleias de peixes observadas nos igarapés íntegros de três Unidades de Conservação da Amazônia Sul Ocidental.....	36
Figura 6.	Relação das espécies encontradas em exclusividade, no presente estudo, nos respectivos igarapés de três Unidades de Conservação da Amazônia Sul Ocidental.....	37
Figura 7.	Gráfico. PCoA's derivadas das matrizes de diversidade β -total com dados de presença/ausência e de abundância calculadas para as ictiofaunas de igarapés em quatro Unidades de Conservação na Amazônia Sul Ocidental.....	40
Figura 8.	Valores do índice LCBD (<i>Local Contribution to Beta Diversity</i>), calculados a partir de dados de presença/ausência da diversidade β e seus componentes decompostos, para as ictiofaunas de igarapés em quatro Unidades de Conservação da Amazônia Sul Ocidental. Os valores de LCBD estão plotados com a riqueza dos respectivos igarapés.....	41
Figura 9.	Drenagem e distribuição da Contribuição Local para a Diversidade Beta (LCBD) baseado em β REP (<i>species replacement/turnover</i>) presença-ausência (p/a) entre as ictiofaunas de igarapés de terra firme em quatro Unidades de	

	Conservação na Amazônia Sul Ocidental.....	42
Figura 10.	Análise de Componentes Principais das variáveis ambientais consideradas no presente estudo de ictiofauna de igarapés de terra firme de três Unidades de Conservação na Amazônia Sul Ocidental.....	44
Figura 11.	Gráfico. Análise de Partição da Variação (<i>Variation partitioning</i>) para β -total e seus componentes obtidos para a ictiofauna de igarapés de terra firme em quatro Unidades de Conservação da Amazônia Sul Ocidental, entre os grupos de variáveis ambientais e espaciais selecionadas como preditoras.....	46

LISTA DE SIGLAS/ABREVIATURAS

β -total - diversidade beta total

β -total_{p/a} - diversidade beta total calculada por índices que consideram presença-ausência

β -total_{num} - diversidade beta total calculada por índices que consideram abundância

β REP - componente substituição de espécies da diversidade beta

β REP_{p/a} - componente substituição de espécies da diversidade beta calculado por índices que consideram presença-ausência

β REP_{num} - componente substituição de espécies da diversidade beta calculado por índices que consideram abundância

β DIF - componente aninhamento de espécies da diversidade beta

β DIF_{p/a} - componente aninhamento de espécies da diversidade beta calculado por índices que consideram presença-ausência

β DIF_{num} - componente aninhamento de espécies da diversidade beta calculado por índices que consideram abundância

db-RDA – Análise de Redundância baseada em distância

LCBD - índice de Contribuição Local para a Diversidade Beta

PARNA - Parque Nacional

PCA - Análise de Componentes principais

PCoA - Análise de Coordenadas Principais

PERMANOVA - Análise de Variância Multivariada Permutacional

PERMDISP - método de dispersão permutacional

REBIO - Reserva Biológica

spp - espécies

UC - Unidade(s) de Conservação

VIF- Fator de Inflação de Variância

LISTA DE SÍMBOLOS

β - diversidade beta

% - porcentagem

< - menor que

> - maior que

= - igual a

\leq - menor ou igual a

\geq - maior ou igual a

\pm - desvio padrão

p - probabilidade ou valor de nível descritivo de significância

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	15
2. OBJETIVOS.....	21
3. HIPÓTESES.....	22
4. MATERIAL E MÉTODOS	
4.1. Área de estudo.....	23
4.2. Parcelas aquáticas de igarapés de segunda e terceira ordem.....	25
4.3. Coleta de dados e amostragem.....	26
5. ANÁLISES DOS DADOS	
5.1. Diversidade beta, partição/decomposição e LCBD e suficiência amostral....	30
5.2. Preditores abióticos e espaciais.....	30
5.3. Significância da diversidade β e seus componentes.....	31
5.4. Explicando a variação da diversidade β e seus componentes.....	31
5.5. Partição da Variação.....	32
6. RESULTADOS	
6.1. Composição da ictiofauna dos igarapés de terra firme.....	33
6.2. Diversidade Beta e seus componentes.....	38
6.3 LCBD - Contribuição Local para a diversidade Beta.....	40
6.4 Diversidade beta e modelos preditivos.....	43
7. DISCUSSÃO.....	48
8. CONCLUSÃO.....	58
REFERÊNCIAS.....	59
APÊNDICES A – Tabelas.....	73
APÊNDICES B –Figuras.....	91

1. INTRODUÇÃO

A rede de sistemas aquáticos que constitui o mosaico hidrográfico amazônico abriga a ictiofauna mais diversa do planeta. Das mais de 5.160 espécies de peixes de água doce conhecidas para a América do Sul (REIS et al., 2016), cerca de 2.716 espécies (52.63%) se distribuem no sistema hidrográfico da Amazônia, sendo que mais da metade desses táxons (62% - 1.696 spp.) são endêmicos desse complexo ecossistema (DAGOSTA & DE PINNA, 2019). Em sua porção Sul Ocidental a drenagem do rio Madeira se destaca, tanto por sua diversidade de peixes, que acumula a mais rica ictiofauna até então conhecida, mais de 1.060 espécies, como pela vasta extensão e natureza híbrida de sua drenagem - formada tanto por rios andinos como de escudos cristalinos - (OHARA et al., 2015; DAGOSTA & DE PINNA, 2017; DORIA et al. 2019; DAGOSTA & DE PINNA, 2019).

A bacia do rio Madeira, assim como toda a malha aquática amazônica, é constituída de cursos de água de pequeno porte que drenam em sua maioria de florestas, mas também de campos, e correspondem a microbacias, regionalmente denominados igarapés (MENDONÇA, MAGNUSSON & ZUANON, 2005). Individualmente são pequenos, mas esses sistemas são os mais extensos e distribuídos das bacias, cobrindo uma área muito maior que a dos canais dos grandes rios. Representando até 90% da extensão total dos canais de algumas sub-bacias (MCCLAIN & ELSENBEER, 2001).

No geral, os pequenos cursos de água são habitados por espécies endêmicas e dominados por espécies de pequeno porte que correspondem a pelo menos 50% da diversidade dos peixes neotropicais conhecidos (CASTRO, 1999; CASTRO et al., 2003). Na Amazônia tratam-se de ecossistemas de expressiva relevância ambiental, pois além de constituírem nascentes de tributários, contribuem diretamente com a riqueza da ictiofauna regional e da Amazônia como um todo, originando e mantendo sua insubstituível diversidade aquática (ESPÍRITO-SANTO, RODRÍGUEZ & ZUANON, 2013; LEAL et al., 2018).

De fato, as atuais descrições de novos táxons de peixes para os sistemas aquáticos dulcícolas neotropicais, em sua grande parte são espécies de pequeno porte, frequentemente encontradas em pequenos tributários, incluindo igarapés de floresta de terra firme, poças e outros ambientes de menores escalas (*e.g.*, BÜHRNHEIM et al., 2008; SILVA-OLIVEIRA et al., 2015; MOREIRA & LIMA, 2017; OHARA, LIMA & BARROS, 2017; PINNA et al., 2017). O que revela a importância da investigação e contribuição destes ambientes na constituição da biodiversidade aquática continental assim como de sua preservação.

Os igarapés possuem características próprias, e estão estruturados conforme os *inputs* provenientes de suas margens e da paisagem da qual fazem parte (PÉREZ-MAYORGA et al., 2017). Sua heterogeneidade de habitats e variações espaciais longitudinais influenciam diretamente a fauna aquática encontrada (BÜRNHEIM, 2002; ANJOS, 2005). Características estruturais dos ambientes de pequenos cursos d'água são consideradas importantes para determinação da abundância e da composição de espécies de peixes, tais como, tamanho, velocidade da corrente e micro habitats disponíveis (SABINO & ZUANON, 1998; MENDONÇA, MAGNUSSON & ZUANON, 2005; SAZIMA et al., 2006; CARVALHO et al., 2013).

Considerando o exposto, é notória a influência das condições abióticas locais de igarapés sobre a estrutura da comunidade de peixes. Contudo, alguns estudos de análises de padrões ecológicos também abordam a importância da distância geográfica e o consequente aumento da dissimilaridade entre as assembleias acompanhando o aumento das distâncias (NEKOLA & WHITE, 1999; TUOMISTO et al., 2003). Stegman et al. (2019) analisou a diversidade beta entre 31 igarapés ao longo de 700 km do interflúvio Madeira-Purus e observou que a distância dos igarapés para os grandes rios foi o fator de maior peso na determinação da dissimilaridade entre suas ictiofaunas do que características ambientais e a distância fluvial existente entre um igarapé e outro.

Um dos problemas mais evidentes quando se pretende realizar estudos comparativos entre igarapés de terra firme na Amazônia é exatamente a carência de tais informações (ANJOS, 2005). Ainda são poucos os estudos voltados à ictiofauna de igarapés de terra firme de primeira a terceira ordem que compõem a porção Sul Ocidental da bacia Amazônica. Dentre os desenvolvidos nesta região, na bacia do Madeira, a maioria trata-se de inventários ou avaliação da estrutura da ictiofauna desses sistemas (CASATTI et al., 2013; RODRIGUES, 2013; VIEIRA et al., 2016; COSTA, OHARA & ALMEIDA, 2017).

Dados longitudinais de grandes rios da região Sul Ocidental também englobam informações sobre a ictiofauna de vários igarapés (QUEIROZ et al., 2013; OHARA, 2018). Porém, estudos de cunho ecológicos e analíticos que, além de trabalhar com a composição, avaliam modelos espaciais e fatores determinantes da ictiofauna nesses pequenos sistemas aquáticos se resumem a poucos trabalhos (*cf.* BARROS et al., 2011; PÉREZ-MAYORGA, 2015; COSTA & ROCHA, 2016; COSTA, PETRY & MAZZONI, 2020; STEGMAN et al., 2019; BREJÃO et al., 2021). Todos estes estudos investigaram fatores determinantes da ictiofauna em igarapés de terra firme, mas apenas no interflúvio Madeira-Purus e rio Machado.

Estudos mais detalhados sobre a importância de fatores abióticos no estabelecimento da diversidade e distribuição de indivíduos, espécies, bem como de aspectos determinantes e influenciadores da configuração das comunidades de peixes em igarapés de pequena ordem, ainda são necessários, principalmente, em regiões pouco estudadas, como a Amazônia Sul Ocidental. Esse cenário não é exclusivo da região, mas comum na maior parte da Amazônia, na qual os fatores influenciadores e moduladores da riqueza e composição das espécies em cada ambiente continuam pobremente documentados (OBERDORFF et al., 2019).

A extensão da variação na composição da ictiofauna de igarapés (assim como para outras comunidades) pode ser observada através da diversidade beta, definida como “a variação na identidade de espécies entre locais” (HEINO, MELO & BINI, 2015) e “a variabilidade na composição de espécies entre unidades amostrais em uma dada área” (ANDERSON, ELLINGSEN & MCARDLE, 2006). É um componente de descrição da diversidade de espécies entre localidades (WHITTAKER, 1960) e ao ser particionada a diversidade beta pode refletir dois fenômenos: o aninhamento (*nestedness* - pela fórmula da “família Baselga”; também chamada de *richness difference* - quando obtida pelo cálculo da “família Podani”) e a substituição de espécies (*turnover* - pela “família Baselga”; e identificada como *species replacement* - quando acessada pela “família Podani”) - LEGENDRE, 2014. O primeiro processo é observado quando as biotas menos ricas são subgrupos de biotas com maiores riquezas, refletindo um fenômeno não aleatório. Por sua vez, o segundo fenômeno, respectivamente, trata-se da substituição de algumas espécies por outras, como consequência de seleção ambiental ou obstáculos espaciais e históricos (BASELGA, 2010).

Além destes dois componentes obtidos da partição/decomposição da diversidade beta, o coeficiente de Contribuição Local para a Diversidade Beta “LCBD” (*Local Contribution to Beta Diversity*), vem se tornando um importante comparativo da singularidade ecológica entre comunidades em termos de composição de espécies (LEGENDRE & CÁCERES, 2013). O LCDB revela as assembleias com maior distinção em relação à diversidade beta dentro da região e pode ser utilizado para indicar padrões de composições de espécies relacionados a condições ambientais e espaciais específicas (relevante em ações de conservação/preservação), assim como de perturbações em determinada comunidade - importante para ações de alerta e restauração (LEGENDRE & CÁCERES, 2013). Logo, pode proporcionar uma eficiente ferramenta para a compreensão do “comportamento” da diversidade beta e as variáveis que influenciam sua estruturação dentro de uma região (e.g.

ARANTES et al., 2018; LANDEIRO et al., 2018; VALENTE-NETO et al., 2019; LEÃO et al., 2020; ORTEGA et al., 2021).

O mapeamento da variação da diversidade beta entre sub-bacias e a avaliação dos dois principais padrões (aninhamento e substituição) ou a combinação de ambos são ferramentas que podem contribuir no entendimento dos mecanismos envolvidos na estruturação das comunidades ecológicas estudadas (HEINO, MELO & BINI, 2015).

Embora vários trabalhos mencionados anteriormente revelem e consolidem a rica e heterogênea ictiofauna da bacia do Madeira e um percentual de espécies desconhecidas (ainda a serem descritas) ainda existem poucos trabalhos que desenvolvam o tema de modelagem e elementos envolvidos na estruturação de sua ictiofauna, e geralmente são em escala menor, ao longo ou entre microbacias vizinhas, e abordando padrões de distribuição (BARROS et al., 2011; PÉREZ-MAYORGA et al., 2017; STEGMAN et al., 2019). Contudo, poucos estudos distinguem a relação entre heterogeneidade ambiental e padrões de aninhamento e substituição na região (*e.g.* BREJÃO et al., 2021), apesar do acesso a esses padrões da diversidade beta serem essenciais para analisar a causalidade dos processos estruturais de sua biodiversidade (BASELGA, 2010).

Avaliar a diversidade beta sem particionar/decompor os processos de aninhamento e substituição mascaram esses mecanismos antagônicos de perda e substituição de espécies, respectivamente. A confusão entre estas pode conduzir a estimativas errôneas da biodiversidade existente (BASELGA, 2010). Para os propósitos de áreas protegidas a avaliação desses dois mecanismos é essencial para estratégias diretas de conservação, pois cada padrão requer diferentes planejamentos (SOCOLAR et al., 2016). Enquanto o aninhamento (*nestedness/richness difference*) permite a priorização de pequenas quantidades de locais, mas com as maiores diversidades (abrangendo assim subgrupos de sua biota); uma alta substituição espacial (*turnover/species replacement*) requisita esforços maiores para a conservação de diferentes locais, não priorizando necessariamente os mais ricos (PELÁEZ, AZEVEDO & PAVANELLI, 2017).

Apesar de ainda sustentar tamanha diversidade, os sistemas aquáticos amazônicos estão ameaçados pelos mesmos riscos que conduzem espécies de água doce à extinção em todos os continentes, entre estes se destacam: desmatamento descontrolado, a sobrepesca, construções de barragens (as quais modificam as rotas migratórias e reprodutivas das espécies), introdução de espécies exóticas, pavimentação de estradas, poluição, e a lânguida e questionável política ambiental nacional (AGOSTINHO, THOMAZ & GOMES, 2005; FRANKHAM, 2005; ROSA & LIMA, 2005; REIS et al., 2016; LEAL et al., 2018; BREJÃO

et al., 2018; BEGOSSI et al., 2019; OBERDORFF et al., 2019; TOLLEFSON, 2019; BREJÃO, TERESA & GERHARD, 2020).

A diversidade beta corresponde ao componente da diversidade regional que acumula diferenças composicionais entre as assembleias locais de espécies e pode contribuir para o entendimento da organização da diversidade no espaço e possíveis variáveis envolvidas. Estas, por sua vez, podem contribuir para medidas de planejamento da conservação da diversidade e até na determinação de áreas de proteção. Entre essas áreas, Unidades de Conservação (UC) compreendem territórios geográficos delimitados para a manutenção da diversidade biológica e dos serviços ambientais (MEDEIROS, 2006; ASSUMPÇÃO et al., 2017) e são estratégias essenciais para a preservação *in situ* da biodiversidade em suas paisagens naturais de origem (SOULÉ & TERBORGH, 1999; DE FRIES et al., 2005). Especialmente para a conservação de espécies raras, endêmicas, vulneráveis e ameaçadas de extinção (MAGNUSSON et al., 2013).

Dagosta e De Pinna (2020), ao mapear o esforço amostral em relação à ictiofauna em toda a bacia Amazônica, identificou que as maiores lacunas amostrais são provenientes de falta de esforço de coleta dentro de áreas protegidas (áreas de reservas e terras indígenas). Ironicamente essas áreas são cada vez mais importantes para a proteção da biodiversidade (FREDERICO et al., 2021), porém a composição da ictiofauna de muitas reservas ainda permanece desconhecida. O esforço amostral em igarapés de áreas protegidas torna-se cada vez mais necessário e urgente, ainda mais quando se considera que grande parcela da Amazônia Sul Ocidental se encontra na faixa do arco do desmatamento (LEITE-FILHO et al., 2021; SILVA et al., 2022a; SILVA et al., 2022b) e assim como muitas outras UC na Amazônia, tratam-se de remanescentes de ecossistemas e conseqüentemente refúgios naturais da biodiversidade regional (WALKER et al., 2009).

Contextualizando a relevância das UC na Amazônia no papel de preservação da ictiofauna de igarapés (ZUANON et al., 2015; SILVA OLIVEIRA et al., 2016; VIERA et al., 2016; FREDERICO, ZUANON & DE MARCO, 2018; BARROS et al., 2020) e a da métrica diversidade beta para o entendimento de possíveis padrões que influenciam a diversidade, composição e variação entre diferentes comunidades aquáticas (BERGAMIN et al., 2017; BENONE et al., 2020; BENONE & MONTAGI, 2021; NAKAMURA, VINCENTIN & SÚAREZ, 2021; SEABRA et al., 2021), pode-se observar o potencial da investigação da diversidade beta e seus componentes intrínsecos em ecossistemas protegidos na região. Respostas obtidas em estudos dessa natureza podem contribuir na construção de um cenário natural da ictiofauna de igarapés de terra firme na Amazônia Sul Ocidental, bem como

subsidiar modelos de ambientes íntegros passíveis de serem comparados com sistemas perturbados e/ou modificados por ações antrópicas. E consequentemente contribuir com ações diretamente associadas à conservação e proteção da ictiofauna na respectiva porção da Amazônia (FERRIER et al., 2007; SOCOLAR et al., 2016; LEÃO et al., 2020).

Considerando o exposto, o presente trabalho aborda a diversidade beta e sua partição em componentes para a ictiofauna entre igarapés de pequena ordem em áreas protegidas, visando: i) conhecer a diversidade da ictiofauna de igarapés de terra-firme em UC na Amazônia Sul Ocidental; ii) entender mecanismos que influenciam a composição da ictiofauna em seu estado pristino através da investigação dos componentes constituintes da diversidade beta e LCDB; iii) avaliar se estes se mantêm ou alteram entre diferentes microbacias na Amazônia Sul Ocidental; e iv) avaliar se as informações abióticas e da ictiofauna de igarapés podem contribuir efetivamente no contexto de estudos de métricas de diversidade e no cenário de áreas protegidas na região.

2. OBJETIVOS

Geral: Avaliar a importância relativa dos fatores/componentes da diversidade beta, aninhamento (*richness difference/nestedness*) e substituição espacial (*species replacement/turnover*), na estruturação da ictiofauna, considerando variáveis ambientais e espaciais, em igarapés de terra firme em áreas pristinas na Amazônia Sul Ocidental.

Específicos:

I – Determinar a diversidade beta e sua dissimilaridade entre igarapés de terra firme em áreas protegidas na Amazônia Sul Ocidental.

II – Analisar a LCBD e a contribuição dos fatores/componentes de aninhamento e substituição espacial da diversidade beta entre igarapés de terra firme em áreas protegidas na Amazônia Sul Ocidental.

III – Analisar associações de fatores abióticos (ambientais e espaciais) com a ictiofauna encontrada em igarapés de terra firme em áreas protegidas na Amazônia Sul Ocidental e avaliar quais os fatores preditores mais adequados para explicar a variação na composição da ictiofauna.

3. HIPÓTESES

H0 = Não existe diferença na contribuição dos componentes da diversidade beta na variação de diversidade da ictiofauna entre os igarapés de terra firme na Amazônia Sul Ocidental.

H1 = O padrão de substituição espacial (*species replacement/turnover*) da diversidade beta é o componente predominante na variação de diversidade da ictiofauna entre os igarapés de terra firme na Amazônia Sul Ocidental, logo a ictiofauna desses são primariamente organizadas de forma estocástica.

H2 = O padrão de aninhamento (*nestednes/species richness*) da diversidade beta é o predominante na variação de diversidade entre os igarapés de terra firme na Amazônia Sul Ocidental, logo a ictiofauna desses são primariamente organizadas por fatores determinísticos (características ambientais e distância espacial).

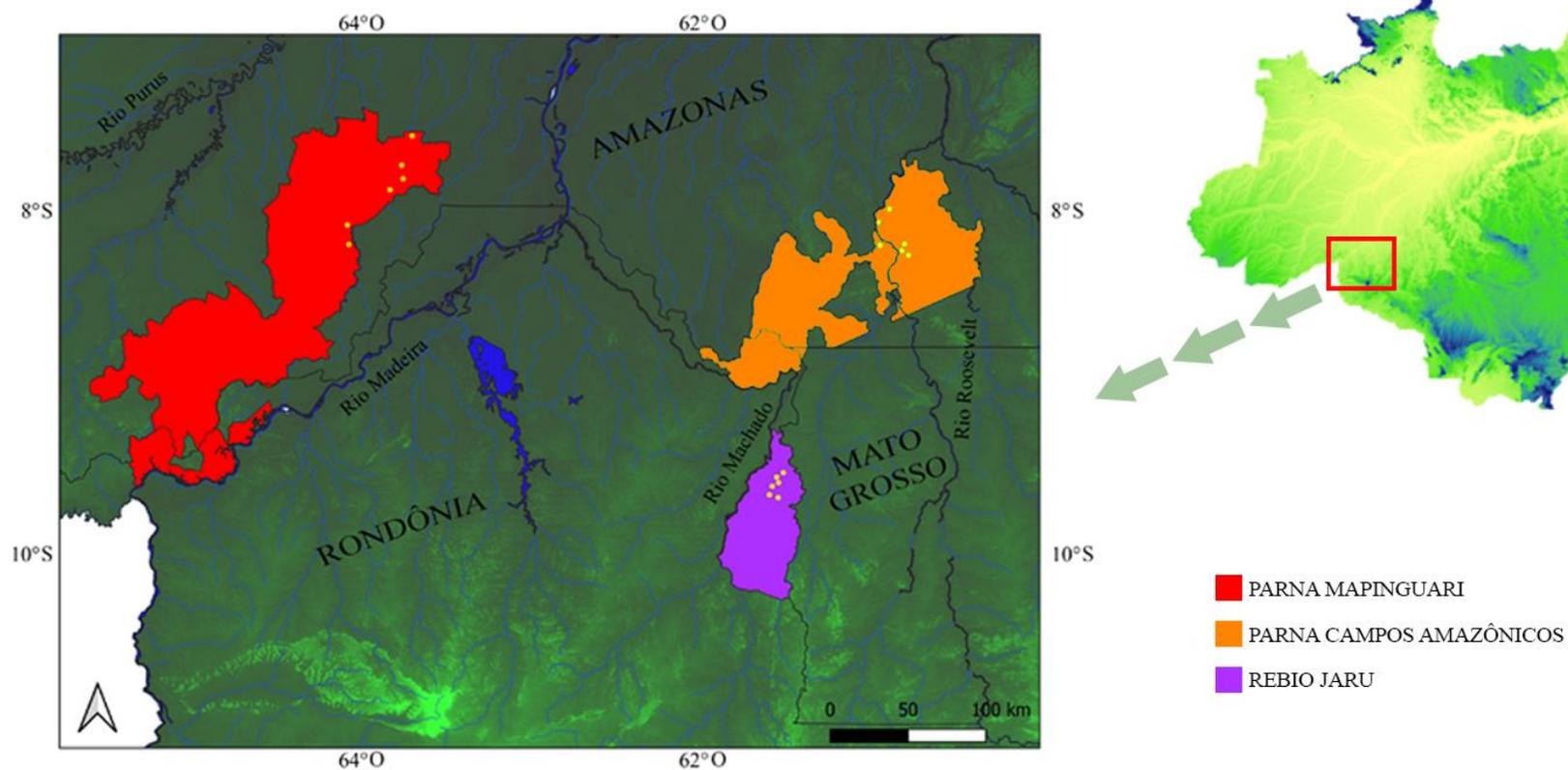
4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1. Área de estudo

A área de estudo abrange áreas dentro de três Unidades de Conservação federais situadas na porção Sul Ocidental da Amazônia: Parque Nacional (PARNA) dos Campos Amazônicos (no território do município de Manicoré - Amazonas), PARNA Mapinguari (território de Canutama - Amazonas) e Reserva Biológica (REBIO) do Jarú (território de Ji-Paraná - Rondônia) - Figura 1. Segue sucinta descrição das três áreas investigadas:

- i. PARNA Campos Amazônicos: situa-se na região do interflúvio Madeira-Tapajós e possui uma área de 961.317,77 hectares. Em sua estrutura apresenta um misto de fitofisionomias predominantes: floresta ombrófila, campinarana e cerrado. Em relação à hidrografia, os igarapés amostrados são afluentes do rio Roosevelt, o mais representativo na área do PNCA, e um dos principais afluentes do rio Aripuanã. O Roosevelt recorta o centro leste da área do PNCA e configura-se pelo predomínio de trechos de leito rochoso com formações de cachoeiras e corredeiras (ICMBIO, 2016). Os pontos amostrais desta UC se distribuíram na porção baixa do rio Roosevelt.
- ii. PARNA Mapinguari: situa-se na região do interflúvio Madeira-Purus e possui área de 1.776.914,18 hectares que cobrem uma grande variedade de ambientes naturais mesclados com algumas áreas alteradas devido o histórico de atividade humana. O PARNA Mapinguari é formado principalmente por ecotonos Savana-Floresta Ombrófila de áreas baixas, com várias extensões características de planícies de inundações. Os pontos amostrais do PARNA Mapinguari investigados no presente estudo se distribuíram em igarapés situados em áreas de floresta ombrófila aberta entre extensos campos naturais (cerrados e campinaranas) com pouca declividade, em enclaves no ambiente florestal amazônico na região nordeste da respectiva UC (ICMBIO, 2018). Na área do PARNA Mapinguari estão presentes igarapés que drenam tanto para a bacia do Madeira quanto para o rio Purus, todos os afluentes selecionados no presente estudo drenam para o último.
- iii. REBIO Jarú: situa-se na região do interflúvio Madeira-Tapajós com 346.824,20 hectares de extensa área de Floresta Ombrófila Aberta, muito preservada (praticamente intacta) entre o a porção leste do eixo central do estado de Rondônia e parte da divisa com o Mato Grosso. Abrange o igarapé Azul e parte da bacia do

Figura 1 — Mapa das Unidades de Conservação Federais da Amazônia Sul Ocidental selecionadas para o estudo de elementos da diversidade beta em igarapés de terra firme. Pontos em amarelo indicam os locais amostrados dentro das UC. PARNA: Parque Nacional; REBIO: Reserva Biológica.



rio Machado, sendo o rio Tarumã, afluente do Machado, a principal sub-bacia desta UC, com 99% da extensão do Tarumã inserida nessa UC. Trata-se de um rio encaixado, com declive acentuado por muitas corredeiras, recortando margens elevadas e pequenas cachoeiras em seu curso principal (ICMBIO, 2010). Os pontos amostrais do presente estudo se distribuem mais ao norte da UC, em igarapés que drenam para o rio Tarumã.

Em cada uma das UC investigadas os igarapés foram selecionados no escopo de implementação do Programa Nacional de Monitoramento da Biodiversidade - MONITORA, em seu Módulo Básico de Protocolo Aquático Continental, aplicado para igarapés de terra-firme (ICMBIO, 2019). Apesar dos igarapés selecionados não compreenderem toda a extensão das respectivas UC e todas as bacias incluídas em seus territórios, os pontos selecionados (e aqui considerados) visam representar extensões de diferentes drenagens hidrográficas nessa parte da Amazônia: rio Roosevelt, rio Purus e rio Machado.

4.2. Parcelas aquáticas de igarapés de segunda e terceira ordem

As coletas foram realizadas uma vez ao ano em 2019 e 2021 entre os meses julho e agosto (período de águas baixas da região), totalizando dois anos de coletas e duas amostragens para cada ponto. Para as análises, as duas coletas foram incorporadas em apenas uma lista consolidada da ictiofauna para cada igarapé e tratadas aqui apenas como um evento.

A distância mínima de 1.000 metros a montante da foz do respectivo afluente foi estabelecida para a seleção dos pontos de amostragem, quando este se situava próximo a canais maiores. O distanciamento foi para evitar a influência dos rios maiores para o qual cada microbacia desemboca. Outros critérios para a escolha dos igarapés consideraram os seguintes atributos: leito bem definido; margeado por floresta; largura menor que cinco metros, coluna d'água média inferior a 50 cm.

Em sequência, parcelas de 50 metros, seguindo o nível de curva do canal, foram definidas para amostragem da ictiofauna e caracterização do habitat em cada igarapé selecionado nas UC. Essas parcelas foram estabelecidas com a divisão em três pontos, sentido jusante-montante, 0, 25 e 50 metros. Para cada unidade de conservação conforme sua drenagem e conexões dos afluentes, foram selecionados seis igarapés de segunda e/ou terceira ordem, considerando a extensão da drenagem e evitar réplicas do mesmo igarapé (Figura 2). É importante considerar este fator, pois as extensões das unidades de conservação variaram entre si, inclusive em relação a quantidade de drenagens que abrange.

Figura 2 — Fotos representando os igarapés preservados selecionados em três Unidades de Conservação da Amazônia Sul Ocidental para a investigação da ictiofauna. PNCA1-6: igarapés do Parque Nacional (PARNA) dos Campos Amazônicos; MAP1-6: igarapés do PARNA Mapinguari; e RB1-6: igarapés da Reserva Biológica do Jaru.



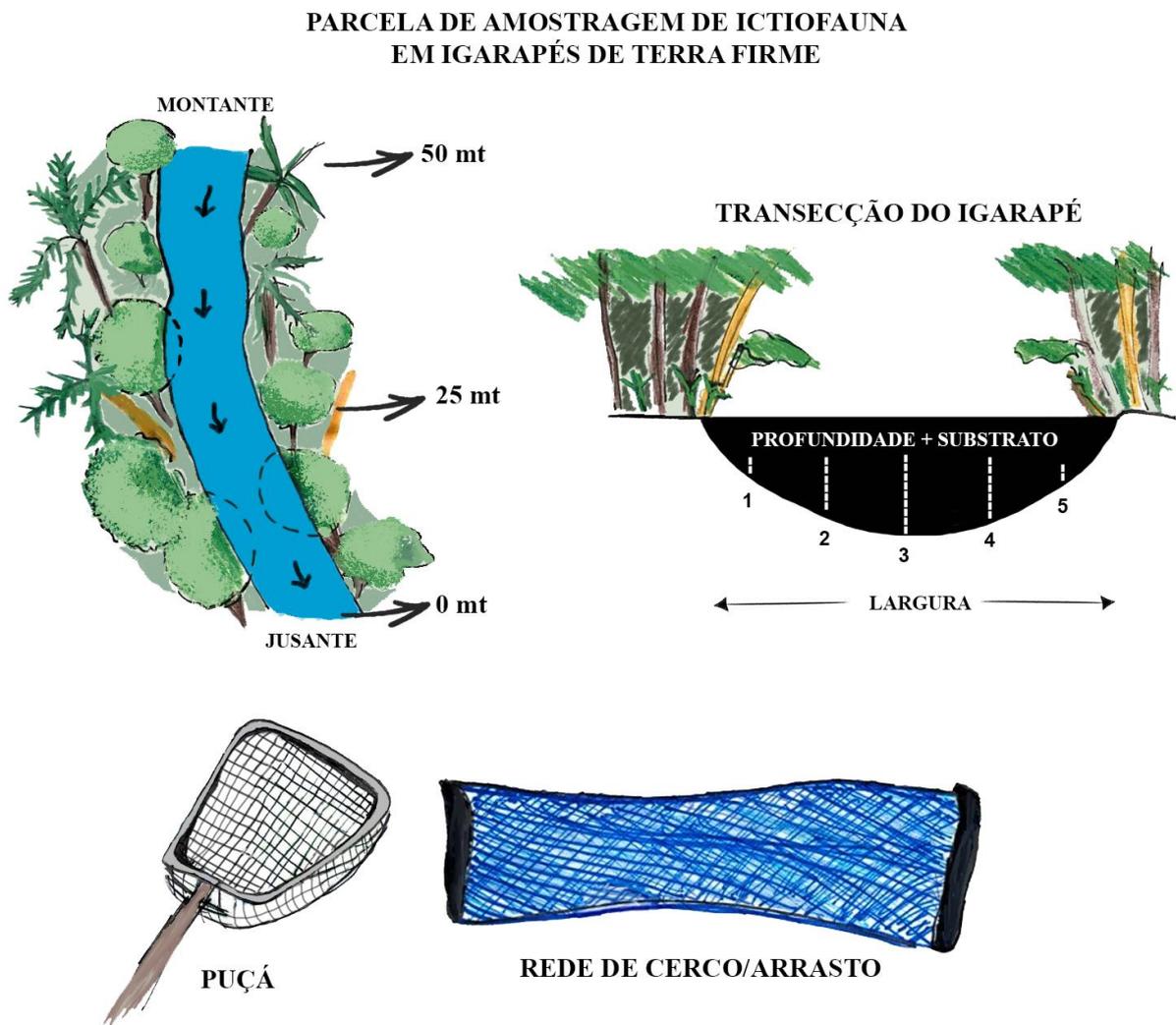
4.3. Coleta de dados e amostragem

Os dados ambientais: largura, profundidade e abertura do dossel (nas metragens 0, 25 e 50 metros da parcela) foram registrados. Para isso em cada transecto foram realizadas sondagens transversais, de uma margem a outra, da profundidade e composição do substrato

em cinco pontos equidistantes (Figura 3). Nos pontos de transectos a velocidade média da água foi estimada pelo método do flutuador (considerando o tempo médio que um objeto leva para deslocar um metro; através de três repetições – PALHARES et al., 2007). Fotos do dossel, da água e paisagem marginal foram registradas para sua caracterização.

Em cada transecto da unidade amostral, antes das coletas, foram registrados os parâmetros limnológicos dos igarapés: oxigênio dissolvido, temperatura, pH e condutividade.

Figura 3 — Esquema da disposição das parcelas aquáticas de igarapés de terra firme e os apetrechos de coleta ativa utilizados na captura padronizada da ictiofauna presente nesses ecossistemas.



Fonte: Adaptado de Barros et al. (2020).

Os substratos encontrados foram quantificados por frequência de ocorrência, baseado na predominância visual de 60%, e classificados conforme as seguintes categorias: areia, argila, seixo/pedra (de maior granulometria), macrófitas, raiz (oriundas da vegetação marginal), tronco e liteira (folhas e pequenos galhos). Após o registro dos dados ambientais, o ponto 0 e 50 (Figura 3) foram bloqueados com redes de 0.5 mm de malha entre nós opostos para o confinamento dos peixes dentro da parcela durante a amostragem. As capturas foram realizadas com peneiras/puçás/rapichés e redes de cerco de malhas finas (de 0.1 a 0.5mm entre nós opostos), que apresentam adequada eficiência para a ictiofauna de riachos amazônicos (MENDONÇA, MAGNUSSON & ZUANON, 2005), permitindo a captura de peixes junto à vegetação marginal, barrancos, bancos de areias, substratos, troncos e diversos outros micro-habitat. O intervalo padronizado de captura ativa dos peixes foi de duas horas com uma equipe de quatro a cinco pessoas.

A vazão média do igarapé (m^3/s) foi estimada relacionando-se os valores de velocidade da corrente, largura e profundidade obtidos em cada ponto. A vazão é calculada pela fórmula: $Q = A.Vm$ onde: $Q = Vazão$; $A = Área$ média da secção transversal; e $Vm = Velocidade$ média da corrente.

A abertura média do dossel (%) foi obtida através da análise de imagens registradas em câmera fotográfica digital. Por meio de *software* editor de imagens (*Photoshop CS 2017*), as imagens foram convertidas em arquivos bitmap (50% limiar), tornando pretas as áreas com vegetação e brancas as áreas com incidência direta de luz. Em seguida, estas imagens foram processadas no *software ImageJ 1.53e* (RASBAND et al., 2012), para a contagem dos pixels correspondentes às áreas pretas e brancas. Para finalizar, foi calculado o valor de abertura de dossel (%), por meio da razão entre o número de pixels da área branca pelo número total de pixels da imagem.

Para posteriores análises, as variáveis ambientais, caracterizadoras das condições locais de cada igarapé, foram utilizadas pelos seus valores médios (para os dados de largura, profundidade, velocidade da água e vazão) e porcentagens (tipos de substratos e abertura do dossel).

Dados de altitude e da bacia na qual os igarapés se encontram inseridos, aqui considerada como a categórica “*bacia*”, foram obtidos pela base de dados SRTM (*Shuttle Radar Topographic Mission* - NASA, 2014) em resolução de 30x30 metros e manipulados pelos *softwares* ArcGIS 10.1 (ESRI, 2012) e QGIS (QGIS DEVELOPMENT TEAM, 2020).

Conforme consenso ético e de acordo com o protocolo aplicado, os exemplares capturados (licença SISBIO N° 59.437, SISBIO N° 60.499 e SISBIO N° 65.288-1) foram

submetidos à eutanásia através da adição do anestésico eugenol antes de serem fixados em formalina a 10%. Na sequência foram triados e identificados em laboratório até o menor nível taxonômico possível através de estereomicroscópios, uso de chaves dicotômicas específicas (QUEIROZ et al., 2013; VIEIRA et al., 2016) e o auxílio de especialistas.

5. ANÁLISES DOS DADOS

5.1. Diversidade beta, partição/decomposição e LCBD e curva de rarefação

Para a diversidade beta (daqui adiante β) e seus componentes empregou-se o cálculo do coeficiente de dissimilaridade de Sorensen para os dados de presença/ausência (p/a) e de Bray-Curtis para dados de abundância (LEGENDRE, 2014). Antes de serem utilizadas para obter β e decompor em seus componentes, as matrizes de ictiofauna foram transformadas na distância de “*chord*” pela função incluída no pacote *BiodiversityR* (KINDT & COE, 2005) – que geram matrizes euclidianas totalmente compatíveis com análises como PCoA, PCA RDA e ignora os duplos zeros (LEGENDRE & LEGENDRE, 2012).

A diversidade β foi decomposta pelo método “família Podani” em *species replacement/turnover* (daqui adiante β REP) e *difference richness /nestedness* (daqui adiante β DIF), como descritos por Legendre (2014), utilizando a função *beta.div.comp* do pacote *adespatial* (DRAY et al., 2018) no R.

A contribuição da ictiofauna de cada igarapé para a diversidade β (β -total) foi calculada pelo índice LCBD (*Local Contribution to Beta Diversity*) tanto para abundância como p/a. O LCBD é uma ferramenta associada à decomposição da diversidade β que pode ser útil na indicação de locais de composição singular ou mais distinta dentro de um determinado local ou região (LEGENDRE & CÁCERES, 2013).

Estimativas de riqueza para cada conjunto de igarapés de cada UC foram calculadas para analisar a efetividade dos valores de riqueza obtida nas capturas através do uso do método Chao 1 e a eficiência da amostragem pela curva de rarefação (KREBS, 1989). Essas informações foram plotadas através do pacote *ggplot* do software R.

5.2. Preditores abióticos e espaciais

As variáveis ambientais foram transformadas em escores padronizados (*z-score*), uma vez que suas medidas se originam de unidades de diferentes escalas. Mas antes disso, variáveis expressas como proporções foram transformadas pelo arcoseno da raiz quadrada-Arcsine(sqrt(x)) - enquanto as demais variáveis numéricas foram logaritmizadas - log(x+1).

Para o preditor espacial de distância, as coordenadas geográficas foram submetidas à função de Mapa de Autovalores de Moran (*Moran's Eigenvector Maps* – MEM) através do comando *dbmem* do pacote *adespatial* no R. O MEM extrai de uma matriz de distância

geográfica a relação entre os seus pontos, produzindo um conjunto de variáveis espaciais ortogonais derivadas dessas coordenadas geográficas. O MEM então reteve os autovalores positivos que foram utilizados como variável preditora espacial de distância entre os igarapés (Apêndice A – Tabela 1).

Entre os preditores de condição espacial também foram incluídas duas variáveis categóricas, caracterizadas nas análises como fatores: i) “bacia”: “1” para Roosevelt, “2” para bacia do Purus e “3” para bacia do rio Machado.

5.3. Significância da diversidade β e seus componentes

Uma vez que as matrizes de dissimilaridade β e seus componentes foram calculadas (β REP e β DIF) o próximo passo foi testar se esses valores da diversidade beta (variáveis respostas) para a ictiofauna de igarapés foram distintos entre as unidades de conservação (fatores). Para isso, foi aplicada uma Análise de Variância Multivariada Permutacional “PERMANOVA”. Para complementar essa análise e avaliar se os agrupamentos apresentavam dispersões significativas para β e seus componentes entre as unidades, o método de dispersão permutacional “PERMDISP” (ANDERSON, ELLINGSEN & MCARDLE, 2006) foi executado. Os resultados de PERMDISP foram plotados em uma PCoA para a visualização dos agrupamentos em função de β e seus componentes. O Teste de Tukey da Diferença Honestamente Significativa (Tukey’s HSD) foi empregado para testar as diferenças pareadas para β e seus componentes entre as unidades de conservação. A análise PERMANOVA (10.000 permutações, $\alpha=0.05$) foi executada pela função *adonis*, enquanto PERMDISP e Tukey’s HSD foram executadas através da função *betadisper*. Todos são parte do pacote *vegan* (OKSANEN et al., 2011) do software R.

5.4. Explicando a variação da diversidade β e seus componentes

O Fator de Inflação de Variância (VIF) foi utilizado para eliminar as variáveis preditivas candidatas à multicolineariedade. As variáveis com $VIF \geq 10$ foram consideradas fortemente correlacionadas e excluídas (DORMAN et al., 2012).

Para observar a existência de algum gradiente ambiental ordenando os igarapés, foi executada uma Análise de Componentes Principais (PCA) complementada com a função *corrplot* do software R (que reforça a busca por colinearidade entre as variáveis). Contudo, optou-se pela saída gráfica da PCA apenas com variáveis não colineares.

Para testar se a variação nas matrizes de dissimilaridade (β -total, β REP e β DIF) estavam relacionadas aos fatores ambientais e/ou espaciais, o método de Análise de Redundância baseada em distância (*db-RDA*) foi utilizado (LEGENDRE & ANDERSON, 1999). A *db-RDA* foi calculada utilizando o comando *capscale*: função que permite a execução de uma análise de redundância parcial com matrizes de distância, com mais de uma variável preditora.

A *db-RDA* com as matrizes de β e seus componentes só foram executadas com as variáveis ambientais e espaciais selecionadas pelo procedimento *forward selection* conduzido pelo processamento de cada matriz de similaridade como dados respostas (uma por vez) e as variáveis ambientais e espaciais (uma por vez) como explanatórias (LEGENDRE, 2014). A função *ordiR2step* foi utilizada para construir o modelo mais explicativo através dos processamentos pela *db-RDA*.

5.5. Partição da Variação

Partição da Variação (*Variation partitioning*) foi utilizada para determinar a influência relativa das variáveis ambientais e espaciais em cada uma das matrizes de dissimilaridade de β e seus componentes (PERES-NETO et al., 2006). A *db-RDA* foi utilizada para particionar a variação em componentes puramente ambientais, puramente espaciais e uma explicação combinada de ambos os fatores para a diversidade β e seus componentes. Para testar a significância de cada componente, um teste de permutação para *db-RDA* (*ANOVA-like*) foi executado com 10.000 permutações e $\alpha=0.05$.

Para a construção de todos os gráficos estatísticos utilizou-se a função *ggplot* do pacote *ggplot2* (WICKHAM, 2016) no software R.

6. RESULTADOS

6.1. Composição da ictiofauna dos igarapés de terra firme

O total de representantes das ictiofaunas de igarapés, capturados nas três Unidades de Conservação estudadas foram de 18.195 indivíduos, distribuídos em 167 espécies, 95 gêneros, 28 famílias e sete ordens (Apêndice A – Tabela 2). A soma da riqueza das ordens Characiformes, Siluriformes, Gymnotiformes e Cichliformes, contabilizaram 97% de todas as espécies encontradas no presente estudo, distribuídas respectivamente: 78 (46.7%) espécies de Characiformes, 52 (31.1%) espécies de Siluriformes, 20 (11.9%) espécies de Gymnotiformes e 12 (7.12%) espécies de Cichliformes. As quatro ordens também tiveram predominância nas capturas, 99.5% do total, com a contribuição de 13.969 indivíduos (76.8%), 1.868 indivíduos (10.2%), 1.372 indivíduos (7.5%) e 1.181 indivíduos (6.5%) para Characiformes, Siluriformes, Gymnotiformes e Cichliformes, respectivamente (Figura 4 A e B).

Na representatividade a nível de família, Characidae teve maior contribuição na composição da ictiofauna dos igarapés estudados, tanto na riqueza de espécies como na abundância geral (Figura 4 C e D). A riqueza total de Characidae observada foi de 42 espécies (25.1%) distribuídas entre as UC estudadas. Para abundância, 11.157 foi o total de indivíduos de Characidae capturados, o que corresponde a 61.3% de todos os peixes coletados. A diversidade de Characidae variou de aproximadamente 1/5 das espécies encontradas nos Campos Amazônicos (14 spp. – 17.1%), REBIO Jaru (13 spp. – 20.9%) e Mapinguari (32 spp. – 26.4%), que é uma presença muito superior aos demais grupos mais ricos e abundantes em cada igarapés, que variaram entre as UC.

A superioridade numérica da família Characidae para as ictiofaunas encontradas foi seguida por proporções acentuadamente menores na quantidade de espécies nas famílias: Cichlidae, Crenuchidae, Heptapteridae, Hypopomidae, Loricariidae e Trichomycteridae (Figura 4).

No conjunto de igarapés do PARNA Campos Amazônicos, Crenuchidae, Hypopomidae e Heptapteridae foram representadas por seis espécies cada (7.3% de riqueza do PARNA Campos Amazônicos para cada família) seguida da contribuição de cinco espécies de Cichlidae e Loricariidae (6.1% de riqueza do PARNA Campos Amazônicos). Para PARNA Mapinguari foram registradas nove espécies de Cichlidae e Crenuchidae (7.4% de riqueza do PARNA Mapinguari para cada família) seguido de oito espécies para as famílias: Heptapteridae, Hypopomidae e Loricariidae (6.6% de contribuição na riqueza da respectiva

UC para cada família). Por sua vez, na proporção de riqueza por família, Heptapteridae foi a segunda mais rica para REBIO Jaru, com sete espécies (8.9% do conjunto total da ictiofauna dessa UC); a terceira foi Crenuchidae, com seis espécies (7.7% da riqueza da REBIO Jaru), enquanto Cichlidae e Loricariidae contribuíram com cinco espécies cada (6.4% da riqueza da REBIO Jaru).

Para abundância, a contribuição por família apresentou uma configuração diferente devido grande quantidade de exemplares em famílias com poucas espécies. Entre as famílias mais abundantes para o conjunto de igarapés dos Campos Amazônicos: Cichlidae (765 indivíduos – 13.6%), Lebiasinidae (470 indivíduos – 8.3%) e Rhamphichthyidae (430 indivíduos – 7.6%). Por sua vez, PARNA Mapinguari teve grande abundância de Rhamphichthyidae (351 indivíduos – 3.8%), seguido de Crenuchidae e Lebiasinidae, 340 indivíduos – 3.7% e 290 indivíduos – 3.1% respectivamente. REBIO Jaru também teve alta contribuição de Crenuchidae em sua abundância (328 indivíduos – 9.6%), Cichlidae (220 indivíduos – 6.4%) e Heptapteridae (183 indivíduos – 5.4% da abundância do conjunto de ictiofauna da respectiva UC).

A riqueza no Mapinguari se destacou na quantidade de táxons, 121, ligeiramente superior quando comparada com 82 espécies encontradas nos igarapés dos Campos Amazônicos e 78 espécies na REBIO Jaru, representando uma diferença superior observada de mais de 40% da quantidade total de espécies das espécies encontradas no PARNA Campos Amazônicos e REBIO Jaru. A riqueza média para cada unidade foi de: 46 espécies no Mapinguari (variou de 18 a 58 spp.), 37 espécies para REBIO Jaru (variou de 29 a 44 spp.) e 35 espécies para Campos Amazônicos (variou de 27 a 44 spp.).

Figura 4 — Ordens e Famílias mais representativas na composição das ictiofaunas encontradas em quatro Unidades de Conservação da Amazônia Sul Ocidental. A) número de espécies por Ordem; B) proporção da abundância por Ordem; e C) distribuição da riqueza por Família; e D) proporção da abundância por Família. PNCA: Parque Nacional dos Campos Amazônicos; MAPIN: Parque Nacional do Mapinguari; e REBIO: Reserva Biológica do Jaru.

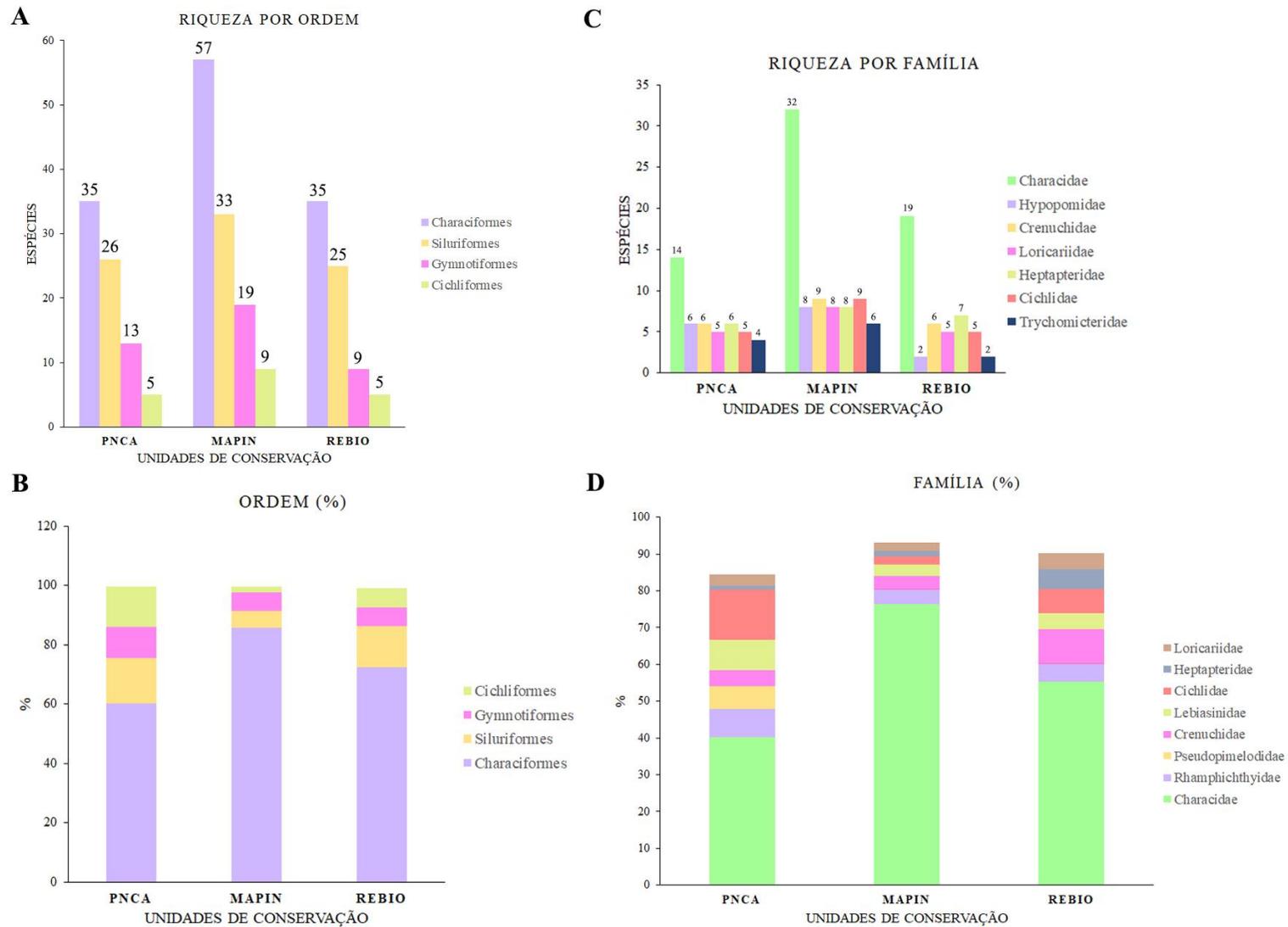


Figura 5 — A-C. Curvas de rarefação das assembleias de peixes observadas nos igarapés íntegros de três Unidades de Conservação da Amazônia Sul Ocidental. Azul é a riqueza média estimada, a nuvem cinza o intervalo de 95% de confiança em torno da média. Vermelho indica o valor de riqueza estimado pelo índice de Chao1. PARNA: Parque Nacional; REBIO: Reserva Biológica.

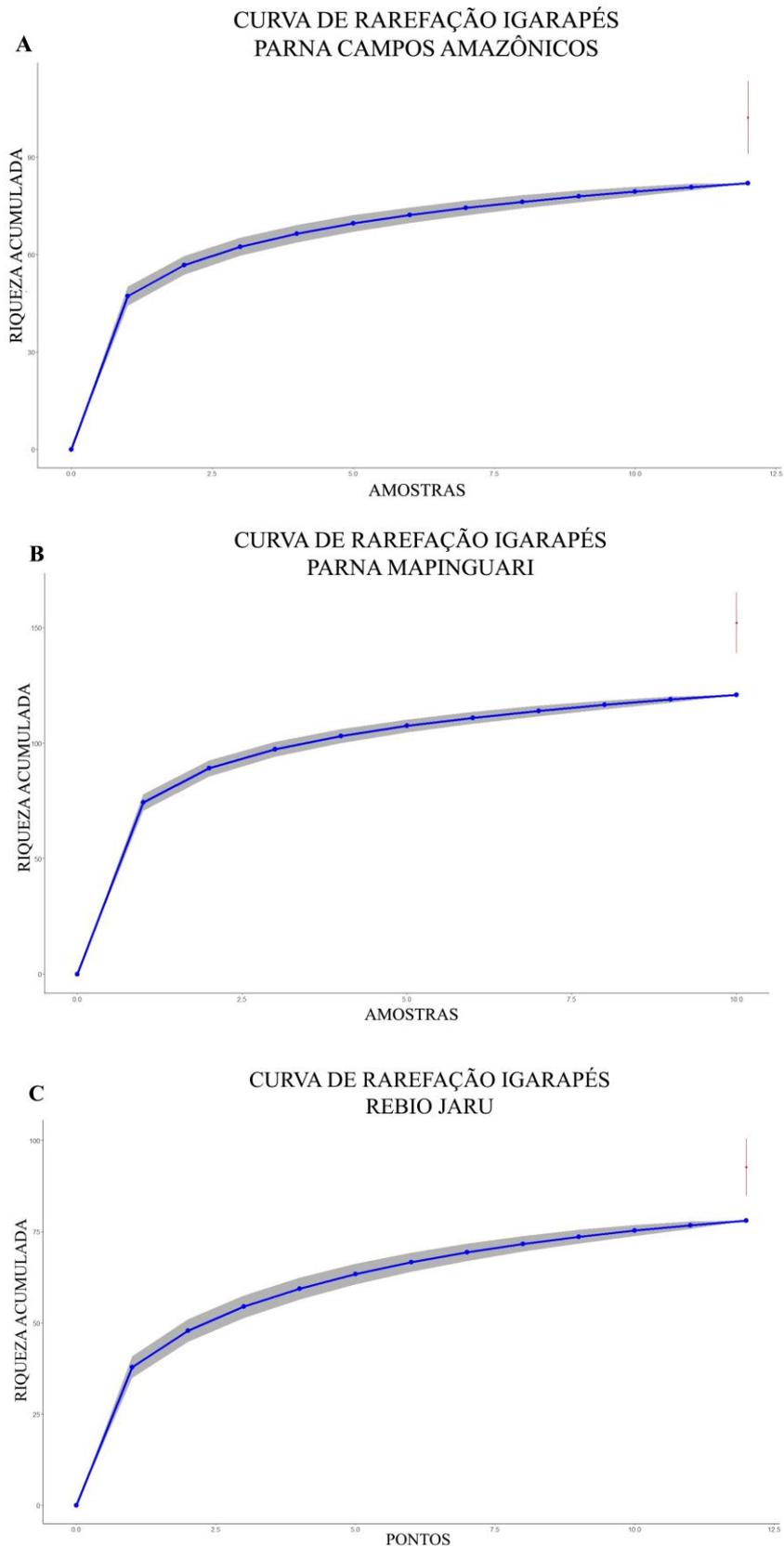
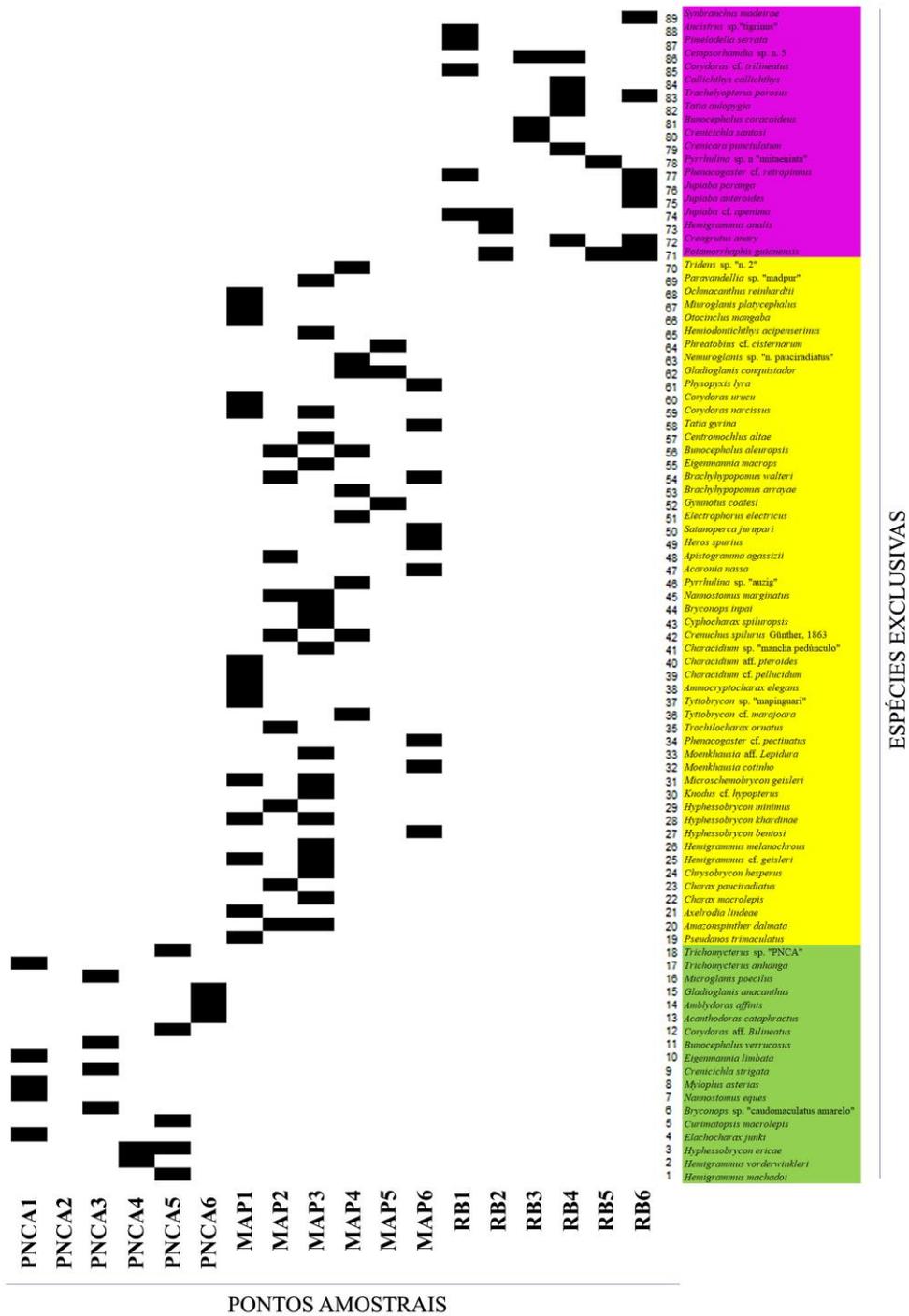


Figura 6. Relação das espécies encontradas em exclusividade, no presente estudo, nos respectivos igarapés de três Unidades de Conservação da Amazônia Sul Ocidental. PNCA: Parque Nacional dos Campos Amazônicos - seção verde; MAP: Parque Nacional do Mapinguari - seção amarela; RB: Reserva Biológica do Jaru - seção rosa.



Os igarapés do Mapinguari também revelaram os maiores valores de abundância no estudo, com 9.168 indivíduos (50.4% de todos os peixes coletados), seguido de 5.629 (30.1%) indivíduos para Campos Amazônicos e 3.398 indivíduos (18.6%) para REBIO Jaru.

O comportamento da curva de rarefação para cada conjunto de igarapés apresentou tendência à estabilização, apesar de não atingir os valores estimados pelo índice de Chao,

expressando um padrão crescente no número de espécies coletadas em função do conjunto de igarapés íntegros amostrados, alcançando quase a assíntota na curva (Figura 5 A, B e C).

A riqueza de espécies estimada pelo índice Chao 1, calculada para os igarapés do PARNA Campos Amazônicos foi 102 espécies (± 11.2), com intervalo de confiança entre 90.8 e 113.2. Assim, as espécies capturadas representaram cerca de 80.4% das espécies de peixes esperadas nos igarapés do PNCA. Já para os igarapés do PARNA Mapinguari, o índice Chao 1 apontou 152 espécies esperadas (± 13.2), sendo que 121 espécies ou 79,6% foram capturadas. Para REBIO Jaru a riqueza estimada foi de 92 (± 8), indicando que 84% da riqueza esperada para esses igarapés foi observada.

No conjunto dos igarapés de cada UC, todas apresentaram ocorrências exclusivas de espécies (Figura 6), entre as 121 encontradas no Mapinguari cerca de 43% (52 spp.) só estiveram presentes em seus igarapés amostrados, com destaque para *Tyttobrycon* cf. *marajoara*, a terceira espécie mais abundante desta UC (9.1% - 836 indivíduos). Do total das espécies da REBIO Jaru (78 spp.), 19 foram exclusivas (24.3%) e entre estas *Pyrrhulina* sp. n. “unitaeniata” além de exclusiva também se trata de uma das mais abundantes (4.32% - 147 indivíduos). No PARNA Campos Amazônicos 18 espécies foram encontradas exclusivamente em seus igarapés (21.9% da riqueza total da UC) com destaque para *Hypheobrycon ericae*, em relação à abundância (7.7% - 435 indivíduos) - mais detalhes no Apêndice A – Tabela 3.

6.2. Diversidade Beta e seus componentes

A diversidade β -total calculada entre todas as UC apresentou um valor de 0.29 para os dados de presença-ausência (β -total_{p/a}) e 0.35 no cálculo executado com dados de abundância (β -total_{num}) - Tabela 1. A decomposição da diversidade beta baseada em p/a e abundância evidenciou a dominância do fator *species replacement/turnover* em 71.42% (β REP_{p/a}) e 85.76% (β REPI_{num}), respectivamente. O que indica acentuada substituição de espécies (mecanismo *species replacement/turnover*) entre as Unidades de Conservação.

O emprego da PCoA baseada nas planilhas de dissimilaridade de β (β -total, β REP e β DIF) evidenciou formação de agrupamentos entre a diversidade beta e seus componentes para ictiofaunas de igarapés encontradas nas UC da Amazônia Sul Ocidental. A Figura 7 apresenta os gráficos das PCoA's construídas pelas planilhas de dissimilaridade de β -total_{p/a} e β -total_{num}, os quais sumarizam a distribuição dos grupos com uma explicação maior em seus dois primeiros eixos (45.7% de explicação para β -total_{p/a} e 50.8% de explicação para β -total_{num}). A distribuição das posições na PCoA baseada em β -total_{p/a} (A - Figura 7) revela a

existência de sobreposição entre os grupos Campos Amazônicos e Mapinguari (especificamente o ponto 5 do Mapinguari). Por outro lado, o polígono da diversidade β -total_{p/a} da REBIO Jaru se isola das demais. Contudo, na análise da PCoA baseada em dados de abundância (B - Figura 7), a ictiofauna do conjunto de igarapés da REBIO Jaru se distribui em uma nuvem intermediária entre Campos Amazônicos, sem sobreposição parcial.

Tabela 1 — Diversidade beta (β -Total) e a contribuição de seus componentes (β REP e β DIF) de presença/ausência (p/a) e de abundância para as ictiofaunas de igarapés de terra firme em quatro Unidades de Conservação da Amazônia Sul Ocidental. β REP: componente *species replacement/turnover* da diversidade beta; β DIF: componente *richness difference/nestedness* da diversidade beta.

Dissimilaridade	β -total	β REP	%	β DIF	%
Sorensen (p/a)	0.29	0.20	71.42	0.08	28.57
Bray-Curtis (abundância)	0.35	0.30	85.76	0.05	14.68

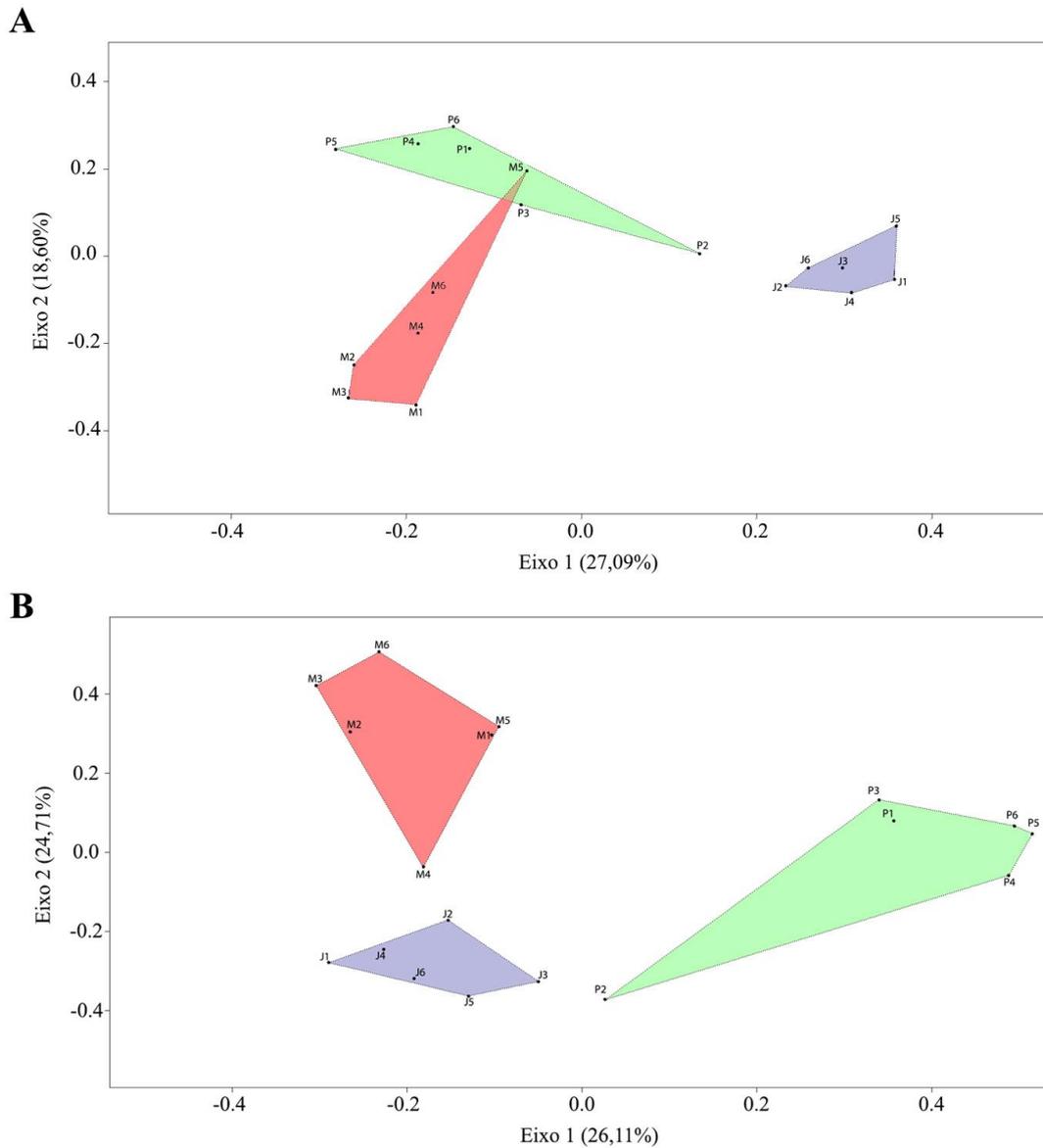
O gráfico das PCoA's baseados nas matrizes de dissimilaridade de β -REP_{p/a} e β -REP_{num} (Apêndice B – Figura 1) resumam a distribuição dos grupos com uma explicação maior em seus dois primeiros eixos (21.8% de explicação para β -REP_{p/a} e 30.1% de explicação para β -REP_{num}). Os gráficos de PCoA's a partir de β -REP_{p/a} e β -REP_{num} apresentaram agrupamentos com posicionamento semelhante aos descritos para os gráficos de PCoA's sintetizados sobre β -total_{p/a} e β -total_{num} com exceção de não apresentar sobreposição entre M5 e o polígono dos Campos Amazônicos.

Para os polígonos formados a partir das PCoA's obtidas das matrizes de dissimilaridade de β -DIF_{p/a} e β -DIF_{num} (Apêndice B – Figura 2) houve um espaço de distribuição menor que os observados para β -total e β -REP. A distribuição de valores de β -DIF_{p/a} e β -DIF_{num} foram mais amplas para a UC Mapinguari que as demais, com ocorrência da sobreposição dos três polígonos, tanto para dados de β -DIF_{p/a} como para β -DIF_{num}. Apesar do primeiro eixo da PCoA de ambas as matrizes β -DIF explicarem mais de 90% da variação de β -DIF, os resultados da PERMANOVA demonstraram que essas posições/distribuições não são estatisticamente significativas ($p=0.288$).

Já para β -total e β -REP os resultados da PERMANOVA demonstraram significância entre as posições diferenciadas dos grupos ictícos observados nas PCoA's ($p=0.001$). Porém em relação ao teste de dispersão realizado para a β -total e seus componentes, PERMDISP, em combinação com o teste de pareamento HSD de Tukey, apenas PARNA Mapinguari e REBIO Jaru tiveram dispersões significativamente diferentes para β -total_{p/a} também entre PARNA Campos Amazônicos e REBIO Jaru para β -total_{num} ($p<0.05$) - ver Apêndice A, Tabela 4. Esses dados significam que existem grupos diferentes em relação a diversidade beta, porém

amplitude das variações dos dados só foi significativamente diferente para β -total entre a REBIO Jaru e as demais UC.

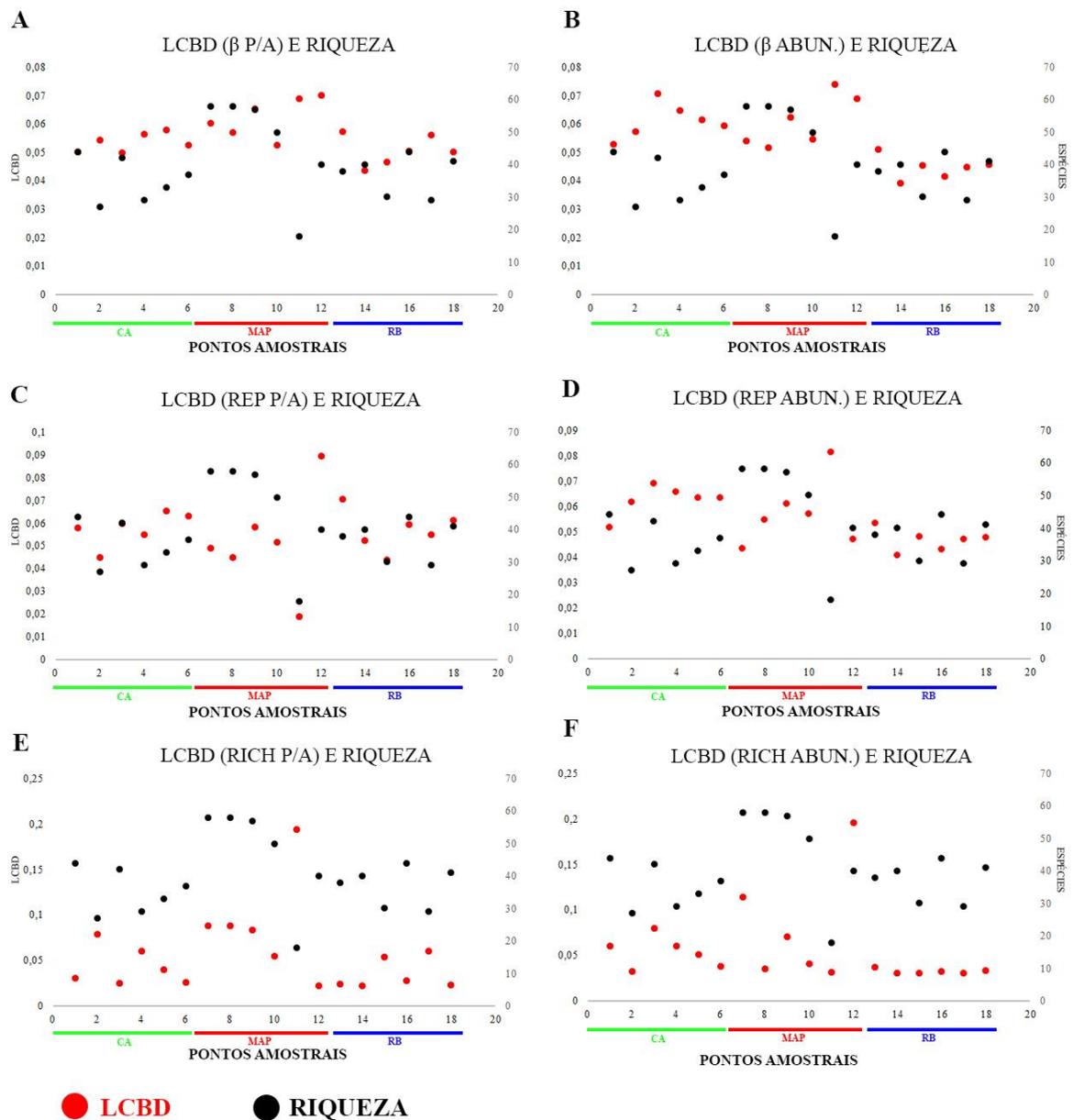
Figura 7 — Gráfico. PCoA's derivadas das matrizes de diversidade β -total, calculadas para as ictiofaunas de igarapés em três Unidades de Conservação na Amazônia Sul Ocidental. **A)** PCoA da matriz de dissimilaridade β baseada na presença-ausência (Sorensen) de espécies da ictiofauna dos igarapés estudados. **B)** PCoA da matriz de dissimilaridade β baseada na abundância (Bray-Curtis) da ictiofauna dos igarapés estudados ($p=0.001$ por PERMANOVA). C: Parque Nacional dos Campos Amazônicos - polígono verde; J: Reserva Biológica do Jaru - polígono lilás; e M: Parque Nacional do Mapinguari - polígono vermelho.



6.3. LCBD - Contribuição Local para a diversidade Beta

A Figura 8 resume a distribuição dos valores de índices LCBD computados para a diversidade β -total e seus dois componentes, β REP e β DIF utilizando dados p/a e de abundância combinados com os dados de riqueza de cada.

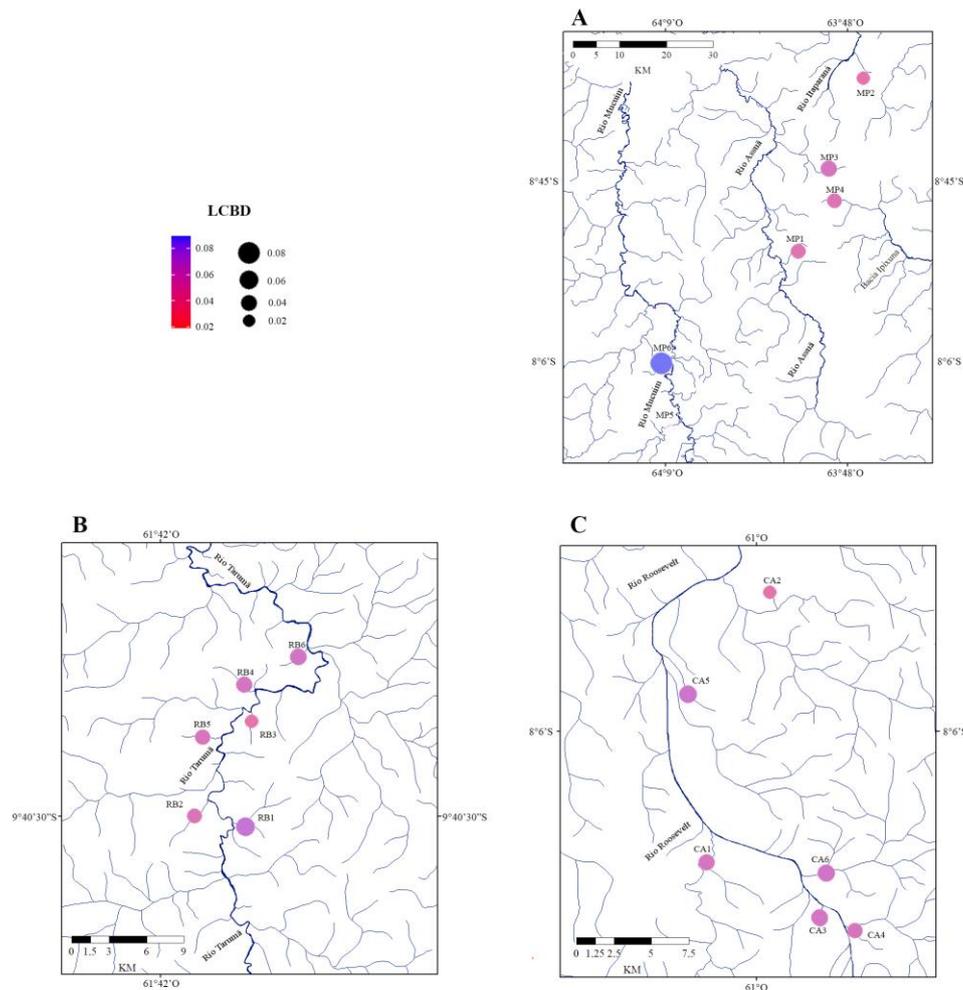
Figura 8 — Valores de LCBD calculados a partir da diversidade β e seus componentes decompostos para as ictiofaunas de igarapés de três Unidades de Conservação da Amazônia Sul Ocidental. Os valores de LCBD estão plotados com a riqueza dos respectivos igarapés. A) β /total (p/a: presença/ausência), B) β REP - *species replacement/turnover* (p/a); C) β DIF - *richness difference/nestedness* (p/a); D) β -total (abundância); E) β REP - *species replacement/turnover* (abundância); e F) β DIF - *richness difference/nestedness* (abundância). CA: Parque Nacional dos Campos Amazônicos; MAP: Parque Nacional do Mapinguari; e RB: Reserva Biológica do Jaru.



O comportamento da distribuição dos Valores de LCBD β -total_{p/a}/ β -total_{num} e β -REP_{num} apresentaram um padrão similar entre si em relação aos dados de riqueza: os seus valores se apresentaram inversamente associados com a riqueza local. Os índices de LCBD atingiram valores mais altos nos igarapés com menor abundância e menor riqueza e menores valores para igarapés com maiores riquezas e elevada abundância (gráficos correlacionando

abundância no Apêndice B – Figura 3). De fato, os igarapés com baixa abundância e riqueza se apresentaram excepcionais, e com os maiores valores de LCBD, dentro das ictiofaunas amostradas, com destaque para o ponto 11 (MAPIN5 - LCBD (β -total_{p/a})=0.068; LCBD (β -total_{num})=0.073 e LCBD (β -REP_{num})=0.081 - Figura 8 A e B -, que corresponde ao igarapé com a menor riqueza e abundância ictíca, apenas 18 espécies e 175 indivíduos, respectivamente. Os mesmos valores de LCBD foram plotados com dados de abundância dos

Figura 9 — Drenagem e distribuição da Contribuição Local para a Diversidade Beta (LCBD) baseado em *replacement* p/a entre as ictiofaunas de igarapés de terra-firme em três Unidades de Conservação na Amazônia Sul Ocidental. A - Parque Nacional do Matinguari (MP); B - Reserva Biológica do Jaru (RB); e C - Parque Nacional dos Campos Amazônicos (CA).



igarapés e a relação observada para os valores de riqueza também se repete para LCBD (β -total_{p/a}), LCBD (β -total_{num}) e β -REP_{num}. Entretanto, para β -REP_{p/a} os valores extremos encontrados para LCBD foram para o ponto 11 (MAPIN5 - LCBD=0.07) e o ponto 12 (MAPIN6 - LCBD=0.089).

Na maioria dos pontos os valores de LCBD calculados para β -total e β REP permaneceram em uma faixa similar entre 0.039 e 0.069 (Figura 8 A-D), sem diferenças acentuadas como pode-se observar na figura 9, que apresenta a distribuição de $LCBD\beta_{REP_{p/a}}$ ao longo dos pontos amostrados em suas respectivas UC (mais detalhes no Apêndice B – Figuras 4-8).

Os índices LCBD obtidos pelas matrizes de βDIF_{num} demonstraram um padrão como o descrito anteriormente (na Figura 8 E e F). Contudo, seus valores apresentaram maior variação que os encontrados para β -total e β REP, que foram de 0.021 a 0.195.

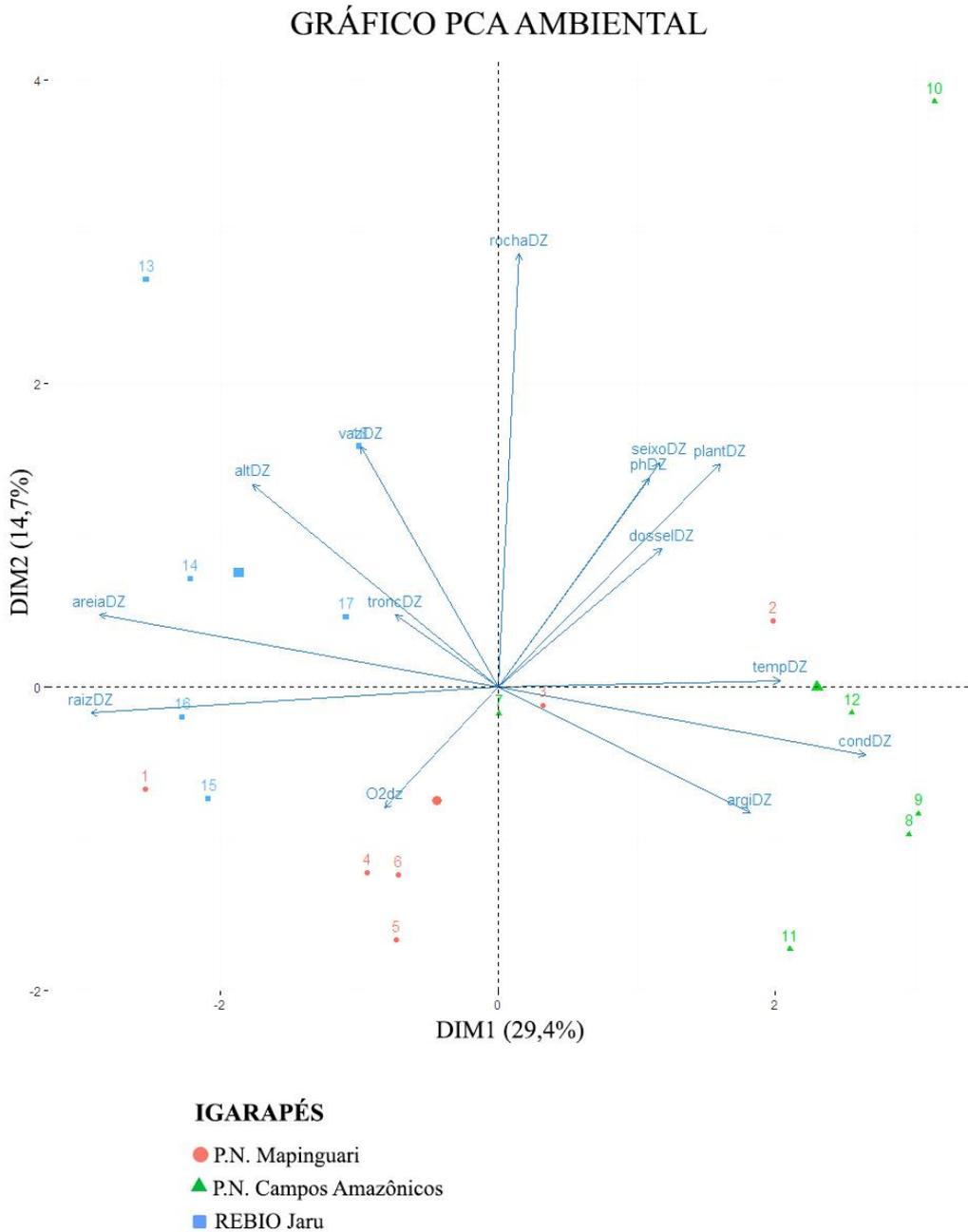
6.4. Diversidade beta e modelos preditivos

Dentre as 18 variáveis ambientais registradas (Apêndice A – Tabela 5) o teste *VIF* detectou colinearidade para as variáveis ambientais ‘*velocidade*’, ‘*largura*’, ‘*profundidade*’ e ‘*vazão*’. Desta forma, estas foram excluídas, com exceção da variável ‘*vazão*’, que foi retida por corresponder ao conjunto: *velocidade*, *largura* e *profundidade* do igarapé.

A figura 10 ilustra o gráfico da PCA obtida com as variáveis não colineares, expressando a distribuição dos igarapés em relação às variáveis ambientais. A explicação da variância dos dados pelos dois primeiros eixos foi de 44.1% (componente 1 29.4% e componente 2 14.7%). Contudo, é possível identificar uma tendência de ordenação dos pontos da REBIO Jarú associados aos maiores valores de altitude, areia, raiz e vazão, no Eixo 2. A ordenação de alguns pontos do PARNA Campos Amazônicos (CA8, CA9, CA11 e CA12) se concentraram no outro extremo, Eixo 1, próximos aos maiores valores de argila, temperatura e condutividade. Por sua vez, os pontos do PARNA Mapinguari se distribuíram em uma faixa entre os extremos, com maior proximidade e concentração da variável oxigênio dissolvido que os igarapés de outras unidades.

O procedimento de *forward selection* para dados *p/a* selecionou duas variáveis ambientais (*altitude* e *condutividade*) e duas espaciais (*bacia* e *distância*) como preditoras para a diversidade β -total_{*p/a*}. Para β REP_{*p/a*} foram selecionadas três variáveis ambientais (*altitude*, *pH* e *raiz*) e duas espaciais (*bacia* e *distância*). Para $\beta DIF_{p/a}$, nenhuma das variáveis selecionadas foram significativas para um modelo preditivo. Dentre as variáveis preditoras que mais contribuíram para a variação $\beta_{p/a}$ (em ordem de importância): *bacia* e *altitude* para β -total_{*p/a*} e β REP_{*p/a*}. Porém todas as demais variáveis ambientais selecionadas também tiveram contribuição significativa ($p < 0.05$).

Figura 10 — Análise de Componentes Principais das variáveis ambientais consideradas no presente estudo de ictiofauna de igarapés de terra firme em três Unidades de Conservação na Amazônia Sul Ocidental: Parque Nacional do Matinguari (vermelho: 1 a 6); Parque Nacional dos Campos Amazônicos (verde: 7 a 12), e Reserva Biológica do Jaru (azul: 13 a 18).



Para as análises baseadas em dados de abundância β_{num} , o método *forward selection* determinou para a diversidade $\beta\text{-total}_{\text{num}}$ as variáveis *altitude*, *temperatura*, *raiz* e *seixo* como preditores ambientais e *distância* e *bacia* como preditores espaciais. Para $\beta\text{REP}_{\text{num}}$, *altitude*, *raiz* e *temperatura* foram selecionados como o melhor modelo ambiental enquanto apenas *bacia* foi selecionada como variável espacial. Para $\beta\text{DIF}_{\text{num}}$, *areia*, *condutividade* e *seixo* foi selecionada enquanto nenhum preditor espacial foi indicado.

$\beta\text{DIF}_{p/a}$ e $\beta\text{DIF}_{\text{num}}$, não apresentaram modelos explicativos através da *forward selection* nem valores significativos ($p > 0.05$) para qualquer preditor.

Considerando o observado, o fator altitude foi um dos mais relevantes e com maior contribuição (R^2 de 0.18 a 0.32 - $p < 0.05$), entre os modelos ambientais que explicam as variações da diversidade beta ($\beta\text{-total}_{p/a}$ e $\beta\text{-total}_{\text{num}}$) e seus componentes $\beta\text{REP}_{p/a}$ e $\beta\text{REP}_{\text{num}}$ para as ictiofaunas das quatro unidades de conservação avaliadas.

Entre as variáveis explicativas espaciais, o fator *bacia* (preditor espacial) foi o mais relevante para a explicação dos padrões de p/a e abundância de espécies em relação a diversidade beta e seu componente $\beta\text{REP}_{p/a}$ entre as unidades de conservação (R^2 acima de 0.32, $p < 0.05$). A variável espacial *distância* foi incluída em $\beta\text{-total}_{p/a}$, $\beta\text{REP}_{p/a}$ e $\beta\text{REP}_{\text{num}}$, mas foi somente significativa para os dois últimos ($p < 0.05$).

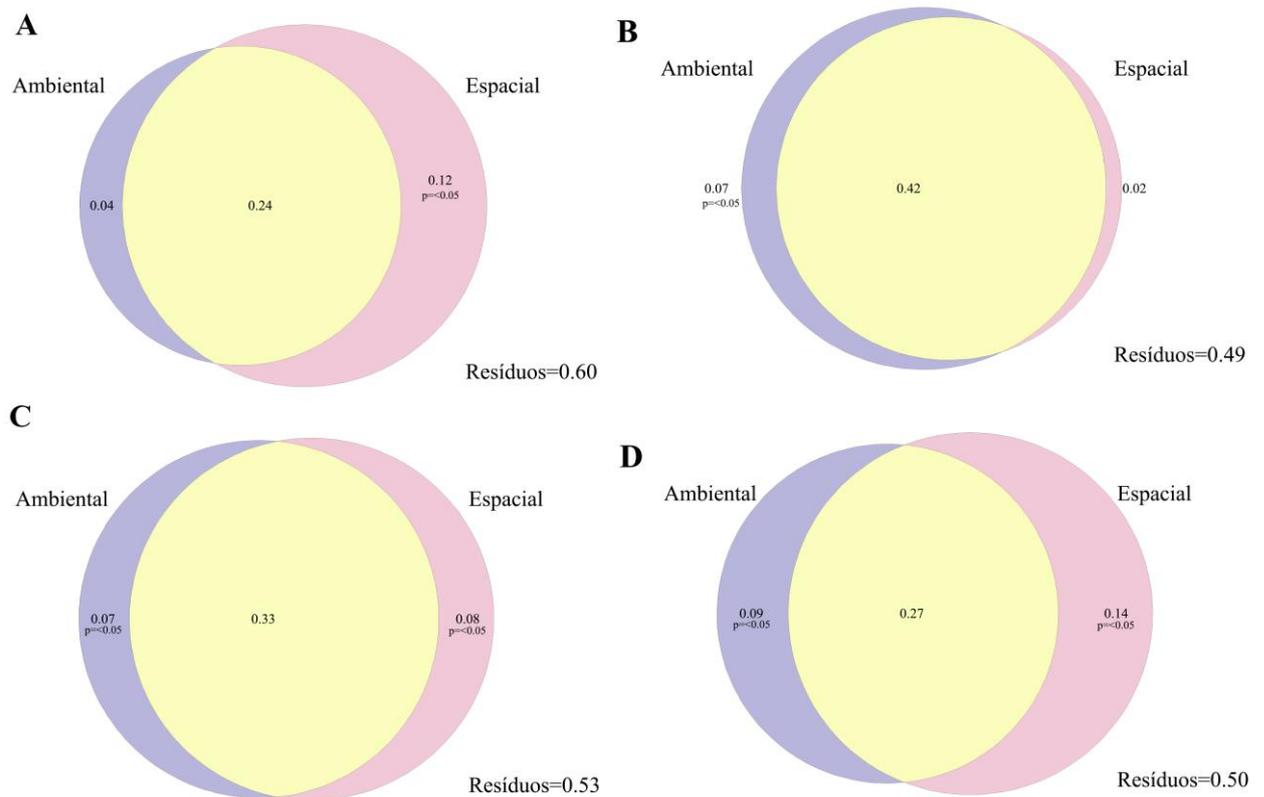
Tabela 2 — Análise da Partição da Variação para $\beta\text{-total}$ (e seus componentes, βREP e βDIF) com dados de presença/ausência (dissimilaridade de Sorensen) e dados de abundância (dissimilaridade de Bray-Curtis) da ictiofauna de igarapés de terra firme de três Unidades de Conservação da Amazônia Sul Ocidental. $\text{AdjR}^2 = R^2$ ajustado para a porcentagem de variação; $p =$ valor de p , valores significantes ($p < 0.05$) estão em negrito. $\text{AMB}(X1) =$ variação ambiental $\text{ESP}(X2) =$ Variação Espacial; $\text{AMB+ESP}(X1+X2) =$ variação total explicada; $\text{AMB|ESP}(X1|X2) =$ variação puramente ambiental; $\text{ESP|AMB}(X2|X1) =$ variação puramente espacial; $b =$ variação explicada compartilhada entre fatores ambientais e espaciais, $R =$ Resíduo (variação não explicada).

	$\beta\text{-total}$		βREP		βDIF	
	<i>AdjR</i> ²	<i>p</i>	<i>AdjR</i> ²	<i>p</i>	<i>AdjR</i> ²	<i>p</i>
Dissimilaridade de Sorensen (p/a)						
AMB (X1)	0,28699	<0.001	0,49073	<0.001	-	-
ESP (X2)	0,35925	<0.001	0,43606	<0.001	-	-
AMB+ESP (X1+X2)	0,40220	<0.001	0,50711	<0.001	-	-
AMB ESP (X1 X2)	0,04294	0,06	0,07105	0.013	-	-
ESP AMB (X2 X1)	0,11521	0.001	0,01638	0,1297	-	-
B	0,24405	-	0,41968	-	-	-
RES	0,59780	-	0,49289	-	-	-
Dissimilaridade de Bray-Curtis (abundância)						
AMB (X1)	0,39126	<0.001	0,36137	<0.001	-	-
ESP (X2)	0,40755	<0.001	0,40388	<0.001	-	-
AMB+ESP (X1+X2)	0,47305	<0.001	0,46618	<0.001	-	-
AMB ESP (X1 X2)	0,06549	0.041	0,09473	0.003	-	-
ESP AMB (X2 X1)	0,08179	0.02	0,13724	0.002	-	-
B	0,32576	-	0,26664	-	-	-
RES	0,52695	-	0,50139	-	-	-

A *forward selection* não apresentou modelos explicativos para $\beta\text{DIF}_{p/a}$, contudo, para $\beta\text{DIF}_{\text{num}}$, as variáveis *areia*, *condutividade* e *seixo* foram selecionadas, e com valores significativos ($p < 0.05$), para explicar sua variação. Nenhuma variável espacial foi selecionada para $\beta\text{DIF}_{\text{num}}$.

As análises de partição da variação revelaram (Tabela 2) que para beta calculado através de p/a (Figura 11-A) o preditor puramente espacial representou 12%, enquanto 4% da variação foi em detrimento de variáveis puramente ambientais e 24% da variação de $\beta\text{-total}_{p/a}$ foi explicada pela combinação dos preditores. A significância foi detectada apenas para as variáveis espaciais contidas nesse modelo ($p < 0.05$). Os resíduos da respectiva análise sobre $\beta\text{-total}_{p/a}$, ou seja, a variação não explicada de $\beta\text{-total}_{p/a}$, corresponderam a 60%.

Figura 11 — Gráfico. Análise de Partição da Variação (*Variation partitioning*) para $\beta\text{-total}$ e seus componentes obtidos para a ictiofauna de igarapés de terra firme em três Unidades de Conservação da Amazônia Sul Ocidental, entre os grupos de variáveis ambientais e espaciais selecionadas como preditoras. A) $\beta\text{-total}_{p/a}$ (dissimilaridade de Sorensen); B) $\beta\text{RE}_{p/a}$ (*species replacement/turnover* - dissimilaridade de Sorensen); C) $\beta\text{-total}_{num}$ (dissimilaridade de Bray-Curtis); e D) βRE_{num} (*species replacement/turnover* - dissimilaridade de Bray-Curtis). Os valores representam o R^2 ajustado, frações negativas não aparecem.



A explicação detectada por *varpart* da variação do componente $\beta\text{RE}_{p/a}$ foi de 7% pela fração puramente ambiental, 2% pela fração puramente espacial e 42% explicada pela combinação de fatores ambientais e espaciais com significância apenas para o modelo ambiental ($p < 0.05$) - Figura 11B.

Para as análises de partição da variação baseada em abundância, $\beta\text{-total}_{\text{num}}$ foi significativamente explicada ($p < 0.05$) por ambos preditores: o puramente ambiental (7%) e o puramente espacial (8%). A combinação dos preditores ambientais e espaciais explicativos para $\beta\text{-total}_{\text{num}}$ contabilizada foi de 33% (Figura 11 D).

O modelo espacial selecionado para explicar a variação de $\beta\text{REP}_{\text{num}}$, se apresentou ligeiramente mais relevante, representando a fração puramente espacial de 14% enquanto a fração puramente ambiental correspondeu a 9% de sua variação ($p < 0.05$ para ambos). A combinação dos preditores explicam 27% e a fração da variação não-explicada, os resíduos, foram de 50% (Figura 11 D).

Para os componentes $\beta\text{DIF}_{\text{p/a}}$ e $\beta\text{DIF}_{\text{num}}$, a *forward selection* não elegeu modelos a partir das variáveis, consideradas no estudo, dos preditores ambiental e espacial, o que impossibilitou a construção de um modelo com ambos preditores para a aplicação da análise *varpart*.

7. DISCUSSÃO

A composição da ictiofauna dos igarapés nas três unidades de conservação no Sul ocidente da Amazônia apresentam configuração de grupos, a nível de ordem e família, dentro dos padrões observados para os ecossistemas aquáticos de pequeno porte bem preservados na Amazônia. As quatro ordens mais comuns, Characiformes, Siluriformes, Gymnotiformes e Cichliformes estiveram no mesmo espectro de representatividade geral amazônico (SANTOS & FERREIRA, 1999; ALBERTS et al., 2011; CRAMPTON, 2011; SLEEN & ALBERTS, 2017; BARROS et al., 2020), nos igarapés prístinos do PARNA Campos Amazônicos, PARNA Mapinguari e REBIO JARU, com a família Characidae predominando tanto em riqueza quanto em abundância.

O valor de riqueza para a ictiofauna de igarapés no presente estudo, que variou de 18 a 58 espécies, encontra-se no espectro de representatividade da ictiofauna de igarapés de uma grande quantidade de estudos realizados em igarapés na Amazônia, que contabilizaram de 17 a 61 espécies em igarapés de segunda e terceira ordem, apesar das diversas formas e metodologias utilizadas (SABINO & ZUANON 1998, ARAÚJO-LIMA et al., 1999; BUHRNHEIM & COX-FERNANDES, 2001; MENDONÇA, MAGNUSON & ZUANON, 2005; ANJOS & ZUANON, 2007).

A decomposição da diversidade β revelou que as diferenças entre as ictiofaunas se concentram principalmente em seu mecanismo de substituição de espécies, o fator *species replacement/turnover*, que no presente estudo foi a fração predominante da diversidade beta decomposta, tanto em abundância como em incidência. A predominância do fator de substituição de espécies descreve simultaneamente o ganho e a perda de espécies que podem estar relacionados por filtros ambientais, interações bióticas ou fatores históricos (PODANI & SCHMERA, 2011; LEGENDRE & CÁCERES, 2013).

A grande contribuição do mecanismo de substituição de espécies na diversidade beta no presente estudo indica que a ictiofauna entre os igarapés das unidades de conservação investigadas se diferencia principalmente pela substituição por espécies exclusivas entre as UC estudadas e não pela diferença na riqueza de espécies.

A predominância do componente substituição de espécies (*turnover/species replacement*) na diversidade beta se pronuncia em condições naturais de assembleias de peixes na Amazônia (ALBERT et al., 2011; ALBERT, TAGLIACOLO & DAGOSTA, 2020) incluindo igarapés (MENDONÇA, MAGNUSSON & ZUANON, 2005). Trabalhos em maiores escalas tem demonstrado que a diversidade beta dominada pela substituição de

espécies entre as bacias, inclusive adjacentes, é comum e representa o heterogêneo gradiente de ictiofauna ao longo da Amazônia (OBERDORFF et al., 2019; BENONE et al., 2020). Poucos estudos em menores escalas também revelam a substituição de espécies como a maior fração de beta para áreas não impactadas (e.g. LÓPEZ-DELGADO, WINEMILLER & VILLA-NAVARRO, 2019; STEGMAN et al., 2019). Estudos de Arantes et al. (2018), Brejão et al. (2021) e Seabra et al. (2021) também demonstraram diversidade beta majoritariamente estruturada na substituição (taxonômica e funcional também), contudo, estes trabalhos incluem igarapés com diferentes graus de impactos, ímpar ao cenário do presente estudo.

Apesar do presente trabalho consistir de uma abordagem em escala intermediária, observa-se a sobreposição de determinadas espécies como por exemplo: *Helogenes marmoratus*, *Copella collolepis*, *Hyphessobrycon agulha*, *Gymnotus carapo*, *Moenkhausia oligolepis*, *Pyrrhulina* cf. *brevis* além das espécies da família Erythrinidae, todas estas já reconhecidas por sua ampla distribuição ao longo dos igarapés da Amazônia, (SANTOS & FERREIRA, 1999; FREDERICO, DE MARCO & ZUANON, 2014; CRAIG, CRAMPTON & ALBERT, 2017; MARINHO & MENEZES, 2017; REIA, 2018) e que acabaram contribuindo no quesito de similaridade entre as ictiofaunas.

Não obstante, uma porcentagem significativa de espécies exclusivas foi encontrada em cada UC (no mínimo cerca de 20% para PARNA Campos Amazônicos e REBIO Jaru e 43% para PARNA Mapinguari), e algumas delas tiveram numerosa representatividade na abundância. O que indica um acúmulo de táxons entre as unidades e conseqüentemente o aumento da riqueza regional com o acréscimo de cada drenagem compreendidas nas respectivas UC. Algumas dessas espécies exclusivas estão em investigação e revisão sob a possibilidade de serem táxons novos (e.g. *Corydoras* cf. *bilineatus* para PARNA Campos Amazônicos; *Characidium* sp. “mancha pedúnculo”, *Pyrrhulina* sp. “zigzag”, *Tyttobrycon* cf. *marajoara* e *Trochylcharax* cf. *ornatus* (primeiro registro do gênero para o Brasil) para PARNA Mapinguari; e *Cetopsorhamdia* sp. n. “5” e *Pyrrhulina* sp. “unitaeniata” para REBIO JARU).

Ainda sobre espécies encontradas em exclusividade nas respectivas UC, pode-se mencionar algumas conhecidas apenas para cada uma dessas diferentes drenagens dentro da Amazônia Sul Ocidental, como: *Gladioglanis anacanthus* e *Trichomycterus anhangá* para o Roosevelt-Aripuanã (ROCHA, OLIVEIRA & PY-DANIEL, 2008; DUTRA, WOSIACKI & DE PINNA, 2012); *Amazonspinther dalmata*, *Chrysobrycon hesperus*, *Hyphessobrycon khardinae* e *Otocinclus mangaba* para ao interflúvio Madeira-Purus (ZARSKE, 2008; LEHMANN, MAYER & REIS, 2010; QUEIROZ et al., 2013).

É importante destacar a presença de diferentes espécies de *Corydoras* spp. em cada UC. *Corydoras* é um gênero de Callichthyidae notório pela sua variedade de linhagens ao longo das hidrografias amazônicas (ALEXANDROU et al., 2011; SLEEN & ALBERTS, 2017), com diversas espécies de distribuição aparentemente restritas e endêmicas na Amazônia Sul Ocidental (OHARA, TENCATT & BRITTO, 2016; TENCAT & OHARA, 2016). Tais indícios no presente estudo não evoca que as espécies mencionadas como exclusivas, sejam endêmicas e restritas à essas bacias e muito menos às UC aqui consideradas, mas que estes táxons dentro de todos os inventários e estudos de ictiofauna realizados na Amazônia Sul Ocidental, podem indicar certo grau de identidade para cada uma dessas drenagens que se encontram pelo menos em parte, em áreas de proteção, e consequentemente contribuem para a heterogeneidade da ictiofauna de igarapés da Amazônia Sul Ocidental em seu componente substituição de espécies (turnover/species replacement).

Complemento das análises de diversidade beta e seus componentes, os índices de Contribuição Local para a Diversidade Beta (LCBD) obtidos para dados de presença/ausência e abundância, tanto para β -total como para β REP, demonstraram valores inversamente associados à riqueza e abundância das ictiofaunas. A explicação preliminar é de que esses pontos com menor abundância e espécies apresentam uma média abaixo da riqueza e quantidade de indivíduos observadas para o conjunto de igarapés, e o LCBD, justamente indica as comunidades diferentes, seja elas com esses valores acima da média ou abaixo (LÓPEZ-DELGADO, WINEMILLER & VILLA-NAVARRO, 2019). Esse índice expressa o grau de singularidade da composição de espécies em um dado conjunto amostral (LEGENDRE & CÁCERES, 2013) e exige interpretação do contexto e do significado ecológico e biológico para entender de que forma essa contribuição é determinada pelo índice (LEGENDRE, 2014).

De fato, a ictiofauna observada no ponto 12 (MAP5) destoa muito dos outros igarapés, não apenas por sua inferior abundância e riqueza, como também na composição. Entre os demais igarapés houve predominância na abundância e riqueza para a ordem Characiformes, porém no MAP5 as proporções da abundância entre as ordens Characiformes, Siluriformes e Gymnotiformes foram parecidas (34.8%, 32% e 30.3%, respectivamente). O montante de espécies para cada ordem também não foi tão distinto: Characiformes: 38%; Gymnotiformes: 33.3%; e Siluriformes: 22.2%. Outra diferença observada foi a ausência total de espécimes da ordem Cichliformes, que estiveram presente em todos os demais igarapés. Entre as espécies mais abundantes no MAP5 se destacam *Gladioglanis conquistador*, *Copella callolepis* e três espécies do gênero *Gymnotus*, todas reconhecidas pela associação com micro habitats em

bancos de liteiras e folhiços submersos (*eg.*: OLIVEIRA et al., 2009; ZUANON et al., 2015; BARROS et al., 2020), que correspondeu a quase 50% do substrato no leito de MAP5. Um fator que pode ter influenciado na baixa abundância é o fato de MAP5 ter sido o igarapé com menor dimensão, profundidade e vazão entre todos os avaliados (Apêndice A – Tabela 5).

Alguns estudos da composição ictica em igarapés na Amazônia Central já demonstraram divergências em relação a dominância taxonômica de Characiformes e Siluriformes nesses ecossistemas (*e.g.* SILVA, 1995; BUHRNHEIM & COX-FERNANDES 2001; MENDONÇA, MAGNUM & ZUANON, 2005; BARROS, 2008) relacionadas com a configuração físico-estrutural desses igarapés associada à biologia e ecologia dessas espécies.

É importante destacar um interessante registro para o MAP5: o do heptapterídeo *Phreatobius cf. cisternarum*, uma espécie habitante da zona hiporreica (espaços intersticiais de águas subterrâneas) e densas liteiras marginais em algumas drenagens amazônicas. Poucas populações são conhecidas para o gênero *Phreatobius* spp. (BICHUETTE & GALLÃO, 2021; TRAJANO, 2021) e menos se sabe sobre suas exigências ecológicas e interações com outras espécies. O que reforça a atenção para a ictiofauna ímpar encontrada no MAP5 e sua contribuição para a diversidade beta no contexto de igarapés dessa UC.

Através desse caso, é possível observar a contribuição e o poder de LCBD para detectar e indicar diferenças de heterogeneidade entre igarapés, e avaliar as condições associadas, que podem significar singularidades (*e.g.* endemismo/condições naturais únicas, isolamento, etc.) como degradação do ecossistema (*e.g.* homogeneização da diversidade, espécies exóticas, impacto ambiental, etc.) – Brito et al., 2020. A relação negativa entre LCBD e a diversidade encontrada aqui já foi registrada na literatura e sugere que locais mais ricos não necessariamente abrigam espécies únicas (LEGENDRE & CÁCERES, 2013; SILVA & HERNÁNDEZ, 2014; HEINO & GRÖNROOS, 2016; PAJUNEN, LUOTO & SOININEM, 2017; ORTEGA et al., 2021), embora essa relação nem sempre seja negativa (LEGENDRE & CÁCERES, 2013; QIAO et al., 2015; KONG et al., 2017).

Pequenos cursos de água e cabeceiras fazem parte de uma extremidade da rede hidrográfica e, portanto, são mais isolados do que os trechos de maior ordem fluvial (SHAO et al., 2019). A baixa conectividade associada às condições de cada bacia significa que igarapés podem apresentar baixa riqueza de espécies, por limitação de colonização, e uma maior singularidade de composição de espécies (maior LCBD) – BORGES et al., 2020. É notório dimensionar que cada microbacia apresenta suas peculiaridades e heterogeneidade de espécies, porém todos os pontos aqui considerados nunca tiveram suas ictiofaunas investigadas antes, e até então não existe estudo avaliando o LCBD da ictiofauna apenas entre

em igarapés prístinos amazônicos. Apesar das considerações evocadas, o hiato sobre a ictiofauna de igarapés dificulta comparação direta em relação à essa métrica na região. Somente nos últimos anos o LCBD tem sido empregado em estudos de organismos aquáticos na Amazônia (*e.g.*: ARANTES et al., 2018; LEÃO et al., 2020; SOUZA et al., 2021).

Avançando para beta e seus preditores, os agrupamento dos igarapés da REBIO Jaru demonstrou distinção em dois aspectos em relação às demais UC no presente estudo: i) através da análise de dispersão, que apesar de expressar agrupamentos separados para β entre as UC, suas diferenças significativas ($p < 0.05$) foram resumidas apenas entre β da REBIO Jaru e β das demais, não havendo diferença significativa de dispersões de valores da diversidade β entre PARNA Campos Amazônicos e PARNA Mapinguari; e ii) partindo da representação gráfica da PCA (Figura 10), os pontos da REBIO JARU se distanciam ambientalmente dos demais principalmente pelas variáveis “altitude”, “areia” e “vazão”, sendo que a primeira apresentou maior peso explicativo entre as variáveis ambientais/locais em todo o estudo.

Altitude é denominada por alguns como variável *proxy*, que é a designação de uma variável que resume vários elementos que afetam as assembleias (FREDERICO, DE MARCO & ZUANON, 2014; MOZZAQUATTRO et al., 2020), mensuráveis e não mensuráveis, como: declive, isolamento geográfico, barreiras de dispersão, deposição de matéria, erosão, tamanho de substrato, energia do sistema, entre outras (CAMANA, 2016). Considerando a escala de estudo, a maior altitude dos igarapés da REBIO Jaru (todos acima de 120 metros de altitude) em relação aos demais (de 70 a 102 metros de altitude) pode ser substancial na configuração ictíca presente nessa UC. Ainda mais ao considerar o consenso da influência do elemento altitude na existência de gradientes biológicos, ecológicos e abióticos, e conseqüentemente sobre a heterogeneidade das comunidades aquáticas (VANNOTE et al., 1980; SCHLOSSER, 1982; POFF & ALLAN, 1995; MATTHEWS, 1998; TOMANOVA et al., 2007; CARVALHO, 2008; OBERDORFF et al., 2019). Casatti et al. (2013) ao inventariar 75 igarapés do rio Machado, observou a relação da distribuição das espécies conforme latitude e altitude, sendo alguns táxons mais específicos e restritos aos igarapés mais elevados da bacia.

A principal sub-bacia hidrográfica do interior da REBIO Jaru é o rio Tarumã, que possui águas rápidas, acentuado gradiente de declividade, muitas corredeiras, margens elevadas e pequenas cachoeiras em seu curso principal, que flui sobre afloramentos rochosos (ICMBIO, 2010). Em termos de migração, peixes de igarapés não são conhecidos por longos deslocamentos, e a escala aqui considerada, entre sub-bacias razoavelmente separadas, pode significar barreiras de dispersão, principalmente para espécies de pequeno porte, ainda mais quando se existem obstáculos naturais, como grandes rios, cachoeiras, corredeiras, direção e

sentidos diferentes dos fluxos das drenagens (*e.g.* MOZZAQUATTRO et al., 2020; LOYOLA et al., 2022). Essa característica do relevo também coaduna com a grande associação dos igarapés da REBIO Jaru em relação a vazão ligeiramente superior observada e acentuada presença de areia (ver figura 10 – PCA), tipo de substrato muito associado a terrenos inclinados (ZUANON, BOCKMAN & SAZIMA, 2006), leitos rochosos e águas rápidas.

Somado aos elementos ambientais, o elevado terreno onde situam-se os igarapés da REBIO Jaru também corresponde à algumas cabeceiras de afluentes do rio Machado, que é uma região já sinalizada como área endêmica para peixes amazônicos (OHARA & LIMA, 2015; LOEB & OHARA, 2022) e baseada nos padrões bem definidos de riqueza e de espécies endêmicas em relação a ictiofauna que abriga se inclui na chamada ‘biorregião da Chapada dos Parecis’ *sensu* Dagosta e De Pinna (2019).

Ao ser comparada com os igarapés do PARNA Campos Amazônicos e REBIO Jaru, às condições dos igarapés do PARNA Matinguari são mais lânticas, drenam por áreas mais baixas, sem elevação pronunciada nas margens. A nascente dos pontos selecionados na bacia do Purus é contígua aos rios Açuã, Itaparaná e Mucuim, que neste trecho possuem áreas de inundação típicas de planícies amazônicas, presença de lagos de ferradura e são perceptivelmente suscetíveis à grandes extensões de alagamentos durante a época de chuvas. Ou seja, muito distinta das margens mais elevadas, canais mais encaixados e caudalosos, pouca área de inundação em que se inserem os igarapés do rio Roosevelt (PARNA Campos Amazônicos) e rio Machado (REBIO Jaru).

Tais características e diferentes cenários naturais para cada sub-bacia em cada UC aqui estudada, mais a influência da variável altitude, podem ser compreendidas no fator bacia, denominado aqui de espacial, e que predominou em explicar a diferença na diversidade beta e seus componentes entre as ictiofaunas observadas tanto em aspectos de presença-ausência, como em relação a densidade de indivíduos de cada espécie presente. O que pode indicar que fatores intrínsecos complexos da drenagem, como geomorfologia, eventos históricos entre outros, são os principais influenciadores da composição ictíca dos igarapés na Amazônia Sul Ocidental, como observados por Barros et al. (2013), ao avaliar os efeitos de bacias isoladas para a composição da ictiofauna no interflúvio Madeira-Purus e Ohara (2018) em sua investigação biogeográfica em quase toda a extensão da bacia do rio Madeira.

Goulding et al. (2003) discute que as drenagens da Amazônia Sul Ocidental não formam uma unidade geologicamente, biologicamente e cronologicamente coesa, mas sim um conjunto de entidades biogeográficas mistas. O que foi abordado por Dagosta e De Pinna

(2017), que demonstram empiricamente que a bacia do Madeira (assim como outras drenagens amazônicas) não é monofilética, e sim constituída de um mosaico biótico híbrido:

“O mais rico tributário amazônico é o Rio Madeira, fato que é atribuído não apenas ao seu grande tamanho, mas também à sua natureza híbrida (...). O Rio Madeira drena um terço das planícies amazônicas ao mesmo tempo que é formado por tributários associados aos Andes e o Escudo Central Brasileiro, ambas áreas particularmente ricas em peixes endêmicos.” (DAGOSTA & DE PINNA, 2019, p. 11).

Como mencionado alhures, as UC aqui investigadas representam diferentes unidades dentro do conglomerado hidrográfico da Amazônia Sul Ocidental, e apesar de incluir uma pequena parte da grande quantidade de sub-bacias, contribui para o entendimento da influência de atributos locais e espaciais sobre a ictiofauna da região.

Uma possível explicação para o destaque de maior riqueza e abundância na maioria dos igarapés na bacia do rio Purus (PARNA Mapinguari) pode advir da influência representada pela relação do fator bacia (que abrange parâmetros geomorfológicos, biogeográficos e históricos), que acumula certa distinção em função de suas origens, onde seus igarapés se encontram integrados em distintas unidades geológicas: i) o Machado e o Roosevelt são rios de águas cristalinas que drenam de antigos escudos; enquanto o rio Purus abarca uma drenagem mais recente, de águas brancas e origem andina (DAGOSTA & DE PINNA, 2017). O trabalho de Arbeláez, Duinveervoden e Maldonado-Ocampo (2008) encontra alta correlação de abundância e riqueza com a carga de sedimentos das bacias para as ictiofaunas de igarapés de terra-firme na Amazônia colombiana, sendo os rios mais barrentos (maior carga de sedimento) os mais ricos e abundantes, padrão este também observado em Bogotá-Gregory *et al.* (2020) em um estudo que colige informações de diferentes tipos de água na Amazônia Oriental. Os igarapés do PARNA Mapinguari se situam entre dois grandes eixos de águas brancas da hidrografia da Amazônia Sul Ocidental, o rio Madeira e o Purus, em um arranjo de porções mais baixas em relação as outras duas UC (PARNA Campos Amazônicos e REBIO Jaru), e em função do aumento da heterogeneidade ambiental e acúmulo de algumas espécies ao longo do gradiente longitudinal das bacias, tende a apresentar uma ictiofauna mais rica e muito mais diversa (IBAÑEZ *et al.*, 2007; SUVARNARAKSHA *et al.*, 2012).

Somado a isto, a região do PARNA Mapinguari encontra-se encerrada na faixa do interflúvio Madeira-Purus, na transição entre duas bacias que a nomeia, constituindo a borda de contato dessas hidrografias que historicamente podem ter compartilhado (ou ainda compartilham) sua fauna aquática (ou apenas parcela), o que pode ter favorecido o acúmulo

de espécies e contribuído para a rica e abundante ictiofauna encontrada nas drenagens que fluem no PARNA Mapinguari. Vieira et al. (2020) lista 91 espécies para a ictiofauna de quatro igarapés da Estação Ecológica do Cuniã (ESEC Cuniã), também situada na zona do interflúvio Madeira-Purus, à apenas cerca de 50 km ao sudeste do PARNA Mapinguari. A riqueza da ictiofauna da ESEC Cuniã, assim como a encontrada nos igarapés da PARNA Mapinguari (121 espécies) é ligeiramente superior quando comparada com as ictiofaunas das outras duas UC e até mesmo para igarapés de outras áreas protegidas na Amazônia, como os situados na Reserva Adolpho Ducke, que é provavelmente a área protegida mais intensamente estudada e bem inventariada na Amazônia Central, com uma lista de 70 espécies de peixes para os seus igarapés (ZUANON et al., 2015).

A resolução desse contraste de abundância e riqueza entre bacias de diferentes origens e unidades geológicas na Amazônia Sul Ocidental somente poderá ser sanada com o incremento e desdobramento de estudos ecológicos e inventários em uma maior área amostral dentro de cada UC (e mesmo fora destas) da ictiofauna de igarapés em áreas protegidas, que se apoia em um arcabouço repleto de brechas, entre outros esforços voltados para o conhecimento da fauna aquática de igarapés na Amazônia como um todo.

Estudos considerando a partição da variação entre fatores locais (ambientais) e espaciais em comunidades de peixes vem acentuando a importância das variáveis relacionadas à drenagem e ao distanciamento na explicação da heterogeneidade em escalas maiores de estudo – *e.g.* entre bacias ou conjunto dessas – (HABLÜTZEL & PANTEL, 2016; ZHANG et al., 2021; LOYOLA-BARTRA et al., 2022; OBERDORFF et al., 2011) assim como a influência das variáveis locais na heterogeneidade ictíca em estudos em menores escalas – *e.g.* gradiente longitudinal de um rio ou dentro da mesma bacia – (ZBINDEN & MATTHEWS, 2017; BARBOSA et al., 2019; HUANG et al., 2019; LÓPEZ-DELGADO, WINEMILLER & VILA-NAVARRO, 2019). Dessa forma, a importância relativa dos fatores locais e de paisagem depende da escala espacial investigada (JUNQUEIRA et al., 2016). Contudo, importância da combinação de ambos os fatores é indiscutível, pois compreende múltiplas escalas de impacto direto ou indireto sobre a estrutura dos peixes e outros organismos aquáticos (NOGUEIRA et al., 2010; LANDEIRO et al., 2011; VIEIRA et al., 2018; LANSAC-TÔHA, 2020; MOZZAQUATTRO et al., 2020).

Em igarapés, a condição local e a comunidade de peixes são influenciadas por características e processos que atuam em múltiplas escalas (FRISSEL et al., 1986; ALLAN, ERICKSON & FAY, 1997; ALLAN, 2004; MEYER et al., 2007). Assim, os preditores utilizados podem ajudar a elucidar (parcialmente) essa ordenação da heterogeneidade das

ictiofaunas entre as drenagens abrangidas pelas UC estudadas. As características ambientais locais influenciam a elevada riqueza encontrada nesses ambientes íntegros e heterogêneos, enquanto as características espaciais entre bacias influenciam indiretamente as condições locais e contribuíram para o incremento de espécies na região, revelando uma identidade ictífica em cada UC aqui avaliada, tornando mais notório ainda o relevante papel de cada área protegida na Amazônia Sul Ocidental, e que precisam ser urgentemente integradas em estudos de inventários e ecológicos sobre sua diversidade aquática.

A vantagem de trabalhos em escalas intermediárias é que eles podem fornecer informações particulares complementares, pois capturam/detectam variabilidade que não é bem definida em estudos de escalas menores, mesmo em assembleias intensamente amostradas, ao mesmo tempo que não obscurece processos intrarregionais com fortes diferenças, que geralmente são diluídas em análises de macro escalas que abordam enorme variabilidade de espectros naturais (LEITÃO et al., 2017).

Os resíduos encontrados (variação não explicada) não é um resultado surpreendente, dado que outros estudos prévios demonstram a influências de vários outros fatores sobre a riqueza e heterogeneidade de peixes em pequenos cursos de água. Vários estudos reconhecem a relevância das características locais prevendo a assembleia de peixes (JACKSON, PERES-NETO & OLDEN, 2001; ROWE, PIERCE & WILTON, 2009; SÚAREZ & PETRERE, 2007) mas sozinhas elas não compreendem toda a explicação da heterogeneidade de espécies (ALLAN, 2004; ESSELMAN & ALLAN, 2010) assim como as variáveis espaciais, históricas e paisagísticas não são munidas desse poder. Ambos os fatores proveram um entendimento complementar sobre a heterogeneidade das ictiofaunas de igarapés intactos na Amazônia Sul Ocidental. As lacunas indicam a necessidade da inclusão de novas variáveis que aumente o poder de predição e explicação da variação da diversidade beta e seus componentes.

Os resultados aqui encontrados em relação à combinação de fatores influenciadores da diversidade beta (partição da variação) enfatizam a importância da manutenção das condições locais pristinas para a conservação da heterogeneidade das assembleias de peixes encontradas na Amazônia Sul Ocidental. Apontando também para a relevância da proteção da maior quantidade de bacias hidrográficas possíveis e suas paisagens naturais (maiores escalas), uma vez que muitas microbacias ainda permanecem desconhecidas, em relação à sua ictiofauna, e que podem abrigar espécies exclusivas de sua drenagem, e até endêmicas.

É importante destacar que todos os igarapés estudados se encontram em ambientes preservados, recortando áreas de grande cobertura florestal e isolados de perturbação às suas configurações originais, desta forma as presentes listas de espécies podem representar um

cenário de ictiofauna pristina de igarapés de terra firme para a região. O que contribui significativamente para o entendimento do cenário não impactado de áreas não degradadas. Frederico, Zuanon e De Marco (2018) ao determinar um ranque de áreas protegidas prioritárias para a conservação de peixes de igarapés na Amazônia brasileira, inclui as presentes UC na escala acima da média. Reforçando ainda mais o investimento e preocupação no conhecimento da estrutura da ictiofauna em áreas protegidas do sul ocidente amazônico.

É valioso o conhecimento sobre igarapés modificados e sua ictiofauna, assim como investigações que contrastam estas com assembleias de peixes em áreas ainda não perturbadas (*e.g.* BOJSEN & BARRIGA, 2002; COSTA & ROCHA, 2016; ILHA et al., 2018; COSTA, PETRY & MAZZONI, 2020; BREJÃO et al., 2021; FREITAS et al., 2021; JACOB et al., 2021; SEABRA, BENONE & MONTAG, 2021). Contudo, também é relevante entender a magnitude dessas influências em condições naturais, o que evoca ainda mais o entendimento da estrutura das comunidades de peixes em seu estado pristino (BARBOSA et al., 2019), como nas áreas protegidas no presente estudo, que pode até servir de subsídio para o manejo e avaliação do status em bacias alteradas na região da Amazônia Sul Ocidental, ou mesmo em outras áreas da Amazônia.

Esses resultados preditivos explicitam não apenas a importância dos fatores espaciais e ambientais para a heterogeneidade da ictiofauna nas unidades de conservação, mas também a relevância de se considerar o caráter de complementaridade entre variáveis locais, biogeográficas e ecológicas.

8. CONCLUSÃO

O acesso à diversidade β , seus componentes particionados e LCBD para as ictiofaunas de igarapés constituem ferramentas promissoras para a compreensão dos fatores envolvidos na heterogeneidade e riqueza ictíca da Amazônia Sul Ocidental.

O componente *turnover/species replacement* modela a maior fração da diversidade β para os igarapés prístinos da região da Amazônia Sul Ocidental estudada (Hipótese 1). Indicando que as diferenças existentes entre as ictiofaunas amostradas entre as UC se acumulam principalmente em relação a substituição de espécies, cada uma com sua contribuição. Seu significado e entendimento refinado pode proporcionar relevante informação em ações de conservação da ictiofauna de cursos de pequeno porte na região.

Variáveis preditoras como altitude e bacia demonstraram influência significativa sobre a variação existente entre as ictiofaunas estudadas, contudo, o refinamento das análises e/ou o incremento de outras abordagens estatísticas ou de interpretação em conjunto com a diversidade β podem esclarecer ainda mais a composição da ictiofauna e sua variação dentro de áreas protegidas na Amazônia Sul Ocidental. Sua estrutura, em relação aos seus pequenos cursos de água e ictiofauna associada, estudadas em conjunto, podem contribuir para o entendimento dos fatores abióticos que prevalecem ou se mesclam na constituição dos padrões de diversidade beta nesses igarapés situados em diferentes blocos de sub-bacias e microbacias na região.

As presentes descobertas, através do *insight* da diversidade beta e sua estruturação, proporcionam dados e perspectivas sobre padrões de diversidade em ictiofaunas de igarapés nunca acessados. O conhecimento gerado pode subsidiar e reforçar a importância de áreas de proteção de recursos hídricos na Amazônia Sul Ocidental no papel de protetoras de uma fauna ictíca diversificada, e com aparente identidade própria para as drenagens do PARNA Campos Amazônicos, PARNA Mapinguari e REBIO Jaru.

É importante reconhecer que se trata de um ponto de partida, suas informações precisam ser complementadas através do aumento das unidades amostrais dentro de cada UC (assim de outras áreas protegidas), eventos de coletas, inclusão de variáveis adicionais que aumentem o poder preditivo, etc. As limitações do estudo sugerem prósperas oportunidades de investigações no intuito de refinar a presente contribuição sobre as variáveis envolvidas na heterogeneidade dos peixes de igarapés prístinos (assim como em outras condições) como o estudo de beta em função de: estruturas/tratos funcionais, relações filogenéticas, nichos, temporalidade, grau de impacto e cobertura vegetal, etc.

REFERÊNCIAS

- AGOSTINHO, A. A.; THOMAZ, S. M.; GOMES, L. C. Conservation of the Biodiversity of Brazil's Inland Waters. **Conservation Biology**, n. 19, p. 646-652, 2005.
- ALBERT, J. S.; CARVALHO, T. P.; PETRY, P.; HOLDER, M. A.; MAXIME, E. L.; ESPINO, J.; CORAHUA, I.; QUISPE, R.; RENGIFO, B.; ORTEGA, H.; REIS, R. E. Aquatic Biodiversity in the Amazon: Habitat Specialization and Geographic Isolation Promote Species Richness. **Animals**, v. 1, n. 2, p. 205–241, 2011.
- ALBERT, J. S.; PETRY, P.; REIS, R. E. Two: Major Biogeographic and Phylogenetic Patterns. *In*: ALBERT, J. S.; REIS, R. E. (Eds). **Historical Biogeography of Neotropical Freshwater Fishes**. University of California Press. Berkeley, p. 21-57, 2011.
- ALBERT, J. S.; TAGLIACOLLO, V. A.; DAGOSTA, F. Diversification of Neotropical Freshwater Fishes. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 51, n. 1, p. 27–53, 2020.
- ALEXANDROU, M.; OLIVEIRA, C.; MAILLARD, M.; MCGILL, R.; NEWTON, J.; CREER, S.; TAYLOR, M. Competition and phylogeny determine community structure in Mullerian co-mimics. **Nature**, v. 469, p. 84–8. 10.1038/nature09660, 2011
- ALLAN, J. D.; ERICKSON, D. L.; FAY, J. The influence of catchment land use on stream integrity across multiple spatial scales. **Freshwater Biology**, v. 37, p. 149–161. 1997.
- ALLAN, J. D. Landscapes and riverscapes: The Influence of land use on stream ecosystems. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics**, v. 35, p. 257–284, 2004.
- ANDERSON, M. J.; ELLINGSEN, K. E.; MCARDLE, B.H. Multivariate dispersion as a measure of beta diversity. **Ecology Letters**, v. 9, n. 6, p. 683–693, 2006.
- ANJOS, M. B. Estrutura de comunidades de peixes de igarapés de terra firme na Amazônia Central: composição, distribuição e características tróficas. 2005. 81 p. Dissertação (Mestrado) - Instituto Nacional de Pesquisas Amazônicas – INPA, Pós-Graduação em Biologia Tropical e Recursos Naturais, Manaus, 2005.
- ANJOS, M. B.; ZUANON, J. Sampling effort and fish species richness in small terra firme forest streams of Central Amazonia, Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 5, n. 1, p. 45–52, 2007.
- ARANTES, C. C.; WINEMILLER, K. O.; PETRERE, M.; CASTELLO, L.; HESS, L. L.; FREITAS, C. E. C. Relationships between forest cover and fish diversity in the Amazon River floodplain. **J Appl Ecol**, n. 55, p. 386–395, 2018.
- ARAÚJO-LIMA, C. A. R. M.; JIMÉNEZ, L. F, OLIVEIRA, R. S.; ETEROVICK, P. C.; MENDONZA, U.; JEROZOLIMKI, A. Relação entre o número de espécies de peixes, complexidade de hábitat e ordem do riacho nas cabeceiras de um tributário do rio Urubu, Amazônia Central. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 11, n. 2, p. 127–135, 1999.
- ARBELÁEZ, F.; DUIVENVOORDEN, J. F.; MALDONADO-OCAMPO, J. A. Geological differentiation explains diversity and composition of fish communities in upland streams in

the southern Amazon of Colombia. **Journal of Tropical Ecology**, v. 24, n. 5, p. 505–515, 2008.

ASSUMPCÃO, L.; MAKRAKIS, S.; SILVA, P. S.; MAKRAKIS, M. C. Espécies de Peixes Ameaçadas de Extinção no Parque Nacional do Iguaçu. **Biodiversidade Brasileira**, v. 7, n. 1, p. 4–17, 2017.

AZEVEDO-SANTOS, V. M. *et al.* Protected areas: A focus on Brazilian freshwater biodiversity. **Divers Distrib**, n. 25, p. 442–448, 2019.

BARBOSA, H. O.; BORGES, P. P.; DALA-CORTE, R. B.; MARTINS, P. T. A.; TERESA, F. B. Relative importance of local and landscape variables on fish assemblages in streams of Brazilian savanna. **Fish Manag Ecol**, v. 2019, 1–12, 2019.

BARROS, D. F. Efeitos de bacias e variáveis ambientais na estrutura de comunidade de peixes de igarapés na região do interflúvio Madeira-Purus. 2008. 72 p. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, Instituto de Geociências, Universidade Federal do Pará, Museu Emílio Goeldi e EMBRAPA, Belém, 2008.

BARROS, D. F.; ZUANON, J.; DE MENDONÇA, F. P.; ESPÍRITO-SANTO, H. M. V.; GALUCH, A. V. ; ALBERNAZ, A. L. M. The fish fauna of streams in the Madeira-Purus interfluvial region, Brazilian Amazon. **Check List**, v. 7, n. 1, p. 768–773, 2011.

BARROS, D. F.; ALBERNAZ, A.; ZUANON, J.; ESPÍRITO-SANTO, H. M. V.; MENDONÇA, F. P.; GALUCH, A. V. Effects of isolation and environmental variables on fish community structure in the Brazilian Amazon Madeira-Purus interfluve. **Brazilian journal of biology = Revista brasileira de biologia**, n. 73, p. 491–9, 2013.

BARROS, B. S. F.; DORIA, C. R. C.; RODRIGUES, C. G.; LIMA-FILHO, J.A. A ictiofauna de igarapés da microbacia do Belmont, um sistema hidrográfico degradado pela expansão urbana na Amazônia Sul Ocidental. **Revista Brasileira de Ciências da Amazônia**, n. 9, p. 120–143, 2020.

BASELGA, A. Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. **Global Ecology and Biogeography**, v. 19, n. 1, p. 134–143, 2010.

BEGOSSI, A.; SALIVONCHYK, S. V.; HALLWASS, G.; HANAZAKI, N.; LOPES, P. F. M.; SILVANO, R. A. M.; DUMARESQ, D.; PITTOCK, J. Fish consumption on the Amazon: a review of biodiversity, hydropower and food security issues. **Brazilian Journal of Biology**, v. 79, n. 2, p. 345–357, 2019.

BENONE, N. L.; LEAL, C. G.; DOS SANTOS, L. L.; MENDES, T. P.; HEINO, J.; MONTAG, L. F. A. Unravelling patterns of taxonomic and functional diversity of Amazon stream fish. **Aquatic Sciences**, v. 82. 75, n. 1–11, 2020.

BENONE, N. L.; MONTAG, L. F. A. Métodos quantitativos para mensurar a diversidade taxonômica em peixes de riacho. **Oecologia Australis**, v. 25, n. 2, p. 398–414, 2021.

BERGAMIN, R. S.; BASTAZINI, V. A. G.; VÉLEZ-MARTIN, E.; DEBASTIANI, V.; ZANINI, K. J.; LOYOLA, R.; MÜLLER, S. C. Linking beta diversity patterns to protected areas: lessons from the Brazilian Atlantic Rainforest. **Biodiversity and Conservation**, v. 26, n. 7, p. 1557–1568, 2017.

- BICHUETTE, M. E.; GALLÃO, J. E. Under the surface: what we know about the threats to subterranean fishes in Brazil. **Neotrop Ichthyol**, v. 19, n. 3, e210089, 2021.
- BOGOTÁ-GREGORY, J. D. *et al.* Biogeochemical water type influences community composition, species richness, and biomass in megadiverse Amazonian fish assemblages. **Sci Rep**, n. 10, 15349, 2020.
- BOJSEN, B. H.; BARRIGA, R. Effects of deforestation on fish community structure in Ecuadorian Amazon streams. **Freshwater Biology**, v. 47, n. 11, p. 2246–2260, 2002.
- BORGES, P. P.; DIAS, M. S.; CARVALHO, F. R.; CASATTI, L.; POMPEU, P. S.; CETRA, M.; TEJERINA-GARRO, F. L.; SÚAREZ, Y. R.; NABOUT, J. C.; TERESA, F. B. Stream fish metacommunity organisation across a Neotropical ecoregion: The role of environment, anthropogenic impact and dispersal-based processes. **PLoS ONE**, v. 15, n. 5, e0233733, 2020.
- BREJÃO, G. L.; HOEINGHAUS, D. J.; PÉREZ-MAYORGA, M. A.; FERRAZ, S. F. B.; CASATTI, L. Threshold responses of Amazonian stream fishes to timing and extent of deforestation. **Conservation Biology**, v. 2018, p. 1–12, 2018.
- BREJÃO, G. L.; TERESA, F.B.; GERHARD, P. When roads cross streams: fish assemblage responses to fluvial fragmentation in lowland Amazonian streams. **Neotrop Ichthyol.**, v. 18, n. 3, e200031, 2020.
- BREJÃO, G. L.; HOEINGNHAUS, D. J.; ROA-FUENTES, C. A.; PÉREZ-MAYORGA, M. A.; FERRAZ, S. F. B.; CASATTI, L. Taxonomic and functional turnover of Amazonian stream fish assemblages is determined by deforestation history and environmental variables at multiple scales. **Neotropical Ichthyology**, v. 19, n. 3, e210042, 2021
- BRITO, M. T. S.; HEINO, J.; POZZOBOM, U. M.; LANDEIRO, V. L. Ecological uniqueness and species richness of zooplankton in subtropical floodplain lakes. **Aquat Sci.**, v. 82, n. 43, p. 1–13, 2020.
- BÜHRNHEIM, C. M.; COX-FERNANDES, C. Low seasonal variation of fish assemblages in Amazonian rain forest streams. **Ichthyological Exploration of Freshwaters**, v. 12, n. 1, p. 65–78, 2001.
- BÜHRNHEIM, C. M. 2002. Heterogeneidade de habitats: rasos e fundos em assembléias de peixes de igarapés de terra firme na Amazônia Central, Brasil. **Rev. Bras. Zool**, v. 19, n. 3, p. 889–905, 2001.
- BÜHRNHEIM, C. M.; CARVALHO, T. P.; MALABARBA, L. R.; WEITZMAN, S. H. A new genus and species of characid fish from the Amazon basin - the recognition of a relictual lineage of characid fishes (Ostariophysi: Cheirodontinae: Cheirodontini). **Neotropical Ichthyology**, v. 6, n. 4, p. 663–678, 2008.
- CAMANA, M.; DALA-CORTE, R. B.; BECKER, F.G. Relation between species richness and stream slope in riffle fish assemblages is dependent on spatial scale. **Environ Biol Fish**, v. 99, p. 603–612, 2016.

- CARVALHO, L. N. História natural de peixes de igarapés amazônicos: utilizando a abordagem do Conceito do Rio Contínuo. 2008. 247 p. Tese (doutorado) – Instituto Nacional de Pesquisas Amazônicas – INPA, Manaus, 2008.
- CARVALHO, L. N.; FIDELIS, L.; ARRUDA, R.; GALUCH, A.; ZUANON, J. Second floor, please: the fish fauna of floating litter banks in Amazonian streams and rivers. **Neotropical Ichthyology**, v. 11, n. 1, p. 85–94, 2013.
- CASATTI, L.; PÉREZ-MAYORGA, M. A.; CARVALHO, F. R.; BREJÃO, G. L.; COSTA, I. D. The stream fish fauna from the rio Machado basin, Rondônia State, Brazil. **Check List**, v. 9, n. 6, p. 1496–1504, 2013.
- CASTRO, R. M. C. Evolução da ictiofauna de riachos sul-americanos: padrões gerais e possíveis processos causais. *In*: CARAMASCHI, E.P.; MAZZONI, R.; PERES-NETO, P.R. (Eds.). Ecologia de peixes de riachos. **Série Oecologia Brasiliensis- PPGE-UFRJ**, v. 6, p. 139–155, 1999.
- CASTRO, R. M. C. *et al.* Estrutura e composição da ictiofauna de riachos do Rio Paranapanema, sudeste e sul do Brasil. **Biota Neotropica**, v. 3, n. 1, p. 1–31, 2003.
- COSTA, I. D.; ROCHA, V. M. The influence of habitat structure on fish assemblages in Amazonian streams of Machado River basin. **Rev. Biol. Trop**, v. 65, n. 1, p. 103–115, 2016.
- COSTA, I. D.; OHARA, W. M.; ALMEIDA, M. Fishes from the Jaru Biological Reserve, Machado River drainage, Madeira River basin, Rondônia State, northern Brazil. **Biota Neotropica**, v. 17, n. 1, e20160315, 2017.
- COSTA, I. D.; PETRY, A. C.; MAZZONI, A. C. Fish assemblages respond to forest cover in small Amazonian basins. **Limnologica**, v. 81, 125757, 2020.
- CRAIG, J. M.; CRAMPTON, W. G. R.; ALBERT, J. Revision of Banded Knifefishes of the *Gymnotus carapo* and *G. tigre* clades (Gymnotidae Gymnotiformes) from the Southern Neotropics. **Zootaxa**, v. 4318, n. 1, p. 401–438, 2017.
- CRAMPTON, W. An ecological perspective on diversity and distributions. *In*: ALBERT, J.; REIS, R. (Eds). **Historical Biogeography of Neotropical Freshwater Fishes**, University of California Press, Berkeley, p. 141–166, 2011.
- DAGOSTA, F. C. P.; DE PINNA, M. Biogeography of Amazonian fishes: deconstructing river basins as biogeographic units. **Neotropical Ichthyology**, v. 15, n. 3, e170034, 2017.
- DAGOSTA, F. C. P.; DE PINNA, M. The Fishes of the Amazon: Distribution and Biogeographical Patterns, with a Comprehensive List of Species. **Bulletin of the American Museum of Natural History**, v. 431, 163 p., 2019.
- DAGOSTA, F. C. P.; DE PINNA, M.; PERES, C. A.; TAGLIACOLLO, V. A. Existing protected areas provide a poor safety-net for threatened Amazonian fish species. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, v. 31, n. 5, p. 1167–1189, 2020.
- DE FRIES, R.; HANSEN, A.; NEWTON, A. C.; HANSEN, M. C. Increasing isolation of protected areas in tropical forests over the past twenty years. **Ecological Applications**, v. 15, p. 19–26, 2005.

- DORIA, C. R. C. *et al.* A Coleção Ictiológica da Universidade Federal de Rondônia e seu papel à documentação da diversidade da ictiofauna da maior bacia amazônica: a bacia do rio Madeira. **Boletim Sociedade Brasileira de Ictiologia**, v. 129, p. 157–162, 2019.
- DORMANN, C. F. *et al.* Collinearity: a review of methods to deal with it and a simulation study evaluating their performance. **Ecography**, v. 35, p. 1–20, 2012.
- DRAY, S.; BLANCHET, G.; BORCARD, D.; CLAPPE, S.; GUENARD, G.; JOMBART, T.; LAROCQUE, G.; LEGENDRE, P.; MADI, N.; WAGNER, H. H. *adespatial*: Multivariate multiscale spatial analysis. **R package version**, 0.2-0, 2018.
- DUTRA, G. M.; WOSIACKI, W. B.; DE PINNA, M. C. C. 2012. *Trichomycterus anhangá*, a new species of miniature catfish related to *T. hasemani* and *T. johnsoni* (Siluriformes: Trichomycteridae) from the Amazon basin, Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 10, n. 2, p. 225–231.
- ESRI. ArcGIS 10.1 - Geographical Information System. **Environment System Research Institute**, Inc., Readlands, CA, 2012.
- ESPÍRITO-SANTO, H. M. V., RODRÍGUEZ, M. A.; ZUANON, J. Reproductive strategies of Amazonian stream fishes and their fine-scale use of habitat are ordered along a hydrological gradient. **Freshwater Biology**, v. 58, p. 2494–2504, 2013.
- ESSELMAN, P.; ALLAN, J. D. Relative Influences of Catchment- and Site-Scale Abiotic Factors on Fresh. Water Fish Communities in Rivers of Northeastern Mesoamerica. **Ecology of Freshwater Fish**, v. 19, p. 439–454, 2010.
- FERRIER, S.; MANION, G.; ELITH, J.; RICHARDSON, K. Using generalized dissimilarity modelling to analyse and predict patterns of beta diversity in regional biodiversity assessment. **Divers. Distrib.**, v. 13, p. 252–264, 2007.
- FRANKHAM, R. Genetics and extinction. **Biological Conservation**, v. 126, p. 131–140, 2005.
- FREderICO, R. G.; DE MARCO, P.; ZUANON, J. Evaluating the use of macroscale variables as proxies for local aquatic variables and to model stream fish distributions. **Freshw. Biol.**, v. 59, p. 2303–2314, 2014.
- FREderICO, R. G.; ZUANON, J.; DE MARCO, P. Amazon protected areas and its ability to protect stream-dwelling fish fauna. **Biological Conservation**, v. 219, p. 12–19, 2018.
- FREderICO, R. G. *et al.* The representativeness of protected areas for Amazonian fish diversity under climate change. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, v. 31, n. 5, p. 1158–1166, 2021.
- FREITAS, P. V.; MONTAG, L. F. A.; ILHA, P.; TORRES, N. R.; MAIA, C.; DEEGAN, L.; NASCIMENTO, A. T.; SILVA, K. D. Local effects of deforestation on stream fish assemblages in the amazon-savannah transitional area. **Neotrop Ichthyol.**, v. 19, n. 3, e210098, 2021.

FRISSELL, C. A.; LISS, W. J.; WARREN, C. E.; HURLEY, M. D. A hierarchical framework for stream habitat classification: Viewing streams in a watershed context. **Environmental Management**, v. 10, p. 199–214, 1986.

GOULDING, M.; BARTHEM, R.; FERREIRA, E. **The Smithsonian Atlas of the Amazon**. Washington: Smithsonian Books, 2003, 256 p.

HABLÜTZEL, P. I.; PANTEL, J. H. Strong spatial turnover in cichlid fish assemblages in the upper río Madera (Amazon basin) despite the absence of hydrological barriers. **Hydrobiologia**, v. 791, n. 1, p. 221–235, 2016.

HEINO, J.; MELO, A. S.; BINI, L. M. Reconceptualising the beta diversity-environmental heterogeneity relationship in running water systems. **Freshwater Biology**, v. 2, p. 223–235, 2015.

HEINO, J.; GRÖNROOS, M. Exploring species and site contributions to beta diversity in stream insect assemblages. **Oecologia**, v. 183, n. 1, p. 151–160, 2016.

HUANG, L.; HUANG, J.; WU, Z.; MO, Y.; ZOU, Q.; JEPPESEN, E.; WU, N. Beta Diversity Partitioning and Drivers of Variations in Fish Assemblages in a Headwater Stream: Lijiang River, China. **Water**, v. 11, n. 4, 680, 2019.

ICMBIO/MMA – Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade e Ministério do Meio Ambiente. **Plano de Manejo da Reserva Biológica do Jarú**. Brasília, 2010, 65 p.

ICMBIO/MMA – Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade e Ministério do Meio Ambiente. **Plano de Manejo do Parque Nacional dos Campos Amazônicos**. Brasília, 2016, 61 p.

ICMBIO/MMA – Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade e Ministério do Meio Ambiente. **Plano de Manejo do Parque Nacional do Mapinguari - Volume I: Diagnóstico**. Brasília, 2018, 191 p.

ICMBIO/MMA – Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade e Ministério do Meio Ambiente. Protocolo básico de igarapés - Apostila do Monitor - Curso de capacitação nos protocolos do Programa Nacional de Monitoramento da Biodiversidade. **Centro Nacional de Pesquisa e Conservação da Biodiversidade Amazônica**, 2019, 45 p. No prelo.

ILHA, P.; SCHIESARI, L.; YANAGAWA, F. I.; JANKOWSKI, K.; NAVAS, C. A. Deforestation and stream warming affect body size of Amazonian fishes. **PLoS ONE**, v. 13, n. 5, e0196560, 2018.

JACKSON, D. A.; PERES NETO, P. R.; OLDEN, J. D. What controls who is where in fresh water fish communities - the roles of biotic, abiotic, and spatial factors. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 58, p. 157–170, 2001.

JACOB, L. L.; PRUDENTE, B. S.; MONTAG, L. F. A.; SILVA, R. R. The effect of different logging regimes on the ecomorphological structure of stream fish assemblages in the Brazilian Amazon. **Hydrobiologia**, v. 848 p., 1027–1039, 2021.

- JUNQUEIRA, N. T.; MACEDO, D. R.; SOUZA, R. C. R.; HUGHES, R. M.; CALLISTO, M.; POMPEU, P. S. Influence of environmental variables on stream fish fauna at multiple spatial scales. **Neotropical Ichthyology**, v. 14, p. 1–12, 2016.
- KINDT, R.; COE, R. **Tree diversity analysis. A manual and software for common statistical methods for ecological and biodiversity studies**. Nairobi: World Agroforestry Centre (ICRAF), 2005.
- KONG, H.; CHEVALIER, M.; LAFFAILLE, P.; LEK, S. Spatio-temporal variation of fish taxonomic composition in a South-East Asian flood-pulse system. **PLoS ONE**, v. 12, p. 1–16, 2017.
- KREBS, C. J. **Ecological Methodology**. 2. ed. Menlo Park: Benjamin/Cummings, 1989, 620 p.
- LANDEIRO, V. L.; MAGNUSSON, W. E.; MELO, A. S.; ESPÍRITO-SANTO, H. M. V.; BINI, L. M. Spatial eigenfunction analyses in stream networks: do watercourse and overland distances produce different results? **Freshwater Biology**, v. 56, n. 6, p. 1184–1192, 2011.
- LANDEIRO, V. L.; FRANZ, B.; HEINO, J.; SIQUEIRA, T.; BINI, L. M. Species-poor and low-lying sites are more ecologically unique in a hyperdiverse Amazon region: evidence from multiple taxonomic groups. **Diversity and Distributions**, v. 24, p. 966–977, 2018.
- LANSAC-TÔHA, F.M. Ecological drivers of multiple facets of beta diversity using disparate biological groups and different taxonomic level across hierarchical spatial and temporal scales. 2020. 159 p. Tese (doutorado) - Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais, Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2020. Disponível em <https://aquadocs.org/handle/1834/41884> Acesso em: 25 fev. 2021.
- LEAL, C. G. *et al.* Is environmental legislation conserving tropical stream faunas? A large-scale assessment of local, riparian and catchment-scale influences on Amazonian fish. **Journal of Applied Ecology**, v. 5, n. 3, p. 1312–1326, 2018.
- LEÃO, H.; SIQUEIRA, T.; TORRES, N. R.; MONTAG, L. F. A. Ecological uniqueness of fish communities from streams in modified landscapes of Eastern Amazonia. **Ecological Indicators**, v. 111, 106039, 2020.
- LEGENDRE, P.; ANDERSON, M. J. Distance-based Redundancy Analysis: testing multispecies responses in multifactorial ecological experiments. **Ecological Monographs**, v. 69, n. 1, p. 1–24, 1999.
- LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. Ecological resemblance. **Numerical Ecology**, 265–335, 2012.
- LEGENDRE, P.; DE CÁCERES, M. Beta diversity as the variance of community data: Dissimilarity coefficients and partitioning. **Ecology letters**, v. 16, 2013.
- LEGENDRE P. Interpreting the replacement and richness difference components of beta diversity. **Glob Ecol Biogeogr**, v. 23, n. 11, p. 1324–34, 2014.
- LEHMANN, A. P.; MAYER, F.; REIS, R. E. A New Species of *Otocinclus* (Siluriformes: Loricariidae) from the Rio Madeira Drainage, Brazil. **Copeia**, v. 2010, n. 4, p. 635–639, 2010.

- LEITÃO, R. P. *et al.* 2017. Disentangling the pathways of land use impacts on the functional structure of fish assemblages in Amazon streams. **Ecography**, v. 41, n. 1, p. 219–232, 2017.
- LEITE-FILHO, A. T.; SOARES-FILHO, B. S.; DAVIS, J. L.; ABRAHÃO, G. M.; BÖRNER, J. Deforestation reduces rainfall and agricultural revenues in the Brazilian Amazon. **Nat Commun**, v. 12, 2591, 2022.
- LOEB, M. V.; OHARA, W. M. Fish fauna of moderate altitude from first order stream in upper Rio Machado, Rondônia, Brazil. **Papéis Avulsos De Zoologia**, v. 62, e202262028, 2022.
- LÓPEZ-DELGADO, E. O.; WINEMILLER, K. O.; VILLA-NAVARRO, F. A. Local environmental factors influence beta diversity patterns of tropical fish assemblages more than spatial factors. **Ecology**, v. 101, n. 2, ecy.2940, 2019.
- LOYOLA-BARTRA, O.; LANDEIRO, V. L.; DALA-CORTE, R. B.; HIDALGO, M.; PENHA, J. Historical processes explain fish diversity in the upper Amazon River basin. **Hydrobiologia**, v. 849, p. 3449-3462, 2022.
- MAGNUSSON, W. E. *et al.* **Biodiversity and Integrated Environmental Monitoring**. Manaus: Áttema Editorial, 351 p.
- MARINHO, M. M. F.; MENEZES, N. A. Taxonomic review of *Copella* (Characiformes: Lebiasinidae) with an identification key for the species. **PLoS ONE**, v. 12, n. 8, e0183069, 2017.
- MATTHEWS, W. J. 1998. **Patterns in Freshwater Fish Ecology**. London: Chapman and Hall. NY: Springer New York, 753 p.
- MCCLAIN, M. L.; ELSENBEER, H. Terrestrial inputs to Amazon streams and internal biogeochemical processing. *In*: MCCLAIN, M.E.; VICTORIA, R.L.; RICHE, J.E. (Eds). **The Biogeochemistry of the Amazon Basin**. New York: Oxford University Press, p. 185-208, 2001.
- MEDEIROS, R. Evolução das tipologias e categorias de Áreas Protegidas no Brasil. **Ambiente & Sociedade**, v. 9, p. 41–63, 2006.
- MENDONÇA, F. P.; MAGNUSSON, W. E.; ZUANON, J. Relationships between habitat characteristics and fish assemblages in small streams of Central Amazonia. **Copeia**, v. 4, p. 750–763, 2005.
- MEYER, J. L.; STRAYER, D. L.; WALLACE, J. B.; EGGERT, S. L.; HELFMAN, G. S.; LEONARD, N. E. The Contribution of Headwater Streams to Biodiversity in River Networks. **JAWRA Journal of the American Water Resources Association**, v. 43, n. 1, p. 86–103, 2007.
- MOREIRA, C.; LIMA, F. C. T. Two new *Hyphessobrycon* (Characiformes: Characidae) species from Central Amazon basin, Brazil. **Zootaxa**, v. 4318, n. 1, p. 123–134, 2017.
- MOZZAQUATTRO, L. B.; DALA-CORTE, R. B.; BECKER, F. G.; MELO, A. S. Effects of spatial distance, physical barriers, and habitat on a stream fish metacommunity. **Hydrobiologia**, v. 847, p. 3039–3054, 2020.

- NAKAMURA, G.; VICENTIN, W.; SÚAREZ, Y. R. Taxonomic and phylogenetic beta diversity in headwater stream fish communities of the Paraná and Paraguai River basins. **Neotrop Ichthyol**, v. 19, n. 1, e200126, 2021.
- NASA (National Aeronautics and Space Administration). 2014. Shuttle Radar Topographic Mission. Disponível em: <https://www2.jpl.nasa.gov/srtm/> Acesso em: 16 set. 2020.
- NEKOLA, J. C.; WHITE, P. S. The distance decay of similarity in biogeography and ecology. **J. Biogeogr**, v. 26, n. 4, p. 867–878, 1999.
- NOGUEIRA, I. S.; NABOUT, J. C.; IBAÑEZ, M. S. R.; BOURGOIN, L. M. Determinants of beta diversity: the relative importance of environmental and spatial processes in structuring phytoplankton communities in an Amazonian floodplain. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 22, n. 3, p. 247–256, 2010.
- OBERDORFF, T.; TEDESCO, P. A.; HUGUENY, B.; LEPRIEUR, F.; BEAUCHARD, O.; BROSSE, S.; DÜRR, H. H. Global and Regional Patterns in Riverine Fish Species Richness: A Review. **International Journal of Ecology**, v. 2011, p. 1–12, 2011.
- OBERDORFF, T. *et al.* Unexpected fish diversity gradients in the Amazon basin. **Science Advances**, v. 5, n. 9, eaav8681, 2019.
- OHARA, W. M.; LIMA, F. C. T. *Hyphessobrycon lucenorum* (Characiformes: Characidae), a new species from the rio Madeira basin, Rondônia State, Brazil. **Zootaxa**, v. 3972, n. 4, p. 562–572, 2015.
- OHARA, W. M.; QUEIROZ, L. J.; ZUANON, J.; TORRENTE-VILARA, G.; VIEIRA, F. G.; DORIA, C. R. C. Fish collection of the Universidade Federal de Rondônia: its importance to the knowledge of Amazonian fish diversity. **Acta Sci. Biol. Sci**, v. 37, p. 251–258, 2015.
- OHARA, W. M.; TENCATT, L. F.; BRITTO, M. R. Wrapped in flames: *Corydoras hephaestus*, a new remarkably colored species from the Rio Madeira basin (Teleostei: Callichthyidae). **Zootaxa**, v. 4170, n. 3, p. 539–552, 2016.
- OHARA, W. M.; LIMA, F. C. T.; BARROS, B. S. F. *Hyphessobrycon petricolus*, a new species of tetra (Characiformes: Characidae) from the rio Madeira basin, Mato Grosso, Brazil. **Zootaxa**, v. 4221, n. 2, p. 242–250, 2017.
- OHARA, W. M. Endemismo e análise biogeográfica dos peixes da bacia do rio Madeira. 2018. 247 p. Tese (doutorado) - Programa de Pós-Graduação em Sistemática, Taxonomia e Biodiversidade, Museu de Zoologia do Universidade de São Paulo, São Paulo, 2018.
- OKSANEN, J.; BLANCHET, F. G.; KINDT, R.; LEGENDRE, P.; O'HARA, R. B.; SIMPSON, G. L. vegan: Community Ecology Package. R Package Version 1.17-6. [vegan. r-forge. r-project. org](http://vegan.r-forge.r-project.org), 2011.
- OLIVEIRA, R. R.; ROCHA, M. S.; ANJOS, M. B.; ZUANON, J.; RAPP PY-DANIEL, L. H. Fish fauna of small streams of the Catua-Ipixuna Extractive Reserve, State of Amazonas, Brazil. **Check List**, v. 5, n. 2, p. 154–172, 2009.
- ORTEGA, J. C. G.; BACANI, I.; DORADO-RODRIGUES, T. F.; STRÜSSMANN, C.; FERNANDES, I. M.; MORALES, J.; MATEUS, L.; SILVA, H. P.; PENHA, J. Effects of

urbanization and environmental heterogeneity on fish assemblages in small streams. **Neotrop Ichthyol**, v. 19, n. 3, e210050, 2021.

PAJUNEN, V.; LUOTO, M.; SOININEN, J. Unravelling direct and indirect effects of hierarchical factors driving microbial stream communities. **Journal of Biogeography**, v. 44, n. 10, p. 2376–2385, 2017.

PALHARES, J. C. P.; RAMOS, C.; KLEIN, J. B.; LIMA, J. M. M.; MULLER, S.; CESTONARO, T. Medição da Vazão em Rios pelo Método do Flutuador. Comunicado técnico. **Concórdia: Embrapa**, v. 455, p. 1–7, 2007.

PELÁEZ, O. E.; AZEVEDO, F. M.; PAVANELLI, C. S. Environmental heterogeneity explains species turnover but not nestedness in fish assemblages of a Neotropical basin. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 29, e117, 2017.

PERES-NETO, P. R.; LEGENDRE, P.; DRAY, S.; BORCARD, D. Variation partitioning of species data 605 matrices: estimation and comparison of fractions. **Ecology**, v. 87, p. 2614–2625, 2006.

PÉREZ-MAYORGA, M. A.; CASATTI, L.; TERESA, F. B.; BREJÃO, G. L. Shared or distinct responses between intermediate and satellite stream fish species in an altered Amazonian River? **Environmental Biology of Fishes**, v. 100, n. 12, p. 1527–1541, 2017.

PINNA, M.; ZUANON, J.; PY-DANNIEL, L. R.; PETRY, P. A new family of neotropical freshwater fishes from deep fossorial Amazonian habitat, with a reappraisal of morphological characiform phylogeny (Teleostei: Ostariophysi). **Zoological Journal of the Linnean Society**, v. XX, p. 1–31, 2017.

PODANI, J.; SCHMERA, D. A new conceptual and methodological framework for exploring and explaining pattern in presence – absence data. **Oikos**, v. 120, n. 11, p. 1625–1638, 2011.

POFF, N. L.; ALLAN, J. D. Functional organization of stream fish assemblages in relation to hydrological variability. **Ecology**, v. 76, p. 606–627, 1995.

QGIS DEVELOPMENT TEAM. Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. 2020. Disponível em: <http://qgis.osgeo.org>. Acesso em: 18 mai. 2022.

QIAO, X.; LI, Q.; JIANG, Q.; LU, J.; FRANKLIN, S.; TANG, Z.; WANG, Q.; ZHANG, J.; LU, Z.; BAO, D.; GUO, Y.; LIU, H.; XU, Y.; JIANG, M. Beta diversity determinants in Badagongshan, a subtropical forest in central China. **Scientific Reports**, v. 5, p. 1–9, 2015.

QUEIROZ, L. J.; VILARA, G. T.; OHARA, W. M.; PIRES, T. H. S.; ZUANON, J. & DORIA, C.R.C. (Eds). **Peixes do Rio Madeira - Volume I**. 1. ed. São Paulo: Dialeto Latin American Documentary, 2013, 402 p.

R CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. 2020. Disponível em: <http://www.R-project.org/>. Acesso em: 30 set. 2021.

RASBAND, W. *et al.* ImageJ 1.53e. National Institute of Health, USA. 2012. Disponível em: <https://imagej.nih.gov/ij/>. Acesso em: 25 dez. 2021.

- REIA, L. Revisão Taxonômica das espécies do grupo *Moenkhausia oligolepis* (Teleostei: Ostariophysi: Characiformes). 2018. 98 p. Dissertação (mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas (Zoologia), Universidade Estadual Paulista - Instituto de Biociências, Botucatu, 2018.
- REIS, R. E.; ALBERT, J. S.; DI DARIO, F.; MINCARONE, M. M.; PETRY, P.; ROCHA, L. A. Fish biodiversity and conservation in South America. **Journal of Fish Biology**, v. 89, n. 1, p. 12–47, 2016.
- ROCHA, M. S.; OLIVEIRA, R. R.; RAPP PY-DANIEL, L. A new species of *Gladioglanis* Ferraris & Mago-Leccia from Rio Aripuanã, Amazonas, Brazil (Siluriformes: Heptapteridae). **Neotropical Ichthyology**, v. 6, n. 3, p. 433–438, 2008.
- RODRIGUES, C.G. Efeitos antrópicos do represamento e da captação de água sobre peixes de igarapés amazônicos. 2013. 59 p. Monografia - (Graduação em Ciências Biológicas) - Fundação Universidade Federal de Rondônia, Porto Velho, 2013.
- ROSA, R. S.; LIMA, F. C. T. Peixes. In: MACHADO A. B.; MARTINS C. S.; DRUMMOND G. M. (eds). **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção**. Belo Horizonte: Biodiversitas, 2005, 278 p.
- ROWE, D. C.; PIERCE, C. L.; WILTON, T. F. Physical habitat and fish assemblage relationships with landscape variables at multiple spatial scales in wadeable Iowa streams. North American. **Journal of Fisheries Management**, v. 29, p. 1333–1351, 2009.
- SABINO, J.; ZUANON, J. A stream fish assemblage in Central Amazonia: distribution, activity patterns and feeding behavior. **Ichthyological Exploration of Freshwaters**, v. 8, n. 3, p. 201–210, 1998.
- SANTOS, G. M.; FERREIRA, E. J. G. Peixes da bacia amazônica. In: LOWE-MCCONNELL, R. **Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais**. São Paulo: Edusp, p. 345–373, 1999.
- SAZIMA, I.; CARVALHO, L. N.; MENDONÇA, F. P.; ZUANON, J. Fallen leaves on the water-bed: diurnal camouflage of three night active fish species in an Amazonian streamlet. **Neotropical Ichthyology**, v. 4, p. 119–122, 2006.
- SCHLOSSER, I. J. Fish community structure and function along two habitat gradients in a headwater stream. **Ecological Monographs**, v. 52, p. 395–414, 1982.
- SEABRA, L. B.; BENONE, N. L.; MONTAG, L. F. A. Assessing the effects of multiple land uses on the functional beta diversity of stream fishes in the Amazon region. **Hydrobiologia**, v. 849, p. 4515–4527, 2021.
- SHAO, X.; FANG, Y.; JAWITZ, J. W.; YAN, J.; CUI, B. River network connectivity and fish diversity. **Sci Total Environ**, v. 689, p. 21–30, 2019.
- SILVA, C. P. D. Community structure of fish in urban and natural streams in the Central Amazon. **Amazoniana**, v. 13, n. 3/4, p. 221–236, 1995.
- SILVA, P.; HERNÁNDEZ, M. Local and Regional Effects on Community Structure of Dung Beetles in a Mainland-Island Scenario. **PLOS ONE**, v. 9, n. 10, e111883, 2014.

- SILVA, C. A.; GUERRISI, G.; DEL FRATE, F.; SANO, E. E. Near-real time deforestation detection in the Brazilian Amazon with Sentinel-1 and neural networks. **European Journal of Remote Sensing**, v. 55, n. 1, p. 29–149, 2022a.
- SILVA, V. C. S.; VIEIRA, I. C. G.; GALBRAITH, D.; POTAPOV, P.; RIVERO, S. L. M.; LIMA, A. M. M.; PIMENTEL, M. A. S.; ADAMI, M. Marked non-compliance with deforestation embargoes in the Brazilian Amazon. **Environmental Research Letters**, v. 17, 054033, 2022b.
- SILVA-OLIVEIRA, C.; CANTO, A. L. C.; RIBEIRO, R. F. V. *Bryconops munduruku* (Characiformes: Characidae), a new species of fish from the lower Tapajós River basin, Brazil. **Zootaxa**, v. 3994, n. 1, p. 133–141, 2015.
- SILVA-OLIVEIRA, C.; CANTO, A. L. C.; RIBEIRO, R. F. V. Stream ichthyofauna of the Tapajós National Forest, Pará, Brazil. **ZooKeys**, v. 580, p. 125–144, 2016.
- SLEEN, P. VAN; ALBERTS, J. S. **Field Guide to the Fishes of the Amazon, Orinoco, and Guianas**. Princeton University Press, 2017, 464 p.
- SOCOLAR, J. B.; GILROY, J. J.; KUNIN, W. E.; EDWARDS, D. P. How should beta-diversity inform biodiversity conservation? **Trends in Ecology & Evolution**, v. 31, n. 1, 67–80, 2016.
- SOULÉ, M. E.; TERBORGH, J. The policy and science of regional conservation. *In*: SOULÉ, M.E.; TERBORGH, J. (eds.). **Continental Conservation: scientific foundations of regional reserve networks**. Island Press, p.1–17, 1999.
- SOUZA, C. A.; BEISNER, B. E.; VELHO, L. F. M.; CARVALHO, P.; PINEDA, A.; VIEIRA, L. C. G. Impoundment, environmental variables and temporal scale predict zooplankton beta diversity patterns in an Amazonian river basin. **Science of The Total Environment**, v. 776, 145948, 2021.
- STEGMANN, L. F.; LEITÃO, R. P.; ZUANON, J.; MAGNUSSON, W. E. Distance to large rivers affects fish diversity patterns in highly dynamic streams of Central Amazonia. **PLoS ONE**, v. 14, n. 10, e0223880, 2019.
- SÚAREZ, Y. R.; PETRERE, M. Environmental factors predicting fish communities structure of two neotropical rivers in Brazil. **Neotrop. Ichthyol**, v. 5, n. 1, p. 61–68, 2007.
- TENCATT, L. F. C.; OHARA, W. M. Two new species of *Corydoras* Lacépède, 1803 (Siluriformes: Callichthyidae) from the rio Madeira basin, Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 14, n. 1, e150063, 2016.
- TOLLEFSON, J. Tropical Trump’ sparks unprecedented crisis for Brazilian science. **Nature**, v. 572, p. 161–162, 2019.
- TOMANOVA, S.; TEDESCO, P. A.; CAMPERO, M.; VAN DAMME, P. A.; MOYA, N.; OBERDORFF, T. Longitudinal and altitudinal changes of macroinvertebrate functional feeding groups in Neotropical streams: A test of the River Continuum Concept. **Fundamental and Applied Limnology**, v.170, p. 233–241, 2007.

- TRAJANO, E. Diversity of Brazilian Troglotic Fishes: Models of Colonization and Differentiation in Subterranean Habitats. *Diversity*, v. 13, n. 106, p. 1–19, 2021.
- TUOMISTO H.; RUOKOLAINEN K.; YLI-HALLA, M. Dispersal, environment, and floristic variation of western amazonian forests. *Science*, v. 299, p. 241–244, 2003.
- VALENTE-NETO, F.; DA SILVA, F. H.; COVICH, A. P.; ROQUE, F. O. Streams dry and ecological uniqueness rise: environmental selection drives aquatic insect patterns in a stream network prone to intermittence. *Hydrobiologia*, v. 847, p. 617–628, 2019.
- VANNOTE, R. L.; MINSHALL, G. W.; CUMMINS, K.W.; SEDELL, J. R.; CUSHING, C. E. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, v. 37, p. 130–137, 1980.
- VIEIRA, F. G.; MATSUZAKI, A. A.; BARROS, B. S. F.; OHARA, W. M. O.; PAIXÃO, A. C.; TORRENTE-VILARA, G.; ZUANON, J.; DORIA, C. R. C. **Catálogo de Peixes da ESEC Cuniã**. Porto Velho- RO: EDUFRO, 2016, 111 p.
- VIEIRA, T. B. *et al.* A multiple hypothesis approach to explain species richness patterns in neotropical stream-dweller fish communities. *PLoS ONE*, v. 13, n. 9, e0204114, 2018.
- VIEIRA, F. G.; MATSUZAKI, A. A.; OHARA, W. M.; TORRENTE-VILARA, G.; DORIA, C. R. C. Composição, riqueza e abundância de peixes em quatro igarapés da Estação Ecológica do Cuniã, Porto Velho-RO. *In*: MORET, A. S.; AZEVEDO, M. S.; BASTOS, W. R. (Eds.). **Meio ambiente e o desenvolvimento regional na Amazônia Ocidental**. - 1. ed. Rio de Janeiro: Letra Capital, p. 1–15, 2020.
- WALKER, R.; MOORE, N. J.; ARIMA, E.; PERZ, S.; SIMMONS, C.; CALDAS, M.; VERGARA, D.; BOHRER, C. Protecting the Amazon with protected areas. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v. 106, n. 26, p. 10582–10586, 2009.
- WICKHAM, H. 2016. ggplot2 v3. 3.3: package for R Statistic. Disponível em: <https://ggplot2.tidyverse.org/>. Acesso em: 01 abr. 2020.
- WHITTAKER, R. H. Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. *Ecological Monographs*, v. 30, p. 280–338, 1960.
- ZARSKE, A. *Hyphessobrycon khardinae* sp. n.- ein neuer Blutsalmler aus Brasilien (Teleostei: Characiformes: Characidae). *Vertebrate Zoology*, v. 58, n. 1, p. 5–13, 2008.
- ZBINDEN, Z. D.; MATTHEWS, W. J. Beta diversity of stream fish assemblages: partitioning variation between spatial and environmental factors. *Freshwater Biology*, v. 62, n. 8, p. 1460–1471, 2017.
- ZHANG, C.; ZHU, R.; SUI, X.; LI, X.; CHEN, Y. Understanding patterns of taxonomic diversity, functional diversity, and ecological drivers of fish fauna in the Mekong River. *Global Ecology and Conservation*, v.28, e01711, 2021.
- ZUANON, J.; BOCKMANN, F.; SAZIMA, I. Remarkable sand-dwelling fish assemblage from central Amazonia, with comments on the evolution of psammophily in South American freshwater fishes. *Neotropical Ichthyology*, v. 4, n. 1, p. 107–118, 2006.

ZUANON, J.; MENDONÇA, F. P.; ESPÍRITO-SANTO, H. M. V.; DIAS, M. S.; GALUCH, A. V.; AKAMA, A. **Guia de Peixes da Reserva Ducke - Amazônia Central**. Manaus: Editora Inpa, 2015, 155 p.

APÊNDICES A – Tabelas

Tabela 1 — Variáveis utilizadas como preditores espaciais na explicação da diversidade beta e seus componentes em três Unidades de Conservação da Amazônia Sul Ocidental. Autovalor - Distância valor ortogonal obtido pela função de Mapa de Autovalores de Moran (MEM). Bacia e fluxo da paisagem: variáveis categóricas. i) “bacia”: “1” para Roosevelt, “2” para interflúvio Madeira-Purus e “3” para Machado. PNCA: Parque Nacional dos Campos Amazônicos; MAPIN: Parque Nacional do Mapinguari; e RB_JARU: Reserva Biológica do Jaru.

PONTO	Autovalor Distância	Bacia
PNCA1	-0,9584672	1
PNCA2	-0,954503709	1
PNCA3	-0,958462069	1
PNCA4	-0,958468338	1
PNCA5	-0,956393183	1
PNCA6	-0,957960383	1
MAPIN1	1,045213374	2
MAPIN2	1,043527427	2
MAPIN3	1,044802756	2
MAPIN4	1,045142285	2
MAPIN5	1,043044964	2
MAPIN6	1,043497519	2
RB_JARU1	-0,956663609	3
RB_JARU2	-0,956506999	3
RB_JARU3	-0,957743521	3
RB_JARU4	-0,958023967	3
RB_JARU5	-0,957354508	3
RB_JARU6	-0,958572355	3

Tabela 2 — Lista das espécies e respectivas abundâncias das ictiofaunas de igarapés de terra firme encontrados em 18 pontos amostrais distribuídos entre três Unidades de Conservação da Amazônia Sul Ocidental. PNCA: Parque Nacional dos Campos Amazônicos; MAPIN: Parque Nacional do Matinguari; e RBJARU: Reserva Biológica do Jaru.

TÁXON	PNCA	MAPIN	RBJARU	Indivíduos
BELONIFORMES				
Belonidae				
<i>Potamorrhaphis guianensis</i> (Jardine 1843)			3	3
CHARACIFORMES				
Acestrorhynchidae				
<i>Acestrorhynchus falcatus</i> (Bloch, 1794)	1	1	2	4
<i>Gnathocharax steindachneri</i> Fowler, 1913	49	32		81
Anostomidae				
<i>Leporinus friderici</i> (Bloch, 1794)		2	4	6
<i>Pseudanos trimaculatus</i> (Kner, 1858)		1		1
Bryconidae				
<i>Brycon falcatus</i> Müller & Troschel, 1844	2		6	8
Characidae				
<i>Amazonspinther dalmata</i> Bührnheim, Carvalho, Malabarba & Weitzman, 2008		30		30
<i>Axelrodia lindeae</i> Géry, 1973		26		26
<i>Axelrodia stigmatias</i> (Fowler, 1913)	7	38	1	46
<i>Bario steindachneri</i> (Eigenmann, 1893)		4	9	13
<i>Bryconella pallidifrons</i> (Fowler, 1946)	331	261	1	593
<i>Charax macrolepis</i> (Kner, 1858)		5		5
<i>Charax pauciradiatus</i> (Günther, 1864)		1		1
<i>Chrysobrycon hesperus</i> (Böhlke, 1958)		21		21
<i>Creagrutus anary</i> Fowler 1913			80	80
<i>Hemigrammus analis</i> Durbin, 1909			12	12
<i>Hemigrammus cf. bellottii</i> (Steindachner, 1882)	107	2650	358	3115
<i>Hemigrammus cf. geisleri</i> Zarske & Géry, 2007		28		28

Continuação da Tabela 2

TÁXON	PNCA	MAPIN	RBJARU	Indivíduos
<i>Hemigrammus machadoi</i> Ota, Lima & Pavanelli, 2014	2			2
<i>Hemigrammus melanochrous</i> Fowler, 1913		93		93
<i>Hemigrammus ocellifer</i> (Steindachner, 1882)	136	283	12	431
<i>Hemigrammus vorderwinkleri</i> Géry, 1963	1			1
<i>Hyphessobrycon agulha</i> (Fowler, 1913)	144	1067	775	1986
<i>Hyphessobrycon bentosi</i> Durbin, 1908		409		409
<i>Hyphessobrycon ericae</i> (Moreira & Lima, 2017)	435			435
<i>Hyphessobrycon khardinae</i> Zarske, 2008		60		60
<i>Hyphessobrycon melazonatus</i> Durbin, 1908	986	200	505	1691
<i>Hyphessobrycon minimus</i> Durbin, 1909		13		13
<i>Knodus</i> cf. <i>hypopterus</i> (Fowler, 1943)		51		51
<i>Knodus</i> sp. "3 erythropterus"	48		49	97
<i>Jupiaba</i> cf. <i>apenima</i> Zanata, 1997			2	2
<i>Jupiaba anteroides</i> (Géry 1965)			3	3
<i>Jupiaba poranga</i> Zanata 1997			3	3
<i>Microschemobrycon geisleri</i> Géry, 1973		34		34
<i>Moenkhausia collettii</i> (Steindachner, 1882)		14	2	16
<i>Moenkhausia comma</i> Eigenmann, 1908	4	6	2	12
<i>Moenkhausia cotinho</i> Eigenmann, 1908		72		72
<i>Moenkhausia</i> aff. <i>lepidura</i> (Kner, 1858)		3		3
<i>Moenkhausia melogramma</i> Eigenmann, 1908		156	1	157
<i>Moenkhausia mikia</i> Marinho & Langeani, 2010	1	50	17	68
<i>Moenkhausia oligolepis</i> (Günther, 1864)	47	25		72
<i>Phenacogaster</i> cf. <i>beni</i> Eigenmann, 1911	17	108		125
<i>Phenacogaster</i> cf. <i>pectinatus</i> (Cope, 1870)		8		8
<i>Phenacogaster</i> cf. <i>retropinnus</i> Lucena & Malabarba 2010			19	19

 Continuação da Tabela 2

TÁXON	PNCA	MAPIN	RBJARU	Indivíduos
<i>Trochilocharax ornatus</i> Zarske, 2010		24		24
<i>Tyttobrycon</i> cf. <i>marajoara</i> Marinho, Bastos & Menezes, 2013		836		836
<i>Tyttobrycon</i> sp. "mappinguari"		3		3
<i>Tytocharax madeirae</i> Fowler 1913		433	28	461
Crenuchidae				
<i>Ammocryptocharax elegans</i> Weitzman & Kanazawa, 1976		22		22
<i>Characidium</i> aff. <i>etheostoma</i> Cope, 1872	8		22	30
<i>Characidium</i> cf. <i>pellucidum</i> Eigenmann, 1909		5		5
<i>Characidium</i> aff. <i>pteroides</i> Eigenmann, 1909		77		77
<i>Characidium</i> aff. <i>zebra</i> Eigenmann, 1909	1		2	3
<i>Characidium</i> sp. "mancha pedúnculo"		67		67
<i>Crenuchus spilurus</i> Günther, 1863		31		31
<i>Elachocharax junki</i> (Géry, 1971)	59			59
<i>Elachocharax pulcher</i> Myers, 1927		15	193	208
<i>Melanocharacidium</i> cf. <i>dispilomma</i> Buckup 1993	27	1	18	46
<i>Microcharacidium eleotrioides</i> (Géry, 1960)	31	14	5	50
<i>Microcharacidium</i> sp. "tracejado"	115	108	88	311
Curimatidae				
<i>Curimatopsis macrolepis</i> (Steindachner, 1876)	1			1
<i>Cyphocharax spiluroopsis</i> (Eigenmann & Eigenmann, 1889)		14		14
Erythrinidae				
<i>Erythrinus erythrinus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	25	6	52	83
<i>Hoplerythrinus unitaeniatus</i> (Spix & Agassiz 1829)	1		1	2
<i>Hoplías</i> aff. <i>malabaricus</i> (Bloch, 1794)	37	10	7	54
Gasteropelecidae				
<i>Carnegiella strigata</i> (Günther, 1864)	282	115	28	425

 Continuação da Tabela 2

TÁXON	PNCA	MAPIN	RBJARU	Indivíduos
Iguanodectidae				
<i>Bryconops cf. caudomaculatus</i> (Günther, 1864)		3	1	4
<i>Bryconops cf. giacopinii</i> (Fernández-Yépez, 1950)		1	1	2
<i>Bryconops inpai</i> Knöppel, Junk & Géry, 1968		10		10
<i>Bryconops</i> sp. "caudomaculatus amarelo"	2			2
<i>Iguanodectes geisleri</i> Géry, 1970	1	12		13
<i>Iguanodectes purusi</i> (Steindachner, 1908)	3			3
Lebiasinidae				
<i>Copella callolepis</i> (Regan, 1912)	245	165		410
<i>Nannostomus eques</i> Steindachner, 1876	1			1
<i>Nannostomus marginatus</i> Eigenmann, 1909		62		62
<i>Pyrrhulina cf. brevis</i> (Steindachner, 1876)	224	30		254
<i>Pyrrhulina</i> sp. n "unitaeniata"			147	147
<i>Pyrrhulina</i> sp. "auzig"		33		33
Serrasalminidae				
<i>Myloplus asterias</i> (Müller & Troschel, 1844)	3			3
CICHLIFORMES				
Cichlidae				
<i>Acaronia nassa</i> (Heckel, 1840)		1		1
<i>Aequidens tetramerus</i> (Heckel, 1840)	23	6	7	36
<i>Apistogramma agassizii</i> (Steindachner, 1875)		8		8
<i>Apistogramma cf. pulchra</i> Kullander, 1980	687	98		785
<i>Apistogramma resticulosa</i> Kullander, 1980	44	74	207	325
<i>Crenicara punctulatum</i> (Günther, 1863)			1	1
<i>Crenicichla cf. inpa</i> Ploeg, 1991	10	2		12
<i>Crenicichla regani</i> Ploeg 1989		2	2	4

 Continuação da Tabela 2

TÁXON	PNCA	MAPIN	RBJARU	Indivíduos
<i>Crenicichla santosi</i> Ploeg 1991			3	3
<i>Crenicichla strigata</i> Günther, 1862	1			1
<i>Heros spurius</i> Heckel, 1840		1		1
<i>Satanoperca jurupari</i> (Heckel, 1840)		4		4
CYPRINODONTIFORMES				
Cynolebiidae				
<i>Anablepsoides luitalimae</i> Nielsen, 2016	4	17	27	48
GYMNOTIFORMES				
Gymnotidae				
<i>Electrophorus electricus</i> (Linnaeus, 1766)		1		1
<i>Gymnotus carapo</i> Linnaeus, 1758	25	1	2	28
<i>Gymnotus coatesi</i> La Monte, 1935		6		6
<i>Gymnotus coropinae</i> (Hoedeman, 1962)	12	69	39	120
Hypopomidae				
<i>Brachyhypopomus arrayae</i> Crampton, Santana, Wadell & Lovejoy, 2016		1		1
<i>Brachyhypopomus batesi</i> (Crampton et al., 2016)	47	11		58
<i>Brachyhypopomus beebei</i> (Schultz, 1944)	41	8	1	50
<i>Brachyhypopomus brevirostris</i> (Steindachner, 1868)	5	2		7
<i>Brachyhypopomus sullivanii</i> (Crampton et al., 2016)	3	35	4	42
<i>Brachyhypopomus</i> sp. "3"	1	1		2
<i>Brachyhypopomus walteri</i> (Sullivan, Zuanon & Cox Fernandes, 2013)		2		2
<i>Hypopygus lepturus</i> (Hoedeman, 1962)	356	228	30	614
<i>Microsternarchus bilineatus</i> Fernández-Yépez, 1968	25	16		41
<i>Steatogenys duidae</i> (La Monte, 1929)	7	7		14
Rhamphichthyidae				
<i>Gymnorhamphichthys rondoni</i> (Miranda Ribeiro, 1920)	67	116	129	312

 Continuação da Tabela 2

TÁXON	PNCA	MAPIN	RBJARU	Indivíduos
Sternopygidae				
<i>Eigenmannia limbata</i> (Schreiner & Miranda Ribeiro 1903)	1			1
<i>Eigenmannia macrops</i> (Boulenger, 1897)		16		16
<i>Eigenmannia</i> cf. <i>trilineata</i> López & Castello, 1966		4	5	9
<i>Eigenmannia</i> sp. "C"	7	36	1	44
<i>Sternopygus macrurus</i> (Bloch & Schneider, 1801)		1	3	4
SILURIFORMES				
Aspredinidae				
<i>Bunocephalus aleuropsis</i> Cope, 1870		2		2
<i>Bunocephalus coracoideus</i> (Cope 1874)			5	5
<i>Bunocephalus verrucosus</i> (Walbaum, 1792)	15			15
Auchenipteridae				
<i>Centromochlus altae</i> Fowler, 1945		1		1
<i>Tatia aulopygia</i> (Kner 1858)			1	1
<i>Tatia</i> cf. <i>galaxias</i> Mees 1974	2		2	4
<i>Tatia gyrina</i> (Eigenmann & Allen, 1942)		22		22
<i>Tatia intermedia</i> (Steindachner, 1877)		1	1	2
<i>Tetranematichthys quadrifilis</i> (Kner, 1857)	3	1		4
<i>Trachelyopterus porosus</i> (Eigenmann & Eigenmann, 1888)			2	2
Callichthyidae				
<i>Callichthys callichthys</i> (Linnaeus, 1758)			1	1
<i>Corydoras</i> aff. <i>bilineatus</i> Knaack, 2002	55			55
<i>Corydoras narcissus</i> Nijssen & Isbrücker, 1980		7		7
<i>Corydoras</i> cf. <i>trilineatus</i> Cope 1872			9	9
<i>Corydoras urucu</i> Britto, Wosiack & Montag, 2009		2		2
<i>Megalechis picta</i> (Müller & Troschel, 1848)	12		7	19

 Continuação da Tabela 2

TÁXON	PNCA	MAPIN	RBJARU	Indivíduos
Cetopsidae				
<i>Denticetopsis seducta</i> Vari, Ferraris & de Pinna, 2005	1	3	3	7
<i>Helogenes marmoratus</i> (Günther, 1863)	75	54	61	190
Doradidae				
<i>Acanthodoras cataphractus</i> (Linnaeus, 1758)	9			9
<i>Amblydoras affinis</i> Kner, 1855	12			12
<i>Physopyxis lyra</i> Cope, 1871		15		15
Heptapteridae				
<i>Cetopsorhamdia</i> sp. n. 5			26	26
<i>Gladioglanis anacanthus</i> Rocha, Oliveira & Rapp Py-Daniel, 2008	10			10
<i>Gladioglanis conquistador</i> Lundberg, Bornbusch & Mago-Leccia, 1991		104		104
<i>Imparfinis</i> cf. <i>cochabambae</i> (Fowler, 1940)		4	2	6
<i>Mastiglanis asopos</i> Bockmann, 1994	1	10	66	77
<i>Nemuroglanis furcatus</i> Ribeiro, Pedroza & Rapp Py-Daniel, 2011	33		65	98
<i>Nemuroglanis</i> sp. "n. pauciradiatus"		10		10
<i>Phreatobius</i> cf. <i>cisternarum</i> Goeldi, 1905		1		1
<i>Pimelodella boliviana</i> Eigenmann, 1917	2	1		3
<i>Pimelodella howesi</i> Fowler 1940	6	1	20	27
<i>Pimelodella serrata</i> Eigenmann, 1917			1	1
<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard in Freycinet, 1824)	10	2	3	15
Loricariidae				
<i>Ancistrus</i> cf. <i>dubius</i> Eigenmann & Eigenmann, 1889	8	35	4	47
<i>Ancistrus</i> sp. "tigrinus"			5	5
<i>Farlowella amazona</i> (Günther, 1864)	2	8		10
<i>Farlowella oxyryncha</i> (Kner, 1853)		3	1	4
<i>Hemiodontichthys acipenserinus</i> (Kner, 1853)		5		5

Continuação da Tabela 2

TÁXON	PNCA	MAPIN	RBJARU	Indivíduos
<i>Otocinclus mangaba</i> Lehmann, Mayer & Reis, 2010		12		12
<i>Otocinclus mura</i> Schaefer 1997	157	149	140	446
<i>Rineloricaria formosa</i> Isbrücker & Nijssen, 1979	1	5		6
<i>Rineloricaria lanceolata</i> (Günther 1868)	3	3	3	9
Pseudopimelodidae				
<i>Batrochoglanis</i> aff. <i>raninus</i> (Valenciennes, 1840)	2	5	2	9
<i>Microglanis poecilus</i> (Eigenmann, 1912)	346			346
Trychomictoridae				
<i>Ituglanis</i> cf. <i>gracilior</i> (Eigenmann, 1912)	9	33	15	57
<i>Miuroglanis platycephalus</i> Eigenmann & Eigenmann, 1889		5		5
<i>Ochmacanthus reinhardtii</i> (Steindachner, 1882)		6		6
<i>Paracanthopoma</i> sp. "n. 2"	5	17	26	48
<i>Paravandellia</i> sp. "madpur"		1		1
<i>Trichomycterus anhangá</i> Dutra, Wosiacki & de Pinna, 2012	80			80
<i>Trichomycterus</i> sp. "PNCA"	8			8
<i>Tridens</i> sp. "n. 2"		2		2
SYNBRANCHIFORMES				
Synbranchidae				
<i>Synbranchus madeirae</i> Rosen & Rumney 1972			2	2
<i>Synbranchus</i> sp.	10	14	5	29
<i>Synbranchus</i> sp. "karipunas"	2	1		3
TOTAL	5629	9168	3398	18195
RIQUEZA	82	121	78	167

Tabela 3 — Lista das espécies encontradas em exclusividade no presente estudo nos respectivos igarapés de três Unidades de Conservação da Amazônia Sul Ocidental.

PARQUE NACIONAL DOS CAMPOS AMAZÔNICOS	PNCA1	PNCA2	PNCA3	PNCA4	PNCA5	PNCA6
CHARACIFORMES						
Characidae						
<i>Hemigrammus machadoi</i> Ota, Lima & Pavanelli, 2014	0	0	0	0	2	0
<i>Hemigrammus vorderwinkleri</i> Géry, 1963	0	0	0	1	0	0
<i>Hyphessobrycon ericae</i> (Moreira & Lima, 2017)	27	0	8	242	135	23
Crenuchidae						
<i>Elachocharax junki</i> (Géry, 1971)	44	0	0	13	0	2
Curimatidae						
<i>Curimatopsis macrolepis</i> (Steindachner, 1876)	0	0	0	0	1	0
Iguanodectidae						
<i>Bryconops</i> sp. "caudomaculatus amarelo"	0	0	2	0	0	0
Lebiasinidae						
<i>Nannostomus eques</i> Steindachner, 1876	1	0	0	0	0	0
Serrasalminidae						
<i>Myloplus asterias</i> (Müller & Troschel, 1844)	3	0	0	0	0	0
CICHLIFORMES						
Cichlidae						
<i>Crenicichla strigata</i> Günther, 1862	0	0	1	0	0	0
GYMNOTIFORMES						
Sternopygidae						
<i>Eigenmannia limbata</i> (Schreiner & Miranda Ribeiro 1903)	1	0	0	0	0	0
SILURIFORMES						
Aspredinidae						
<i>Bunocephalus verrucosus</i> (Walbaum, 1792)	4	0	11	0	0	0
Callichthyidae						

Continuação da Tabela 3

PARQUE NACIONAL DOS CAMPOS AMAZÔNICOS	PNCA1	PNCA2	PNCA3	PNCA4	PNCA5	PNCA6
<i>Corydoras aff. bilineatus</i> Knaack, 2002	0	0	0	0	55	0
Doradidae						
<i>Acanthodoras cataphractus</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	2	0	2	5
<i>Amblydoras affinis</i> Kner, 1855	3	0	0	0	0	9
Heptapteridae						
<i>Gladioglanis anacanthus</i> Rocha, Oliveira & Rapp Py-Daniel, 2008	0	0	0	0	1	9
Pseudopimelodidae						
<i>Microglanis poecilus</i> (Eigenmann, 1912)	3	0	287	0	0	56
Trichomycteridae						
<i>Trichomycterus anhangá</i> Dutra, Wosiacki & de Pinna, 2012	65	0	0	0	0	15
<i>Trichomycterus</i> sp. "PNCA"	0	0	0	0	8	0
PARQUE NACIONAL DO MAPINGUARI	MAP1	MAP2	MAP3	MAP4	MAP5	MAP6
CHARACIFORMES						
Anostomidae						
<i>Pseudanos trimaculatus</i> (Kner, 1858)	0	0	0	0	0	0
Characidae						
<i>Amazonspinther dalmata</i> Bührnheim, Carvalho, Malabarba & Weitzman, 2008	2	14	11	3	0	0
<i>Axelrodia lindeae</i> Géry, 1973	26	0	0	0	0	0
<i>Charax macrolepis</i> (Kner, 1858)	0	0	5	0	0	0
<i>Charax pauciradiatus</i> (Günther, 1864)	0	1	0	0	0	0
<i>Chrysobrycon hesperus</i> (Böhlke, 1958)	2	6	13	0	0	0
<i>Hemigrammus cf. geisleri</i> Zarske & Géry, 2007	11	0	17	0	0	0
<i>Hemigrammus melanochrous</i> Fowler, 1913	29	0	64	0	0	0
<i>Hyphessobrycon bentosi</i> Durbin, 1908	87	60	0	0	0	262
<i>Hyphessobrycon khardinae</i> Zarske, 2008	19	8	32			1

Continuação da Tabela 3

PARQUE NACIONAL DO MAPINGUARI	MAP1	MAP2	MAP3	MAP4	MAP5	MAP6
<i>Hyphessobrycon minimus</i> Durbin, 1909	0	12	0	1	0	0
<i>Knodus</i> cf. <i>hypopterus</i> (Fowler, 1943)	8	0	43	0	0	0
<i>Microchemobrycon geisleri</i> Géry, 1973	21	1	12	0	0	0
<i>Moenkhausia cotinho</i> Eigenmann, 1908	0	0	0	0	0	72
<i>Moenkhausia</i> aff. <i>lepidura</i> (Kner, 1858)	0	0	3	0	0	0
<i>Phenacogaster</i> cf. <i>pectinatus</i> (Cope, 1870)	0	0	0	0	0	8
<i>Trochilocharax ornatus</i> Zarske, 2010	0	24	0	0	0	0
<i>Tyttobrycon</i> cf. <i>marajoara</i> Marinho, Bastos & Menezes, 2013	0	37	0	799	0	0
<i>Tyttobrycon</i> sp. "mappinguari"	3	0	0	0	0	0
Crenuchidae						
<i>Ammocryptocharax elegans</i> Weitzman & Kanazawa, 1976	19	3	0	0	0	0
<i>Characidium</i> cf. <i>pellucidum</i> Eigenmann, 1909	5	0	0	0	0	0
<i>Characidium</i> aff. <i>pteroides</i> Eigenmann, 1909	58	3	0	16	0	0
<i>Characidium</i> sp. "mancha pedúnculo"	6	8	36	17	0	0
<i>Crenuchus spilurus</i> Günther, 1863	0	20	0	11	0	0
Curimatidae						
<i>Cyphocharax spiluroopsis</i> (Eigenmann & Eigenmann, 1889)	0	3	11	0	0	0
Iguanodectidae						
<i>Bryconops inpai</i> Knöppel, Junk & Géry, 1968	0	0	9	1	0	0
Lebiasinidae						
<i>Nannostomus marginatus</i> Eigenmann, 1909	0	39	23	0	0	0
<i>Pyrrhulina</i> sp. "auzig"	0	0	0	33	0	0
CICHLIFORMES						
Cichlidae						
<i>Acaronia nassa</i> (Heckel, 1840)	0	0	0	0	0	1
<i>Apistogramma agassizii</i> (Steindachner, 1875)	0	8	0	0	0	0

Continuação da Tabela 3

PARQUE NACIONAL DO MAPINGUARI	MAP1	MAP2	MAP3	MAP4	MAP5	MAP6
<i>Heros spurius</i> Heckel, 1840	0	0	0	0	0	1
<i>Satanoperca jurupari</i> (Heckel, 1840)	0	0	0	0	0	4
GYMNOTIFORMES						
Gymnotidae						
<i>Electrophorus electricus</i> (Linnaeus, 1766)	0	0	0	1	0	0
<i>Gymnotus coatesi</i> La Monte, 1935	0	2	0	0	4	0
Hypopomidae						
<i>Brachyhypopomus arrayae</i> Crampton, Santana, Wadell & Lovejoy, 2016	0	0	0	1	0	0
<i>Brachyhypopomus walteri</i> (Sullivan, Zuanon & Cox Fernandes, 2013)	0	1	0	0	0	1
Sternopygidae						
<i>Eigenmannia macrops</i> (Boulenger, 1897)	0	0	16	0	0	0
SILURIFORMES						
Aspredinidae						
<i>Bunocephalus aleuropsis</i> Cope, 1870	0	1	0	1	0	0
Auchenipteridae						
<i>Centromochlus altae</i> Fowler, 1945	0	0	1	0	0	0
<i>Tatia gyrina</i> (Eigenmann & Allen, 1942)	0	1	0	0	0	21
Callichthyidae						
<i>Corydoras narcissus</i> Nijssen & Isbrücker, 1980	3	0	4	0	0	0
<i>Corydoras urucu</i> Britto, Wosiack & Montag, 2009	2	0	0	0	0	0
Doradidae						
<i>Physopyxis lyra</i> Cope, 1871	0	0	0	0	0	15
Heptapteridae						
<i>Gladioglanis conquistador</i> Lundberg, Bornbusch & Mago-Leccia, 1991	0	10	8	39	33	14
<i>Nemuroglanis</i> sp. "n. pauciradiatus"	1	0	0	9	0	0
<i>Phreatobius</i> cf. <i>cisternarum</i> Goeldi, 1905	0	0	0	0	1	0

 Continuação da Tabela 3

PARQUE NACIONAL DO MAPINGUARI	MAP1	MAP2	MAP3	MAP4	MAP5	MAP6
Loricariidae						
<i>Hemiodontichthys acipenserinus</i> (Kner, 1853)	0	0	5	0	0	0
<i>Otocinclus mangaba</i> Lehmann, Mayer & Reis, 2010	12	0	0	0	0	0
Trichomycteridae						
<i>Miuroglanis platycephalus</i> Eigenmann & Eigenmann, 1889	4	0	0	1	0	0
<i>Ochmacanthus reinhardtii</i> (Steindachner, 1882)	4	0	0	0	0	2
<i>Paravandellia</i> sp. "madpur"	0	0	1	0	0	0
<i>Tridens</i> sp. "n. 2"	0	0	0	2	0	0
<hr/>						
RESERVA BIOLÓGICA DO JARU	RB1	RB2	RB3	RB4	RB5	RB6
BELONIFORMES						
Belonidae						
<i>Potamorrhaphis guianensis</i> (Jardine 1843)	0	1	0	0	1	1
CHARACIFORMES						
Characidae						
<i>Creagrutus anary</i> Fowler 1913	10	1	4	31	1	33
<i>Hemigrammus analis</i> Durbin, 1909	0	11	0	1	0	0
<i>Jupiaba</i> cf. <i>apenima</i> Zanata, 1997	1	1	0	0	0	0
<i>Jupiaba anteroides</i> (Géry 1965)	0	0	0	1	0	2
<i>Jupiaba poranga</i> Zanata 1997	0	0	0	0	1	2
<i>Phenacogaster</i> cf. <i>retropinnus</i> Lucena & Malabarba 2010	7	1	0	3	0	8
Lebiasinidae						
<i>Pyrrhulina</i> sp. n "unitaeniata"	18	12	27	8	50	32
CICHLIFORMES						
Cichlidae						

 Continuação da Tabela 3

RESERVA BIOLÓGICA DO JARU	RB1	RB2	RB3	RB4	RB5	RB6
<i>Crenicara punctulatum</i> (Günther, 1863)	0	0	0	1	0	0
<i>Crenicichla santosi</i> Ploeg 1991	0	1	2	0	0	0
SILURIFORMES						
Aspredinidae						
<i>Bunocephalus coracoideus</i> (Cope 1874)	0	0	4	1	0	0
Auchenipteridae						
<i>Tatia aulopygia</i> (Kner 1858)	0	0	0	1	0	0
<i>Trachelyopterus porosus</i> (Eigenmann & Eigenmann, 1888)	0	0	0	1	0	1
Callichthyidae						
<i>Callichthys callichthys</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	1	0	0
<i>Corydoras cf. trilineatus</i> Cope 1872	7	0	0	0	2	0
Heptapteridae						
<i>Cetopsorhamdia</i> sp. n. 5	1	5	10	7	3	0
<i>Pimelodella serrata</i> Eigenmann, 1917	1	0	0	0	0	0
Loricariidae						
<i>Ancistrus</i> sp."tigrinus"	5	0	0	0	0	0
SYNBRANCHIFORMES						
Synbranchidae						
<i>Synbranchus madeirae</i> Rosen & Rumney 1972	0	0	0	0	0	2

Tabela 4 — Diferenças na diversidade β (e seus componentes) entre as ictiofaunas de igarapés de terra firme para três Unidades de Conservação na Amazônia Sul Ocidental baseados em dados presença-ausência e de abundância das espécies (ambos família Podani). Diferenças testadas por PERMDISP e “TukeyHSD” *post-hoc* entre as unidades. *diff* se refere a diferença entre a diversidade beta das unidades. Valores estatisticamente significativos ($p < 0.05$) estão em negrito. β -total: diversidade beta; β REP: componente *species replacement/turnover* da diversidade beta; β DIF: componente *richness difference/nestedness* da diversidade beta.

		β REP		β -total		β DIF	
		diff	p-value	diff	p-value	diff	p-value
	MAPIN-PNCA	-0.00	0.88.	0.05	0.43	0.04	0.56
Incidência	REBIO-PNCA	-0.07	0.22	0.06	0.17	-0.01	0.58
	REBIO-MAPIN	-0.06	0.33	0.11	0.05	-0.06	0.45
	MAPIN-PNCA	-0.04	0.69	0.00	0.97	0.01	0.80
Abundância	REBIO-PNCA	-0.12	0.11	0.14	0.04	-0.03	0.34
	REBIO-MAPIN	-0.08	0.39	0.14	0.04	-0.04	0.26

Tabela 5 — Variáveis ambientais registradas em igarapés de terra firme em três Unidades de Conservação da Amazônia Sul Ocidental. PNCA: Parque Nacional dos Campos Amazônicos; MAPIN: Parque Nacional do Mapinguari; e RB_JARU: Reserva Biológica do Jaru.

	Largura Média (m)	Profundidade Média (m)	Argila/Lama (%)	Areia (%)	Tronco (%)	Liteira/Folhas (%)	Seixos/Cascalho (%)	Rocha/Laje (%)	Plantas aquáticas (%)	Raiz (%)	Velocidade Média (m/s)	Vazão média (m³/s)	Abertura dossel (%)	pH (média)	Condutividade (média)	O2 Dissolvido mg/l (média)	Temperatura °C (média)	Altitude (m)
PNCA_1	3,53	0,30	5,71	54,28	8,58	17,15	0	0	0	14,28	0,27	0,28	11,21	5,88	5,74	4,52	22,58	78
PNCA_2	2,14	0,23	28,57	11,43	0	25,72	34,28	0	0	0	0,07	0,03	14,55	7,15	11,5	3,3	23,05	102
PNCA_3	4,29	0,26	34,28	8,59	14,28	42,85	0	0	0	0	0,19	0,18	19,9	6,84	3,64	4,04	22,26	84
PNCA_4	3,43	0,22	20	14,28	8,58	48,56	0	0	0	8,58	0,13	0,09	22,18	5,68	2,6	3,68	22,34	87
PNCA_5	2,6	0,13	0	17,14	5,72	71,42	0	0	0	5,72	0,09	0,03	14,3	5,12	14,9	3,56	23,16	82
PNCA_6	1,79	0,13	22,86	34,28	0	37,14	0	0	0	5,72	0,16	0,03	11,65	6,32	3,7	3,82	22,94	87
RB_JARU1	3,56	0,19	2,87	40	20	22,85	0	5,71	0	8,57	0,21	0,12	22,61	6,5	2	3,72	22,58	132
RB_JARU2	3,12	0,38	14,28	31,42	22,85	20	0	0	0	11,45	0,19	0,21	24,63	5,9	2,65	3,32	22,6	129
RB_JARU3	2,94	0,26	17,14	40	17,14	14,28	0	0	0	11,44	0,28	0,21	9,762	5,92	2,38	3,26	23,3	124
RB_JARU4	3,25	0,36	8,57	28,57	11,43	31,42	5,73	0	0	14,28	0,29	0,33	9,7075	5,76	1,73	3,04	23,16	137
RB_JARU5	3,06	0,24	14,29	11,43	11,42	40	8,57	0	0	14,29	0,24	0,16	14,73	5,62	3,49	3,16	24,14	137
RB_JARU6	2,16	0,17	14,29	20	2,86	40	8,57	2,86	0	11,42	0,31	0,11	10,9611	6,34	4,46	3,14	23,4	130
MAPIN_1	4,53	0,40	11,42	28,57	8,58	48,57	0	0	0	2,86	0,16	0,28	14,4	6,1	13,51	3,06	23,8	86
MAPIN_2	4,94	0,21	34,28	0	17,15	37,14	11,43	0	0	0	0,16	0,14	22,64	6,28	18,69	5,54	24,52	87
MAPIN_3	3,8	0,33	34,28	0	8,58	57,14	0	0	0	0	0,83	0,05	14,89	6,72	29,74	2,14	23,86	94
MAPIN_4	3,76	0,17	11,42	5,72	8,57	42,85	20	8,58	2,86	0	0,12	0,08	22,22	6,56	16,29	2,62	23,98	89
MAPIN_5	1,514	0,13	40	0	8,58	48,57	0	0	0	2,85	0,08	0,02	18,75	5,76	14	3	23,92	82
MAPIN_6	3,44	0,22	14,28	0	8,58	74,28	0	0	2,86	0	0,10	0,06	20,97	5,54	8	3,14	23,84	71

Tabela 6 — Variáveis espaciais e ambientais selecionadas pelo método de *forward selection* em função da diversidade beta (β -total) e seus componentes (β REP e β DIF), utilizando dados de presença/ausência (dissimilaridade de Sorensen) e de abundância (dissimilaridade de Bray-Curtis). Valores significativos ($p < 0.05$) são aprensetados em negrito. β REP: componente *replacement/turnover* da diversidade beta; β DIF: componente *richness difference/nestedness* da diversidade beta.

Dados presença/ausência (p/a)						
	β-total		βREP		βDIF	
	<i>R2</i>	<i>p</i>	<i>R2</i>	<i>p</i>	<i>R2</i>	<i>p</i>
Ambientais						
Altitude	0.20669	<0.001	0.3266	<0.001	-	-
Condutividade	0.0804	0.002	-	-	-	-
Raiz	-	-	0.09419	0.003	-	-
pH	-	-	0.0929	0.008	-	-
Espaciais						
Bacia	0.3215	0.02	0.40132	<0.001	-	-
Distância	0.1398	>0.05	0.06552	0.03	-	-
Dados de abundância						
	β-total		βREP		βDIF	
	<i>R2</i>	<i>p</i>	<i>R2</i>	<i>p</i>	<i>R2</i>	<i>p</i>
Ambientais						
Altitude	0,1805	<0,001	0,2004	0,0002	-	-
Temperatura	0,1151	0,003	0,1254	0,004	-	-
Condutividade	-	-	-	-	0,16528	0,007
Raiz	0,041	0,036				
Areia	-	-	-	-	0,51458	<0,001
Seixo	0,056	0,0145	0,0659	0,025	0,07	0,01
Espaciais						
Bacia	0,3743	<0,001	0,4095	<0,001	-	-
Distância	0,0335	0,04	-	-	-	-

APÊNDICES B – Figuras

Figura 1 — Gráfico. PCoA's derivadas das matrizes de diversidade β -REP (*replacement/turnover*), calculadas para as ictiofaunas de igarapés de três Unidades de Conservação na Amazônia Sul Ocidental. **A)** PCoA da matriz de dissimilaridade β -REP baseada na presença-ausência (Sorensen) de espécies da ictiofauna dos igarapés estudados. **B)** PCoA da matriz de dissimilaridade β -REP baseada na abundância (Bray-Curtis) da ictiofauna dos igarapés estudados ($p=0.001$ por PERMANOVA). P: Parque Nacional dos Campos Amazônicos - polígono verde; J: Reserva Biológica do Jaru - polígono lilás; M: Parque Nacional do Mapinguari - polígono vermelho.

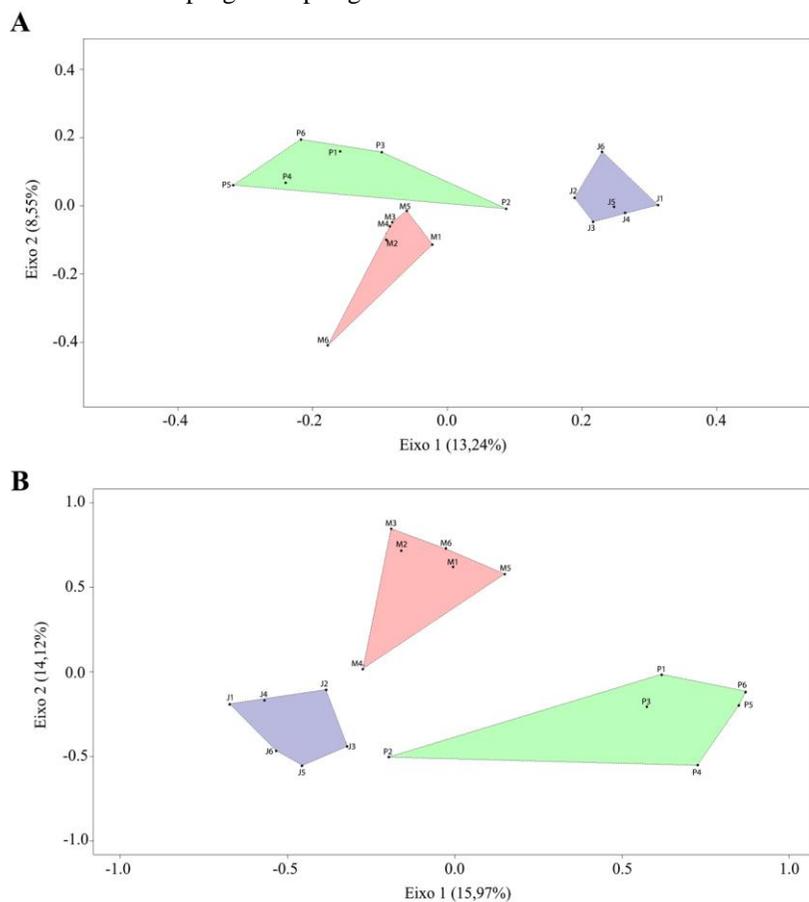


Figura 2 — Gráfico. PCoA's derivadas das matrizes de diversidade β -DIF (*richness difference/nestedness*), calculadas para as ictiofaunas de igarapés de três Unidades de Conservação na Amazônia Sul Ocidental. **A)** PCoA da matriz de dissimilaridade β -DIF baseada na presença-ausência (Sorensen) de espécies da ictiofauna dos igarapés estudados. **B)** PCoA da matriz de dissimilaridade β -DIF baseada na abundância (Bray-Curtis) da ictiofauna dos igarapés estudados ($p=0.288$ por PERMANOVA). P: Parque Nacional dos Campos Amazônicos - polígono verde; J: Reserva Biológica do Jaru - polígono lilás; e M: Parque Nacional do Mapinguari - polígono vermelho.

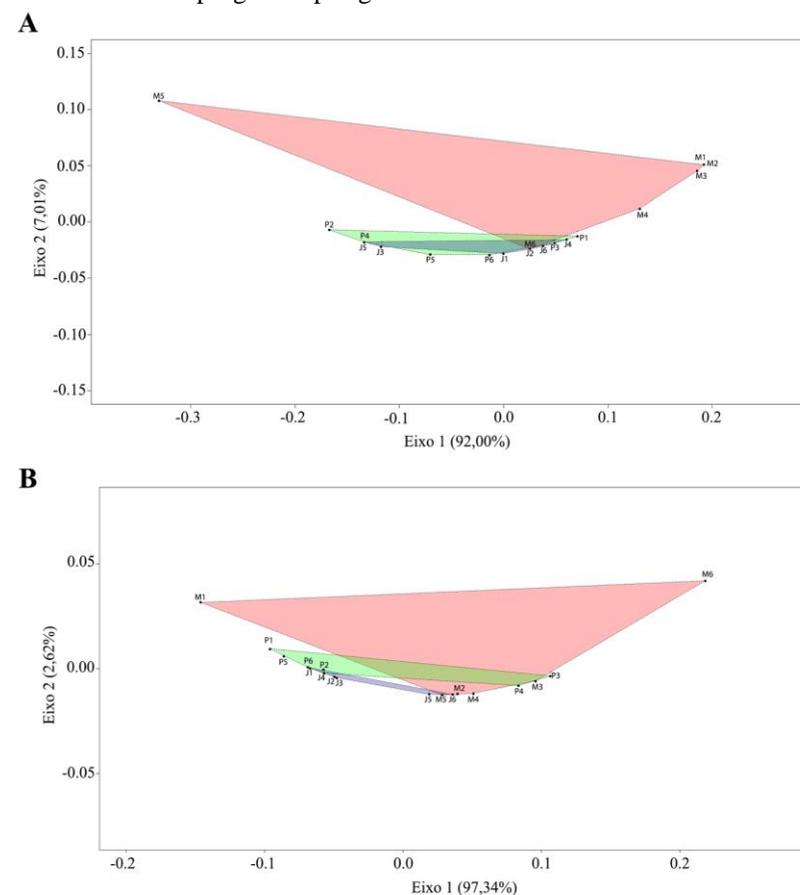


Figura 3 — Valores de LCBD calculados a partir da diversidade β e seus componentes decompostos para as ictiofaunas de igarapés de três Unidades de Conservação da Amazônia Sul Ocidental. Os valores de LCBD estão plotados com a abundância dos respectivos igarapés. A) β total (p/a: presença/ausência), B) β *species replacement* (p/a); C) β *richness difference* (p/a); D) β total (abundância); E) β *species replacement* (abundância); e F) *richness difference* (abundância). CA: Parque Nacional dos Campos Amazônicos; MAP: Parque Nacional do Mapinguari; e RB: Reserva Biológica do Jaru.

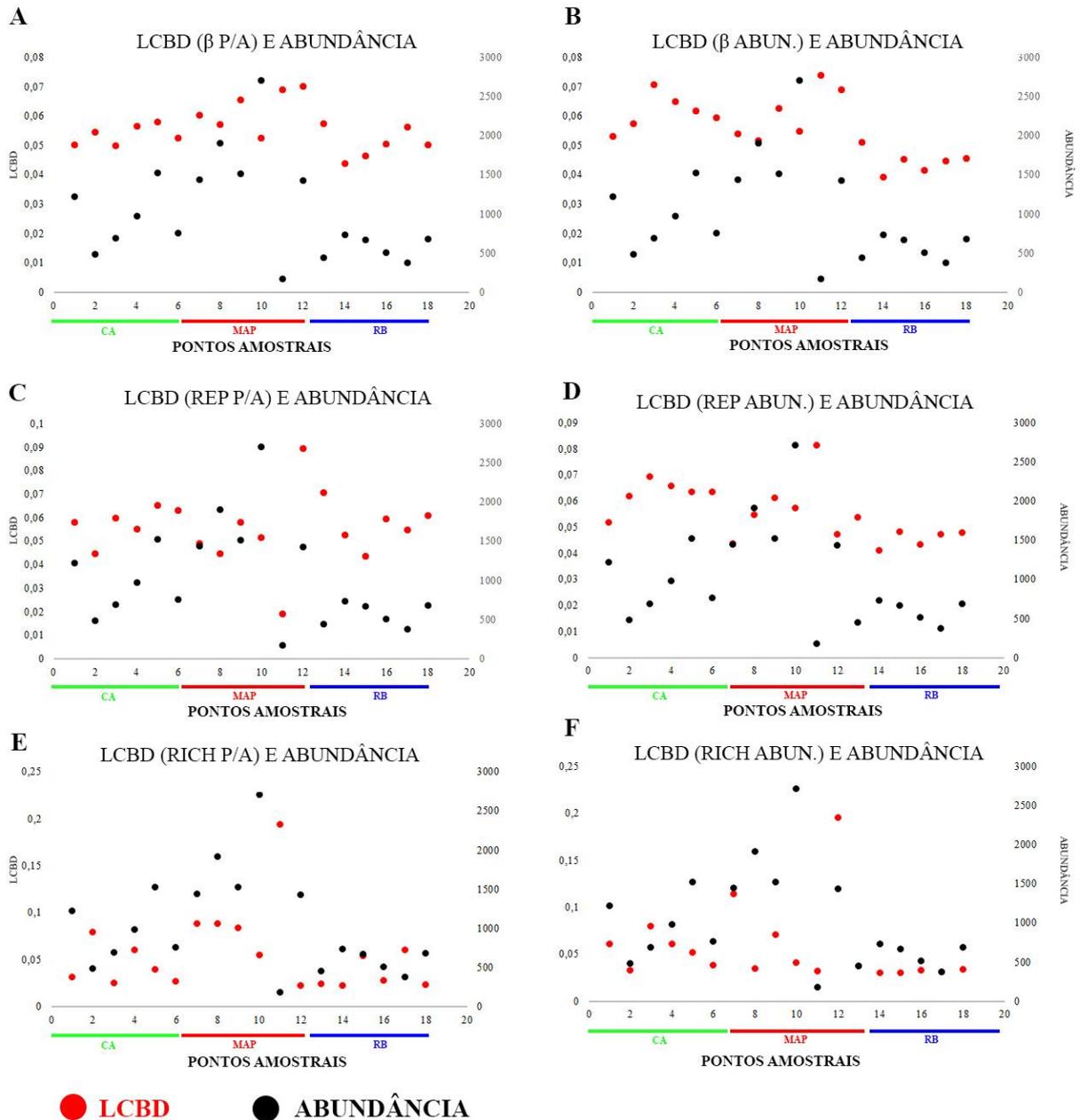


Figura 4 — Drenagem e distribuição da Contribuição Local para a Diversidade Beta (LCBD) baseado no componente *species replacement/turnover* da diversidade β , calculado pela abundância (Bray-Curtis), para as ictiofaunas de igarapés de terra firme em quatro Unidades de Conservação na Amazônia Sul Ocidental. A) Parque Nacional do Mapinguari (MP); B) Reserva Biológica do Jaru (RB); C) Parque Nacional dos Campos Amazônicos (CA).

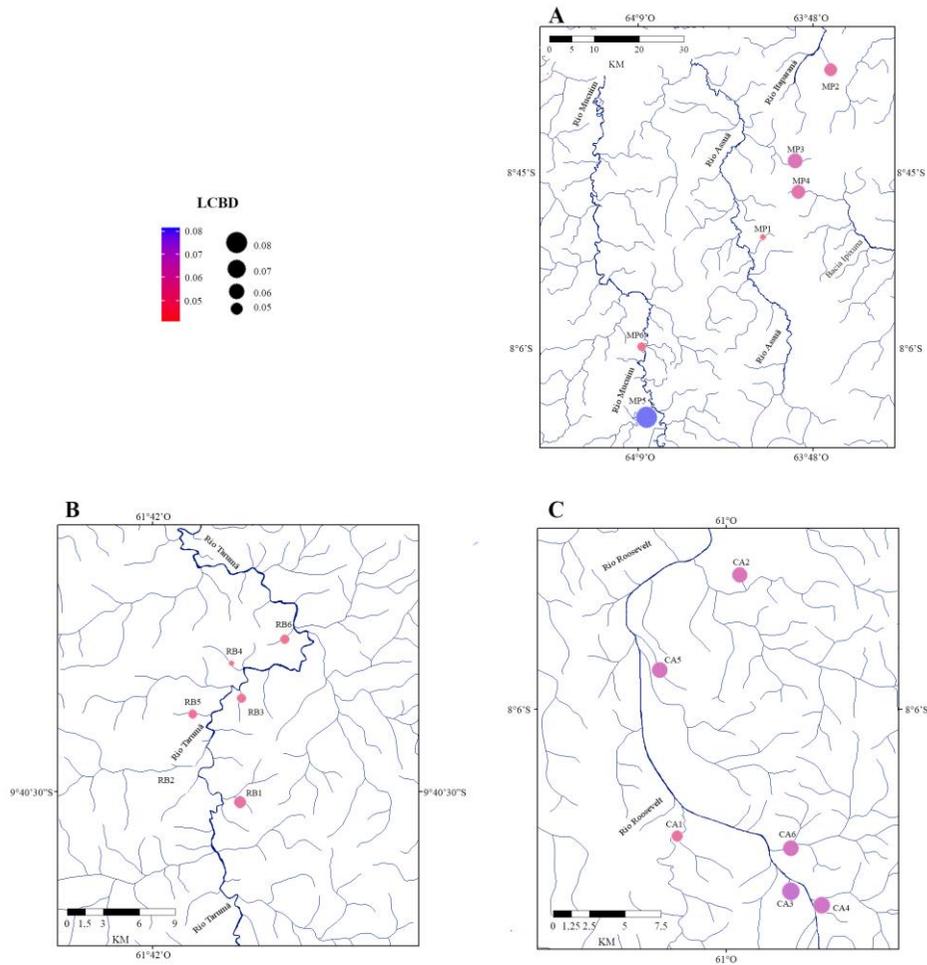


Figura 5 — Drenagem e distribuição da Contribuição Local para a Diversidade Beta (LCBD) baseado na diversidade β , calculada por dados de presença/ausência (Sorensen), para as ictiofaunas de igarapés de terra firme em três Unidades de Conservação na Amazônia Sul Ocidental. A) Parque Nacional do Mapinguari (MP); B) Reserva Biológica do Jaru (RB); e C) Parque Nacional dos Campos Amazônicos (CA).

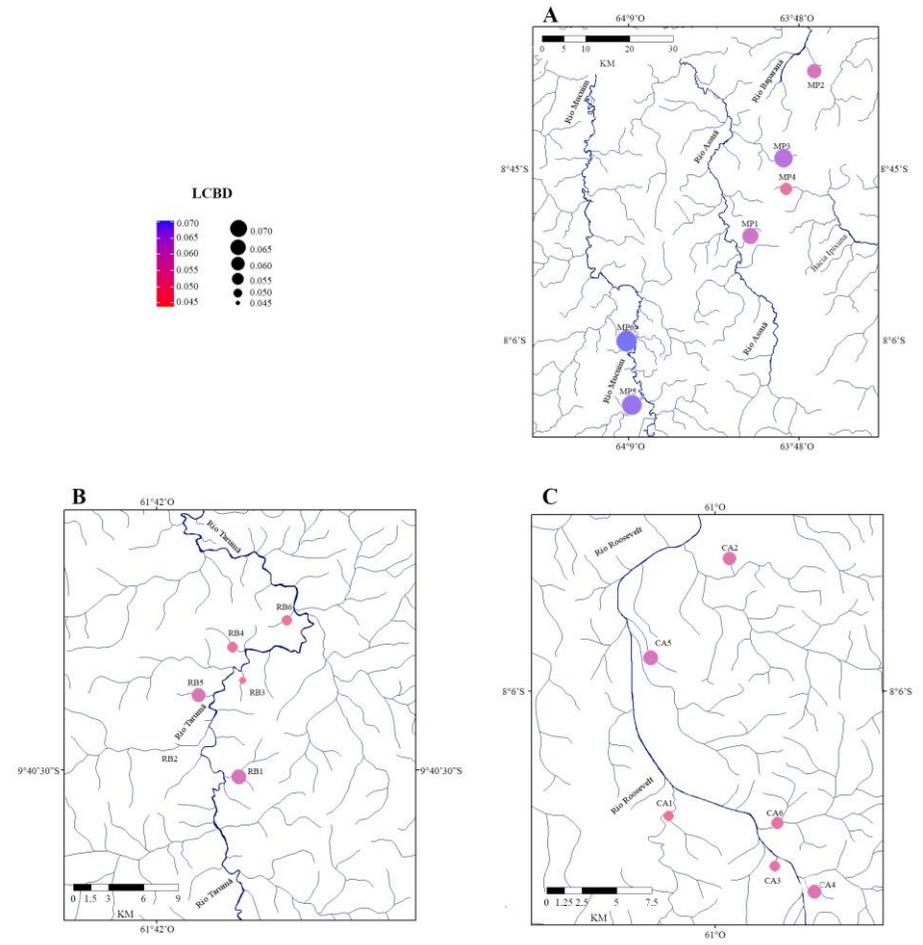


Figura 6 — Drenagem e distribuição da Contribuição Local para a Diversidade Beta (LCBD) diversidade β , calculada por dados de abundância (Bray-Curtis), para as ictiofaunas de igarapés de terra firme em três Unidades de Conservação da Amazônia Sul Ocidental. A) Parque Nacional do Mapinguari (MP); B) Reserva Biológica do Jaru (RB); e C) Parque Nacional dos Campos Amazônicos (CA).

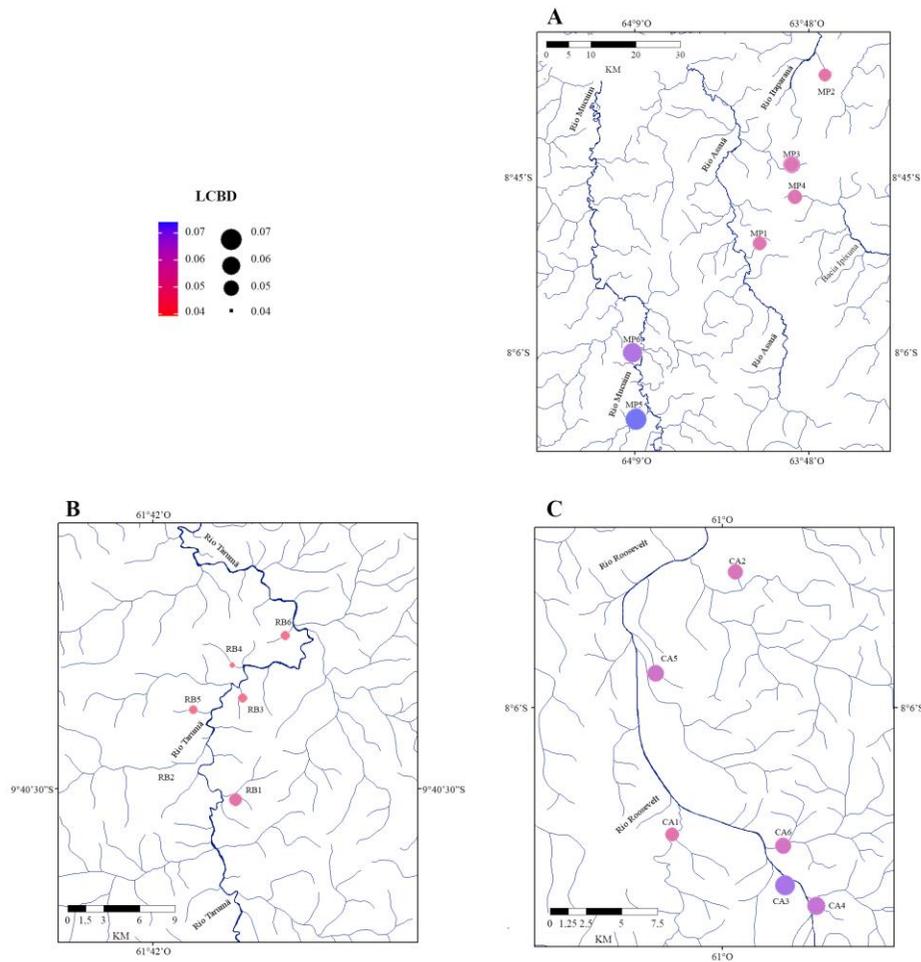


Figura 7 — Drenagem e distribuição da Contribuição Local para a Diversidade Beta (LCBD) baseado no componente *richness difference/nestedness* da diversidade β , calculada por dados de presença/ausência (Sorensen), para as ictiofaunas de igarapés de terra-firme em três Unidades de Conservação da Amazônia Sul Ocidental. A) Parque Nacional do Mapinguari (MP); B) Reserva Biológica do Jaru (RB); e C) Parque Nacional dos Campos Amazônicos (CA).

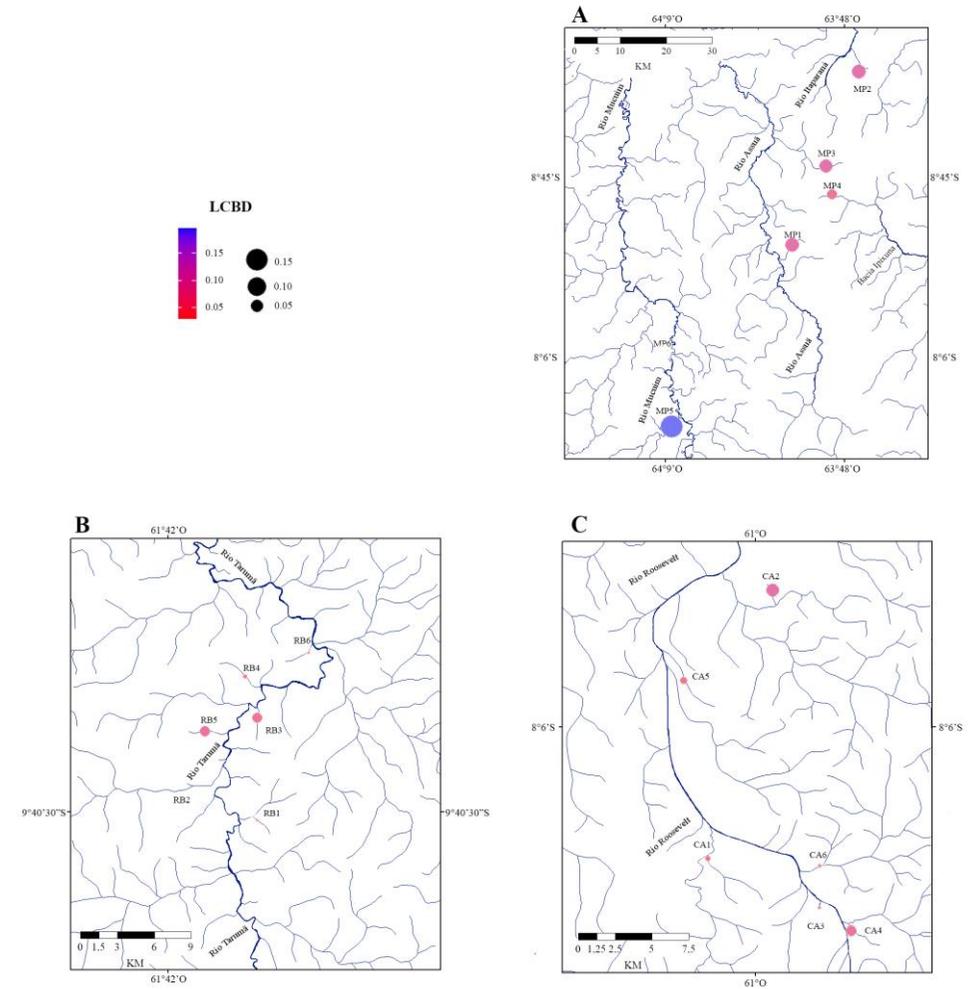


Figura 8 — Drenagem e distribuição da Contribuição Local para a Diversidade Beta (LCBD) baseado no componente *richness difference/nestedness* da diversidade β , calculada por dados de abundância (Bray-Curtis), para as ictiofaunas de igarapés de terra-firme em três Unidades de Conservação na Amazônia Sul Ocidental. A) Parque Nacional do Mapiunguari (MP); B) Reserva Biológica do Jaru (RB); e C) Parque Nacional dos Campos Amazônicos (CA).

