



UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
“JÚLIO DE MESQUITA FILHO”
Câmpus de São José do Rio Preto

Victória Santos da Costa

**A importância do Parque Nacional do Jamanxim, Amazônia Oriental,
para a conservação de peixes de igarapés**

São José do Rio Preto,

2025

Victória Santos da Costa

**A importância do Parque Nacional do Jamanxim, Amazônia
Oriental, para a conservação de peixes de igarapés**

Dissertação apresentada à Universidade
Estadual Paulista (UNESP) - Ibilce, São
José do Rio Preto, para obtenção do título
Mestra em Biodiversidade.

Área de Concentração: Biodiversidade

Orientadora: Profª. Dra. Lilian Casatti

Coorientador: Prof. Dr. Gabriel
Lourenço Brejão

São José do Rio Preto,

2025

D118i

da Costa, Victória

A importância do Parque Nacional do Jamanxim, Amazônia Oriental, para a conservação de peixes de igarapés / Victória da Costa. -- São José do Rio Preto, 2025

59 p.

Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista (UNESP), Instituto de Biociências Letras e Ciências Exatas, São José do Rio Preto

Orientadora: Lilian Casatti

Coorientador: Gabriel Lourenço Brejão

1. Bacia amazônica. 2. Biodiversidade. 3. Conservação. 4. Áreas protegidas. I. Título.

Impacto social

A presente pesquisa traz implicações sociais relevantes ao evidenciar a necessidade de políticas públicas mais inclusivas e eficazes para a conservação da biodiversidade aquática na Amazônia Oriental. Ao demonstrar que a proteção atual conferida pelo Parque Nacional do Jamanxim é importante, porém insuficiente, para preservar toda a diversidade de peixes dos igarapés da região, o estudo aponta para lacunas no planejamento ambiental que podem afetar diretamente comunidades humanas que dependem desses ecossistemas. A diversidade funcional e a presença de espécies exclusivas fora da Unidade de Conservação revelam a urgência de ampliar o escopo da conservação para áreas não protegidas, contribuindo para o manejo sustentável dos recursos pesqueiros e a segurança alimentar de populações locais. Assim, os resultados desta pesquisa podem subsidiar decisões mais equitativas na formulação de políticas ambientais, promovendo justiça socioambiental e valorizando o conhecimento ecológico essencial para a manutenção da qualidade de vida em territórios amazônicos.

Victória Santos da Costa

**A importância do Parque Nacional do Jamanxim, Amazônia Oriental,
para a conservação de peixes de igarapés**

Dissertação apresentada à Universidade Estadual Paulista (UNESP) - IBILCE, São José do Rio Preto, para obtenção do título de Mestra em Biodiversidade.

Data da defesa: 15/04/2025

Banca examinadora:

Orientadora: Profa. Dra. Lilian Casatti Departamento de Ciências Biológicas

Instituição: Universidade Estadual Paulista – UNESP/São José do Rio Preto, SP

1. Titular: Profa. Dra. Jaqueline de Oliveira Zeni Departamento de Biociências

Instituição: Universidade do Estado de Minas Gerais – UEMG/Passos, MG

2. Titular: Profa. Dra. Renata Guimarães Frederico

Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, Centro de Ciências de Chapadinha

Instituição: Universidade Federal do Maranhão, UFMA/Chapadinha, MA

3. Suplente: Profa. Dra. Natalie Olifiers

Departamento de Ciências Biológicas

Instituição: Universidade Estadual Paulista – UNESP/São José do Rio Preto, SP

4. Suplente: Prof. Dr. Igor de Paiva Ramos

Departamento de Zoologia e Zootecnia

Instituição: Universidade Estadual Paulista – UNESP/Ilha Solteira, SP

AGRADECIMENTOS

Agradeço a todas as pessoas que me auxiliaram a concluir essa etapa da minha vida, meus companheiros de laboratório, que tornam a rotina mais leve; aos meus orientadores, Lilian e Gabriel, que são sempre muito queridos e acolhedores com todas as minhas questões; à minha família, meus pais e meu irmão, que sempre me incentivaram e acreditaram no potencial dos meus miolos; às minhas melhores amigas Giovanna e Jéssica que me fazem acreditar todo dia que eu sou inteligente e capaz; e ao meu companheiro de vida, Igor, que me cuida de maneira preciosa e me ensina todos os dias que o amanhã será melhor que hoje. Amo todos vocês.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001. Essa pesquisa está vinculada ao projeto de pesquisa “Padrões de distribuição da biodiversidade aquática no Estado do Pará”, no escopo do Acordo de Cooperação entre a Fundação de Amparo a Estudos e Pesquisas do Estado do Pará (FAPESPA #068/2020 – coordenação Prof. Dr. Leandro Juen) e a Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP #2019/25445-1 – coordenação Profa. Dra. Lilian Casatti).

Resumo

O Brasil possui em seu território biomas notáveis pela sua biodiversidade e endemismo de espécies. Uma das estratégias para conservar a biodiversidade brasileira é a criação de Unidades de Conservação (UCs). Contudo, grande parte do planejamento de UCs é focada na conservação de espécies terrestres, com pouca discussão sobre possíveis estratégias para a proteção das espécies aquáticas. O objetivo desse estudo foi avaliar a importância de uma UC (Parque Nacional do Jamanxim, no Pará, Amazônia Oriental) na conservação da ictiofauna de igarapés. Para isso, amostramos 15 igarapés dentro e 13 fora dessa UC. Obtivemos as variáveis que identificam as diferenças ambientais entre os grupos de igarapés e calculamos índices de diversidade taxonômica e funcional da ictiofauna. Da Análise de Componentes Principais identificamos que há pouca variação ambiental entre os igarapés amostrados dentro e fora da UC. Apesar disso, a diversidade de Shannon-Wiener (H') foi maior nos igarapés dentro da UC. Já para a diversidade funcional, os resultados foram significativamente maiores em igarapés dentro da UC para a riqueza funcional (FRic) e para a diversidade quadrática de Rao (RaoQ). A média dos valores dos atributos ecomorfológicos, ponderada pela abundância das espécies (CWM, Community-Weighted Mean) revelou padrões ecomorfológicos distintos em assembleias de dentro e fora da UC: dentro da UC predominam peixes com maior capacidade de movimentos de progressão e regressão durante a natação (maior CWM referente à proporção da nadadeira anal, típico de Gymnotiformes) e com maior amplitude de abertura bucal (maior CWM referente à altura relativa da cabeça) enquanto que fora da UC predominam peixes nectônicos e bentônicos (maiores CWMs referentes ao índice de depressão e à altura relativa do corpo). Além disso, também foi notável a presença de espécies exclusivas em igarapés situados fora da UC, portanto, essas espécies estão desprotegidas. Concluímos que o Parque Nacional do Jamanxim desempenha um papel importante, mas incompleto, na proteção da ictiofauna da região, pois há espécies raras desprotegidas em seu entorno. Por isso, é necessário um incremento das ações de proteção dos igarapés situados no entorno da UC.

Palavras-chave: áreas protegidas, bacia amazônica, biodiversidade, conservação.

Abstract

Brazil is home to biomes that are remarkable for their biodiversity and species endemism. One of the strategies to conserve Brazilian biodiversity is the creation of Conservation Units (UCs). However, much of the planning for UCs focuses on the conservation of terrestrial species, with little discussion on possible strategies for the protection of aquatic species. The aim of this study was to evaluate the importance of a UC (Jamanxim National Park, in Pará, Eastern Amazon) in the conservation of stream fish fauna. For this, we sampled 15 streams inside and 13 outside this UC. We obtained the variables that identify environmental differences between the stream groups and calculated taxonomic and functional diversity indices for the fish fauna. From the Principal Component Analysis, we identified that there is little environmental variation between the sampled streams inside and outside the UC. Despite this, the Shannon-Wiener diversity (H') was higher in streams within the UC. Regarding functional diversity, the results were significantly higher in streams inside the UC for functional richness (FRic) and Rao's quadratic diversity (RaoQ). The average values of ecomorphological traits, weighted by species abundance (CWM, Community-Weighted Mean), revealed distinct ecomorphological patterns in assemblages inside and outside the UC: inside the UC, fish with a greater capacity for forward and backward swimming movements (higher CWM related to the anal fin proportion, typical of Gymnotiformes) and with a larger mouth opening amplitude (higher CWM related to relative head height) predominated, while outside the UC, nectonic and benthic fish predominated (higher CWMs related to the depression index and relative body height). Additionally, the presence of exclusive species in streams located outside the UC was notable. These species are unprotected. We concluded that the Jamanxim National Park plays an important but incomplete role in protecting the region's fish fauna, as there are rare species in its surroundings that are unprotected. Therefore, it is necessary to increase protection efforts for streams located outside the UC.

Keywords: protected areas, Amazon basin, biodiversity, conservation.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	1
2. OBJETIVOS	5
3. MATERIAL E MÉTODOS	6
3.1 ÁREA DE ESTUDO E SELEÇÃO DOS RIACHOS.....	6
3.2 COLETA DAS VARIÁVEIS AMBIENTAIS E DOS PEIXES	9
3.3 SELEÇÃO DAS VARIÁVEIS AMBIENTAIS	11
3.4 COMPOSIÇÃO DE ESPÉCIES E DIVERSIDADE TAXONÔMICA....	11
3.5 OBTENSÃO DOS ATRIBUTOS ECOMORFOLÓGICOS	12
3.6 DIVERSIDADE FUNCIONAL	14
4. RESULTADOS	15
4.1 VARIÁVEIS AMBIENTAIS	15
4.2 ICTIOFAUNA.....	16
5. DISCUSSÃO	30
6. CONCLUSÃO	38
REFERÊNCIAS	39
ANEXOS	47
ANEXO 1. Vista geral dos riachos amostrados	47
ANEXO 2. Descrição dos atributos ecomorfológicos e suas explicações ecológicas.....	48
ANEXO 3. Média dos atributos ecomorfológicos	50

1. INTRODUÇÃO

No decorrer da história da humanidade, idealizou-se reservar partes especiais da natureza apreciadas pela beleza cênica e por ofertar determinados serviços ecossistêmicos, em resposta às ameaças sobre os biomas ao redor do mundo (Fonseca et al. 2010). Com esse propósito, foi consolidado o conceito de Áreas Protegidas (APs) cujo objetivo é preservar locais não apenas por suas características físicas e bióticas, mas também manter seus complexos processos ecológicos e populações viáveis (Margule & Pressey 2000). Para isso, idealmente o planejamento de APs deve considerar o tamanho e conectividade das áreas alvo com seus limites naturais, principalmente as bacias hidrográficas (Margule & Pressey 2000), visando preservar a complementaridade biológica para manter a dinâmica ecossistêmica local (Frederico et al. 2018).

A temática da conservação é altamente relevante em território brasileiro por aqui estarem situados alguns dos biomas mais biodiversos do mundo (Aleixo et al. 2010). A partir dos anos 2000, quando foi instituído o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (SNUC) pela Lei nº 9.985/2000, foram definidas as normas para a criação, implantação e gestão das Unidades de Conservação (UCs). Segundo o SNUC (2000), as UCs brasileiras se enquadram em duas categorias: (a) unidades de proteção integral intencionadas a preservar a natureza, onde é permitido apenas uso indireto dos recursos naturais, e, portanto, as medidas de manejo são mais restritivas; (b) unidades de uso sustentável, destinadas a conservar áreas onde é possível o uso sustentável dos recursos naturais.

Dentre os diferentes biomas brasileiros, a Amazônia contém a maior proporção de áreas situadas em Unidades de Conservação (ISA 2024). Nessa área estão as maiores florestas tropicais do mundo, com cerca de 77% de sua cobertura vegetal original remanescente (MapBiomas 2024). Apesar da notável diversidade de mosaicos geomorfológicos e vegetacionais presentes nas diferentes UCs, as funções ecossistêmicas desse bioma são altamente dependentes do ciclo hidrológico (Melack & Coe 2021) e, por consequência, da distribuição das águas doces nas diferentes bacias hidrográficas amazônicas. À medida em que as atividades humanas modificam cada vez mais a hidrologia dos ecossistemas aquáticos amazônicos, há uma necessidade crítica de melhorar a compreensão sobre como tais mudanças se manifestam nos ecossistemas aquáticos de toda a bacia (Melack & Coe 2021).

A bacia amazônica nasce na Cordilheira Andina e desagua no Oceano Atlântico. Com extensão superior a sete milhões de quilômetros quadrados, sendo 67.79% em

território brasileiro, abriga a maior biodiversidade de água doce do mundo (Junk et al. 2007). Fatores como seu tamanho, localização equatorial e a história biogeográfica da região são capazes de explicar os padrões contemporâneos de diversidade aquática (Oberdorff et al. 2017). Para os ecossistemas aquáticos em geral, características como a sazonalidade do período de cheias e a influência na vegetação adjacente propiciam ímpar heterogeneidade ambiental interligada diretamente as comunidades animais e vegetais (Ward 1989). Sobretudo, para riachos, as características locais (como sombreamento do canal, retenção de sedimentos e cobertura da vegetação ripária) e regionais (como o uso do solo na microbacia) influenciam nas propriedades físicas dos corpos d'água e, portanto, em seus processos bióticos (Brejão et al. 2021).

A ictiofauna dessa região conta com aproximadamente 2.257 espécies de peixes, das quais 1.248 são endêmicas (Oberdorff et al. 2019). Essa diversidade representa aproximadamente 15% das espécies de peixes de água doce já descritas e, apesar disso, os conhecimentos sobre esse grupo animal estão longe de estarem completos, visto que muitos processos que geram essa biodiversidade ainda não estão totalmente compreendidos (Jézéquel et al. 2020). Grande parte dessas espécies de peixes está associada a igarapés (como são conhecidos os riachos de terra firme na Amazônia) de pequeno porte, logo, intimamente relacionados as florestas ripárias, onde atuam como predadores de algas e insetos aquáticos, processam matéria orgânica procedentes das árvores, dispõem de abrigos como troncos e galhos, são presas para peixes maiores e alimento para seres humanos (Casatti 2010).

Estudos relatam a importância das interações entre os ambientes terrestre e aquático como fator inseparável para a integridade dos ecossistemas aquáticos e sua ictiofauna (p. ex., Tabacchi et al. 1998, Leal et al. 2018, Montag et al. 2019, Brejão et al. 2021). A retirada da cobertura riparia proporciona uma série de efeitos negativos em riachos como desestruturar as margens, interromper as cadeias alimentares entre o meio terrestre e aquático, aumentar a irradiação solar e a temperatura da água, por consequência alterando o metabolismo ecossistêmico de maneira estrutural (vide Montag et al. 2019 e autores citados). Dessa forma, é relevante para a conservação considerar a interação dos habitats terrestres e aquáticos em biomas como a Amazônia, as quais a presença dos igarapés tanto contribui para a biodiversidade.

As UCs brasileiras, geralmente, são planejadas com maior foco para a conservação de espécies vegetais e animais terrestres (Frederico et al. 2018). Portanto, muito se discute sobre as melhores estratégias para a preservação dos processos e serviços ecossistêmicos

em ambientes de água doce, bem como a efetividade dessas áreas em sua função de conservar os locais em questão (Frederico et al. 2018). Ambientes de água doce possuem desproporcional diversidade de fauna em comparação com a área reduzida que ocupam da superfície terrestre (Oberdorff et al. 2017), logo avaliar os critérios essenciais para preservação da fauna aquática, sobretudo de peixes, é uma meta importante para fins de melhorar a efetividade das UCs. Tal fato é mais notável após Jézéquel et al. (2020) consolidarem a bacia amazônica como *hotspot* de biodiversidade aquática, merecendo atenção da comunidade científica para a conservação da ictiofauna amazônica (Frederico et al. 2021).

Uma abordagem interessante para avaliar padrões de diversidade em locais onde a natureza visa ser preservada, é a abordagem funcional em complemento com a visão taxonômica de diversidade. A diversidade funcional tem se mostrado uma ferramenta essencial para compreender os padrões ecológicos da ictiofauna amazônica, oferecendo uma perspectiva mais integrada do que as análises taxonômicas tradicionais. Ao considerar atributos morfológicos, comportamentais e ecológicos dos peixes, essa abordagem permite avaliar como diferentes espécies contribuem para o funcionamento dos ecossistemas aquáticos e como respondem a gradientes ambientais ou pressões antrópicas. Estudos como os de Villéger et al. (2010) e Mouillot et al. (2014) destacam a importância da diversidade funcional na detecção de mudanças sutis na estrutura das comunidades e na identificação de possíveis perdas funcionais decorrentes da degradação ambiental. No contexto amazônico, essa abordagem é particularmente valiosa, pois a alta biodiversidade e a complexa rede hidrográfica demandam métodos capazes de capturar nuances ecológicas além da simples riqueza de espécies (Silva et al., 2020; Arantes et al., 2019).

Para esse propósito, a métrica conhecida como *Community Weighted Mean* (CWM), que corresponde à média dos traços funcionais das espécies ponderada por sua abundância, tem se destacado como uma ferramenta eficaz para analisar as variações nos atributos funcionais médios das comunidades ao longo de gradientes ambientais. O CWM permite inferir quais características funcionais são favorecidas em determinados ambientes, fornecendo insights sobre processos de filtragem ambiental e seleção de habitat (Garnier et al., 2004; Lavorel et al., 2008). Em estudos com a ictiofauna amazônica, essa métrica tem sido útil para identificar respostas funcionais às variações hidrológicas e às mudanças no uso do solo, evidenciando, por exemplo, a dominância de espécies com traços associados à tolerância a distúrbios em áreas impactadas (Pease et

al., 2018; Trujillo et al., 2020). Assim, a integração da diversidade funcional com métricas como o CWM contribui significativamente para o monitoramento da integridade ecológica e para a formulação de estratégias de conservação mais eficazes.

Dessa forma, frente à sub-representação dos ecossistemas aquáticos nas estratégias de conservação e à crescente pressão antrópica sobre os ambientes amazônicos, torna-se fundamental adotar abordagens que aprofundem a compreensão sobre sua biodiversidade. A diversidade funcional, aliada à métrica *Community Weighted Mean* (CWM), permite identificar como os atributos ecológicos da ictiofauna respondem a variações ambientais, oferecendo uma visão mais integrada sobre a estrutura e o funcionamento dessas comunidades. Assim, este estudo visa analisar como os traços funcionais dos peixes variam em igarapés amazônicos sob diferentes condições ambientais, contribuindo para aprimorar a efetividade das Unidades de Conservação na proteção da biodiversidade aquática e dos processos ecológicos associados.

2. OBJETIVOS

O objetivo do presente estudo foi avaliar os padrões de diversidade (taxonômica e funcional) da ictiofauna em uma unidade de proteção integral na Amazônia Oriental, para isso utilizando padrões médios da morfologia das espécies e índices de diversidade. O Parque Nacional do Jamanxim foi utilizado como área modelo para avaliar a importância de uma UC de proteção integral, tendo em vista que nesse tipo de UC é esperado encontrar pouca interferência humana. Nesse contexto, espera-se que as características estruturais do habitat, bem como a composição, a riqueza de espécies e a diversidade taxonômica e funcional das comunidades aquáticas presentes nos igarapés localizados dentro do Parque apresentem padrões distintos em relação aos igarapés amostrados no entorno da UC. Essas diferenças são esperadas em função dos diferentes níveis de preservação ambiental, influenciando diretamente a estrutura e o funcionamento das comunidades biológicas.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1 ÁREA DE ESTUDO E SELEÇÃO DOS RIACHOS. A área de estudo aqui representada conta com uma série de lacunas de conhecimento a serem investigadas. Frente a essa realidade, um breve histórico socioeconômico da região deve ser considerado para compreender a importância de áreas de conservação para a manutenção da biodiversidade nessa região.

O Parque Nacional do Jamanxim, localizado no sudoeste do Pará, na Amazônia Oriental, é uma das áreas protegidas mais importantes, mas ainda pouco estudadas pela ciência. A ocupação dessa região intensificou-se a partir da década de 1970, quando projetos econômicos federais buscaram integrar o território nacional e ocupar o chamado "vazio demográfico" entre os rios Xingu e Tapajós, promovendo a abertura de rodovias e a exploração dos recursos amazônicos (Ministério do Meio Ambiente, 2004). Um desses eixos foi a BR-163, que conecta Cuiabá a Santarém e atravessa biomas diversos, como o cerrado e a floresta amazônica, abrangendo bacias hidrográficas estratégicas como as dos rios Teles-Pires, Tapajós, Xingu e Amazonas. Apesar de sua importância para o transporte de mercadorias e para o sustento de comunidades locais — incluindo indígenas, agricultores familiares e populações urbanas —, a rodovia também apresenta sérios problemas de infraestrutura (Ministério do Meio Ambiente, 2004). Além disso, obras como a BR-163, embora promovam certo desenvolvimento socioeconômico, tornaram-se vetores de desmatamento e incentivaram práticas ilegais como a grilagem de terras públicas (Fearnside, 2007). Esses impactos foram agravados por um histórico de planejamento ambiental precário em regiões remotas e pela flexibilização do Código Florestal em 2012, que permitiu a anistia de áreas desmatadas sem exigir medidas compensatórias, comprometendo ainda mais a conservação da floresta (Casatti, 2010; Ferreira et al., 2014; Soares-Filho et al., 2014).

Essa pesquisa foi realizada a partir de uma base de dados ambientais e da ictiofauna amostrada em igarapés situados dentro e fora do Parque Nacional do Jamanxim (Figura 1), que está localizado entre os municípios de Altamira, Itaituba e Trairão, no estado do Pará. Essa é uma unidade de proteção integral que abrange 858.860 hectares (ISA 2024). Foi criado em 2006, com o objetivo de preservar ecossistemas naturais de grande relevância ecológica para a realização de pesquisas científicas e desenvolvimento de atividades de educação ambiental (ICMBio 2022).

Dentre outras UCs incluídas nessa região (APA do Tapajós, Flona de Altamira, Flona de Itaituba, Resex Riozinho do Anfrísio, ICMBio 2022), apenas o Parque Nacional do Jamanxim está em uma área que sofre influência direta da rodovia BR-163 (ICMBio 2022) e também sofre influência do desenvolvimento e implantação do projeto ferroviário Ferrogrão (EF-170), que visa a consolidar um corredor logístico no estado do Pará (Brasil 2016, Costa et al. 2020). Para isso, uma área central do Parque Nacional do Jamanxim foi desafetada em 2017 (Lei nº 13.452, de 19 de junho de 2017), contribuindo para impactos socioambientais nas bacias do Xingu e Tapajós (Costa et al. 2020). Além dessas interferências legais, o Parque Nacional do Jamanxim e seu entorno está historicamente associado a conflitos socioeconômicos decorrentes da especulação da posse de terras e desenvolvimento de atividades ilegais (p. ex., extração de madeira e garimpo).

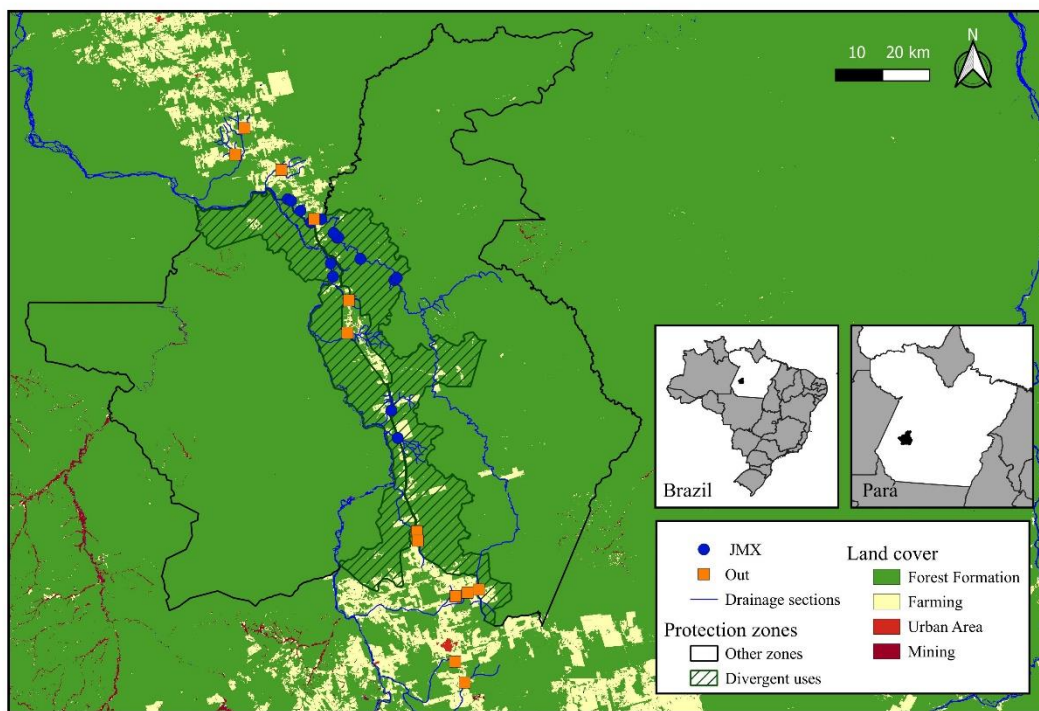


Figura 1. Localização da área de estudo, indicando os igarapés que foram estudados dentro (símbolos azuis) e fora (símbolos na cor laranja) do Parque Nacional do Jamanxim (UC).

As formações vegetais presentes na região são Floresta Ombrófila Aberta, Floresta Ombrófila Densa Submontana com Dossel Emergente e Floresta Ombrófila Densa Aluvial com Dossel Uniforme (MMA 2024). Nessa vegetação, existem diversas

espécies com alto valor madeireiro, portanto, sujeitas à exploração extrativista, tais como jatobá (*Hymenaea courbaril*), cedro (*Cedrela odorata*), maçaranduba (*Manilkara huberi*), cumarú (*Dipteryx odorata*) e ipê-roxo (*Tabebuia impetiginosa*). Além dessas, são encontradas espécies com valor econômico não madeireiro como carapanaúba (*Aspidosperma carapanauba*), andiroba (*Carapa guianensis*) e castanheira (*Bertholletia excelsa*). O solo apresenta dominância de argilossolo com pequenas porções de lato e nitossolo e tais características em conjunto com o terreno montanhoso tornam essa região mais vulnerável à erosão. A presença de nitossolo vermelho na UC, rico em minerais como ferro e magnésio, também colabora para a exploração desses minérios na área (MMA 2024).

A UC está situada na bacia do Rio Jamanxim, que possui 664 km de extensão, nasce na porção leste da Serra do Cachimbo e deságua no rio Tapajós (MMA 2024). Seus afluentes à margem direita são os rios Tocantins e Novo e à margem esquerda, o Rio Aruri (De Souza & Batista 2007). A região é caracterizada pelo clima tropical úmido com temperatura mensal média entre 32 a 22°C (De Souza & Batista 2007), apresenta períodos de maior precipitação (estação chuvosa) de janeiro a junho e menor precipitação (estação seca) de julho a dezembro (Scoles 2016). A época de seca pode ser mais intensa, especialmente entre os meses de julho a setembro (Scoles 2016), podendo atingir precipitação média inferior a 60 mm (De Souza & Batista 2007).

A seleção dos trechos amostrais procurou abranger a heterogeneidade ambiental na região amostrada, incluindo trechos bem preservados, situados dentro da UC, e outros mais impactados pela presença humana ao entorno do Parque Nacional do Jamanxim. Os pontos coletados estão inseridos na zona de uso divergente do plano de manejo, o que significa a presença de ambientes naturais e antropizados entre os locais amostrados (ICMBio 2021). Ao todo, foram selecionados 28 trechos de igarapés (Tabela 1, Anexo 1) localizados nos municípios de Trairão e Itaituba, sendo 15 igarapés amostrados dentro (JMX) e 13 fora (OUT) do Parque Nacional do Jamanxim.

Tabela 1. Igarapés amostrados e municípios em que se encontram, com as respectivas coordenadas geográficas do ponto de amostragem (JMX, dentro do Parque Nacional do Jamanxim; OUT, fora do Parque Nacional do Jamanxim).

JMX				OUT			
Igarapé	Latitude	Longitude	Município	Igarapé	Latitude	Longitude	Município
JMX01	-5.36368	-55.9375	Trairão	OUT01	-5.27797	-56.0383	Trairão
JMX02	-5.36672	-55.9311	Trairão	OUT02	-5.30727	-55.9496	Trairão
JMX03	-5.51917	-55.7324	Itaituba	OUT03	-5.22706	-56.0206	Trairão
JMX04	-5.47839	-55.7976	Itaituba	OUT04	-5.40179	-55.8868	Itaituba
JMX05	-5.43767	-55.8425	Itaituba	OUT05	-5.55796	-55.8198	Itaituba
JMX06	-5.43717	-55.8401	Itaituba	OUT06	-6.00231	-55.6889	Itaituba
JMX07	-5.42896	-55.849	Itaituba	OUT07	-6.11991	-55.5916	Itaituba
JMX08	-5.40835	-55.8931	Itaituba	OUT08	-6.12692	-55.6148	Itaituba
JMX09	-5.51232	-55.8503	Itaituba	OUT09	-6.29266	-55.5972	Itaituba
JMX10	-5.487	-55.8546	Itaituba	OUT10	-6.25262	-55.6155	Itaituba
JMX11	-5.3861	-55.9132	Itaituba	OUT11	-6.11401	-55.5699	Itaituba
JMX12	-5.40182	-55.8727	Itaituba	OUT12	-5.62046	-55.8225	Itaituba
JMX13	-5.76997	-55.7382	Itaituba	OUT13	-6.02015	-55.6873	Itaituba
JMX14	-5.82279	-55.7259	Itaituba				
JMX15	-5.5149	-55.7277	Itaituba				

3.2 COLETA DAS VARIÁVEIS AMBIENTAIS E DOS PEIXES. O trabalho de campo foi realizado entre julho e agosto de 2022, que corresponde à estação seca na região. Essa época é considerada adequada para a amostragem, pois o protocolo para caracterização de habitat utilizado é mais eficiente em condições de fluxo lento em momentos de vazante dos igarapés (Benone et al. 2017). A captura e transporte dos peixes foram autorizadas pelo SISBIO (nº 4681–1) e pelo Comitê de Ética (CEUA nº 8293020418, UFPA).

Em cada igarapé, foram amostrados trechos de 150 metros de extensão, subdivididos em 10 seções longitudinais de 15 metros, delimitadas por 11 transecções, conforme esquematizado na Figura 2 (Prudente et al., 2017; Montag et al., 2019). As variáveis físicas e químicas da água em cada trecho foram obtidas por meio de uma sonda multiparâmetro. A caracterização do habitat foi realizada com base no protocolo de Peck (Peck et al., 2006), uma metodologia padronizada amplamente empregada para descrever a estrutura física de riachos rasos, visando à avaliação da integridade ecológica dos ecossistemas aquáticos. Esse protocolo estabelece diretrizes detalhadas para a coleta de dados *in situ*, incluindo métricas relacionadas à morfologia do canal, cobertura do dossel, composição do substrato, presença de matéria orgânica, tipos de fluxo e distúrbios

antrópicos. Sua padronização possibilita comparações entre diferentes regiões e a aplicação de análises multivariadas, como a Análise de Componentes Principais (PCA). No contexto brasileiro, esse método tem sido adaptado com sucesso para a avaliação da qualidade ambiental de riachos tropicais, demonstrando sua versatilidade em programas de biomonitoramento (Buss et al., 2014). Complementarmente, foi aplicado o Índice de Integridade do Habitat (HII), proposto por Nessimian et al. (2008), uma ferramenta objetiva para quantificar a integridade física de habitats lóticos. O HII baseia-se em 12 critérios que avaliam aspectos como a vegetação ripária, o uso do solo nas margens, a presença de estruturas naturais de retenção (como troncos e raízes), o tipo de substrato e a ocorrência de vegetação aquática e material orgânico depositado. Cada critério recebe uma pontuação de acordo com padrões preestabelecidos, resultando em um índice que varia de 0 (habitat altamente degradado) a 1 (habitat preservado). A partir da aplicação combinada dessas duas metodologias, foram obtidas 237 variáveis ambientais relacionadas à estrutura do habitat.

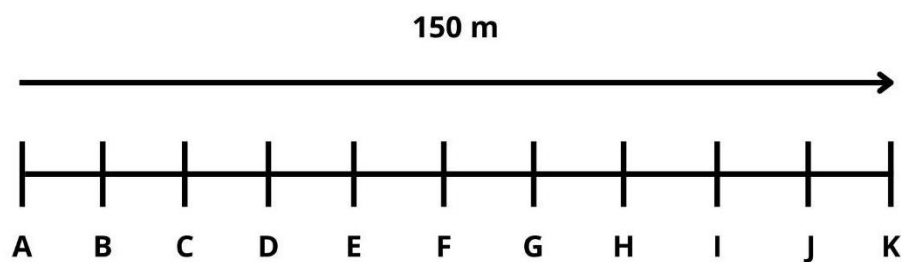


Figura 2. Esquema dos transectos delimitados em cada igarapé para obtenção das variáveis ambientais e coleta de peixes. A seta indica o sentido em que foram realizadas as amostragens. Trecho A à jusante, trecho K à montante do fluxo da água.

A coleta dos peixes foi realizada com peneiras de 50 cm de diâmetro confeccionadas com malha metálica. O método ativo foi utilizado pois permite explorar as margens, substratos e outras estruturas alóctones presentes nos canais (Montag et al. 2019). Um esforço amostral de seis horas foi estabelecido para cada igarapé, com o tempo médio de 36 minutos para cada secção, dividido entre três a quatro coletores (Prudente et al. 2017). Os exemplares foram fixados em formalina diluída a 10% e conservados posteriormente em álcool diluído a 70%. Para a identificação, foram utilizadas chaves taxonômicas especializadas (p. ex., Van der Sleen & Albert 2018, Fricke et al. 2024a) e consulta a especialistas. Quatorze indivíduos juvenis dos gêneros *Bryconops*, *Characidium*, *Hypostomus* e da família Curimatidae foram excluídos das análises

quantitativas por não ser possível associá-los a qualquer espécie. Todos os peixes coletados foram depositados na coleção científica do Laboratório de Ictiologia – Unesp/Ibilce em São José do Rio Preto, São Paulo (DZSJRP 23849-24409).

3.3 SELEÇÃO DAS VARIÁVEIS AMBIENTAIS. Uma vez que esse amplo banco de dados ambientais foi construído, com variáveis físicas e químicas e variáveis do habitat, foram necessárias algumas etapas para seleção daquelas que mais expressam as diferenças entre os igarapés amostrados. No primeiro passo, foi removido do banco de dados as métricas com pouca variação (coeficiente de variação < 10%) e com valor igual a zero em > 80% das amostras (Garcia et al. 2023). Após essa etapa, restaram 77 variáveis que foram submetidas à Análise de Componentes Principais (PCA) no software Primer 6.0 (Clarke & Gorley 2006). Antes disso, porém, as variáveis foram normalizadas (média = 0 e desvio-padrão = 1), uma vez que as unidades eram distintas.

Para avaliar as diferenças ambientais entre os igarapés de dentro e de fora da UC, foi utilizada a matriz normalizada para realizar uma Análise de Similaridade (ANOSIM) com distância Euclidiana, no software Primer 6.0 (Clarke & Gorley 2006). Essa análise é útil em casos que é esperada a diferença significativa entre os grupos avaliados (p. ex., igarapés dentro da UC x fora da UC). Por fim, para avaliar os padrões de dispersão das variáveis selecionadas, foi utilizada uma PERMDISP, com distância Euclidiana.

3.4 COMPOSIÇÃO DE ESPÉCIES E DIVERSIDADE TAXONÔMICA. A determinação da composição de espécies permitiu listar as espécies exclusivamente registradas em igarapés dentro ou fora da UC, bem como as compartilhadas entre igarapés situados dentro e fora da UC. A riqueza e a abundância foram obtidas a partir da contagem do número de espécies e do número de indivíduos por igarapé, respectivamente. A diversidade de espécies foi obtida por meio do índice de diversidade de Shannon-Wiener (H') e a dominância por meio do índice de Berger-Parker (d). Os dois índices foram calculados no programa Primer 6.0 (Clarke & Gorley 2006), sendo que o índice de Shannon-Wiener foi calculado segundo a fórmula clássica, com log base 2 e Pi representando a proporção das espécies em cada amostra; o índice de Berger-Parker foi calculado pela fórmula $d = n/n_{max}$, onde n é a abundância da espécie mais abundante e n_{max} é a abundância total em cada amostra (Magurran 2011). Ainda no programa Primer 6.0 (Clarke & Gorley 2006), foram realizadas análises de ordenação para comparar a composição das assembleias dos igarapés dentro e fora da UC. Para isso, utilizando o

coeficiente de similaridade de Bray-Curtis e matriz de abundância em uma Análise de Coordenadas Principais (PCoA), seguida por uma ANOSIM, para avaliar a similaridade entre a estrutura das assembleias. Também foi aplicada uma PERMDISP com coeficiente de Bray-Curtis para identificar o padrão de dispersão entre as assembleias de igarapés dentro e fora da UC.

A PCOa foi complementada pela Análise de Porcentagem de Similaridade (Simper) para identificar a abundância média das espécies nos grupos de igarapés do interior e do entorno do Parque Nacional do Jamanxim, além de obter o quanto cada espécie contribuiu em termos de abundância para a dissimilaridade, calculada por meio do coeficiente de Bray-Curtis, entre os dois grupos de igarapés. Esses procedimentos foram realizados por meio do programa Primer 6 + Permanova (Clarke & Gorley 2006) com 9999 permutações.

3.5 OBTENÇÃO DOS ATRIBUTOS ECOMORFOLÓGICOS. Foram obtidos 19 atributos ecomorfológicos (Anexo 2), por meio de medidas lineares e de área da cabeça, olho, boca, tronco e nadadeiras dos peixes, segundo Oliveira et al. (2010) e Ribeiro et al. (2016). Para a obtenção dos atributos ecomorfológicos, foram avaliados cinco indivíduos adultos de cada espécie. As medidas lineares (Figura 3) foram obtidas com auxílio de um paquímetro e as medidas de área no programa ImageJ. Para espécies do gênero *Rineloricaria*, o comprimento do filamento caudal não foi computado no tamanho da nadadeira caudal, uma vez que essa estrutura pode se romper facilmente durante a coleta dos espécimes. Para *Microphilypnus* cf. *acangaquara*, as áreas das duas nadadeiras dorsais foram somadas, pois são contíguas, demonstrando ter uma mesma função. Os peixes encontrados em estado juvenil foram excluídos apenas para o cálculo dos índices ecomorfológicos. Essa decisão foi necessária, pois o desenvolvimento ontogenético gera mudanças tanto em aspectos corporais bem como nos hábitos alimentares e no uso do habitat (vide Oliveira et al. 2010 e autores citados).

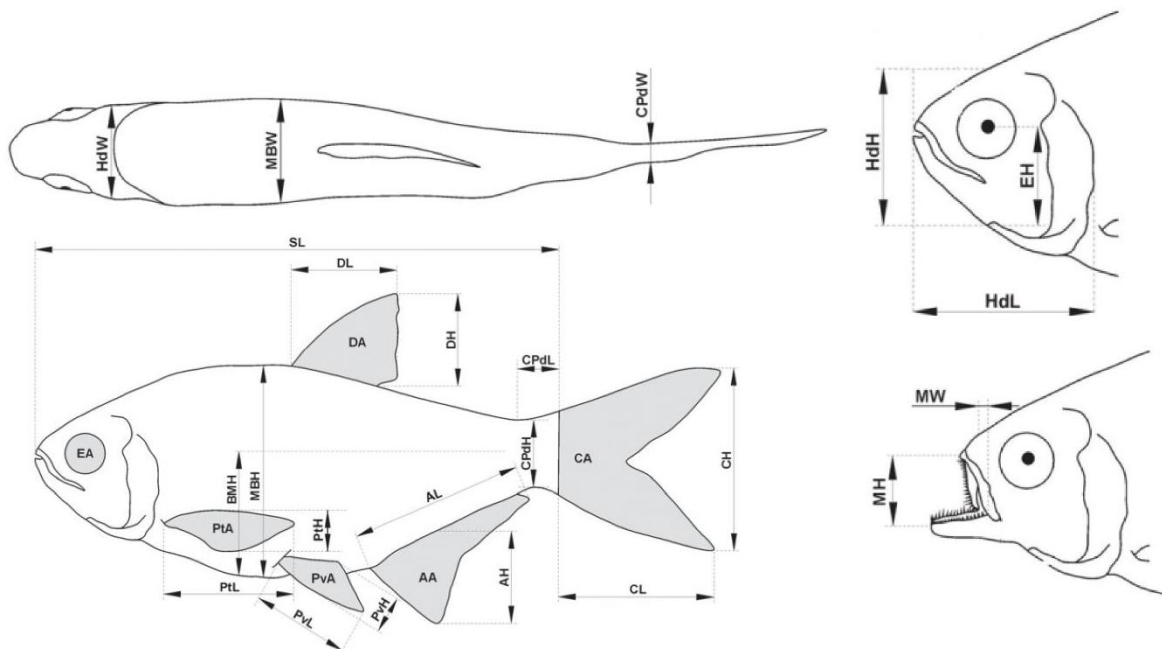


Figura 3. Representação esquemática das medidas morfométricas lineares e das áreas obtidas no presente estudo (adaptada de Oliveira et al. 2010). Comprimento padrão (SL), altura corporal máxima (MBH), altura da linha média corporal (BMH), largura corporal máxima (MBW), comprimento do pedúnculo caudal (CPdL), altura do pedúnculo caudal (CPdH), largura do pedúnculo caudal (CPdW), comprimento da cabeça (HdL), altura da cabeça (HdH), cabeça largura (HdW), altura dos olhos (EH), altura da boca (MH), largura da boca (MW), comprimento da nadadeira dorsal (DL), altura da nadadeira dorsal (DH), comprimento da nadadeira caudal (CL), altura da nadadeira caudal (CH), comprimento da nadadeira anal (AL), altura da nadadeira anal (AH), comprimento da nadadeira peitoral (PtL), altura da nadadeira peitoral (PtH), comprimento da nadadeira pélvica (PvL), altura da nadadeira pélvica (PvH), área dos olhos (EA), área da nadadeira dorsal (DA), área da nadadeira caudal (CA), área da nadadeira anal (AA), área da nadadeira peitoral (PtA) e área da nadadeira pélvica (PvA) (adaptada de Oliveira et al. 2010).

3.6 DIVERSIDADE FUNCIONAL. Os atributos ecomorfológicos acima descritos foram considerados como representativos da ocupação do habitat e da alimentação. Por isso, foram aqui considerados substitutos de funções ecológicas e utilizados para avaliar a estrutura funcional das assembleias. Para isso, foram calculados quatro índices funcionais: riqueza funcional (FRic), que determina a quantidade de espaço (volume) funcional ocupado pela comunidade; uniformidade funcional (FEve), que avalia a regularidade na distribuição da abundância das espécies no espaço funcional; divergência funcional (FDiv), que representa a forma como a abundância das espécies é distribuída dentro do espaço funcional (Villéger et al. 2008); e diversidade quadrática de Rao, que

corresponde a soma das dissimilaridades entre os pares de espécies ponderado pelas respectivas abundâncias (Rao 1982). Foi também obtida a média dos valores dos atributos ecomorfológicos, ponderada pela abundância das espécies (CWM, *Community-Weighted Mean*, cf. Lavorel et al. 2008). Para calcular os índices funcionais, foram utilizados os pacotes FD e função dbFD (Laliberté & Legendre 2010) no ambiente computacional R (v 4.3.2, R Core Team 2024). Para comparar os valores dos índices de diversidade taxonômica e funcionais obtidos em ambas as áreas, foi utilizado o teste de Kruskal-Wallis.

4. RESULTADOS

4.1 VARIÁVEIS AMBIENTAIS. Após uma série de etapas para selecionar o conjunto de variáveis que melhor descrevem as diferenças entre os igarapés analisados, foram retidas nove variáveis (Tabela 2, Figura 4). Como pode ser observado eixo 1 da PCA (Figura 5), os igarapés em microbacias com maiores proporções de florestas foram também aqueles com maior fluxo de corrente, maior cobertura média de dossel, maior Índice de Integridade do Habitat e maior deposição de matéria orgânica no leito. Não houve diferenças relevantes entre os igarapés no interior da UC e aqueles situados fora, pois embora o valor de significância tenha sido menor que 0,05, o valor de R é baixo, o que indica baixa discriminação entre esses grupos de igarapés (ANOSIM; R = 0,092; p = 0,034). Mesmo que visualmente seja possível notar (Figura 4) que os igarapés fora da UC sejam mais variáveis com relação às condições ambientais, essa diferença também não foi significativa (PERMDISP; F = 2,8096; p = 0,1455).

Tabela 2. Valores médios e desvio padrão (dp) das variáveis analisadas por grupo de igarapés situados no interior (JMX) e no entorno (OUT) do Parque Nacional do Jamanxim e autovalores representativos dos dois primeiros eixos (PC1 e PC2) resultantes da Análise de Componentes Principais (PCA) com as variáveis ambientais de igarapés estudados no Parque Nacional do Jamanxim, Amazônia Oriental.

Variáveis do habitat	Valores médios \pm dp		PC1	PC2
	JMX	OUT		
Profundidade média no trecho (cm)	26,40 \pm 7,59	22,93 \pm 8,17	-0,02	0,139
Média da cobertura do dossel no canal (%)	91,88 \pm 6,94	85,37 \pm 20,68	0,462	0,198
Desvio padrão do dossel nas margens (%)	7,13 \pm 8,43	10,80 \pm 12,28	-0,477	-0,135
Índice de Integridade do Habitat (HII)	0,76 \pm 0,09	0,64 \pm 0,19	0,369	0,027
Substratos finos < 14 mm (%)	49,09 \pm 26,63	50,53 \pm 21,88	-0,188	-0,349
Matéria orgânica depositada no leito (%)	31,28 \pm 24,54	36,61 \pm 22,59	0,112	0,503
Fluxo rápido (%)	0,29 \pm 31,20	43,03 \pm 35,22	0,292	-0,523
Fluxo suave (%)	70,93 \pm 31,20	56,97 \pm 35,22	-0,292	0,523
Proporção de florestas na microbacia	0,86 \pm 0,18	0,62 \pm 0,25	0,452	0,046

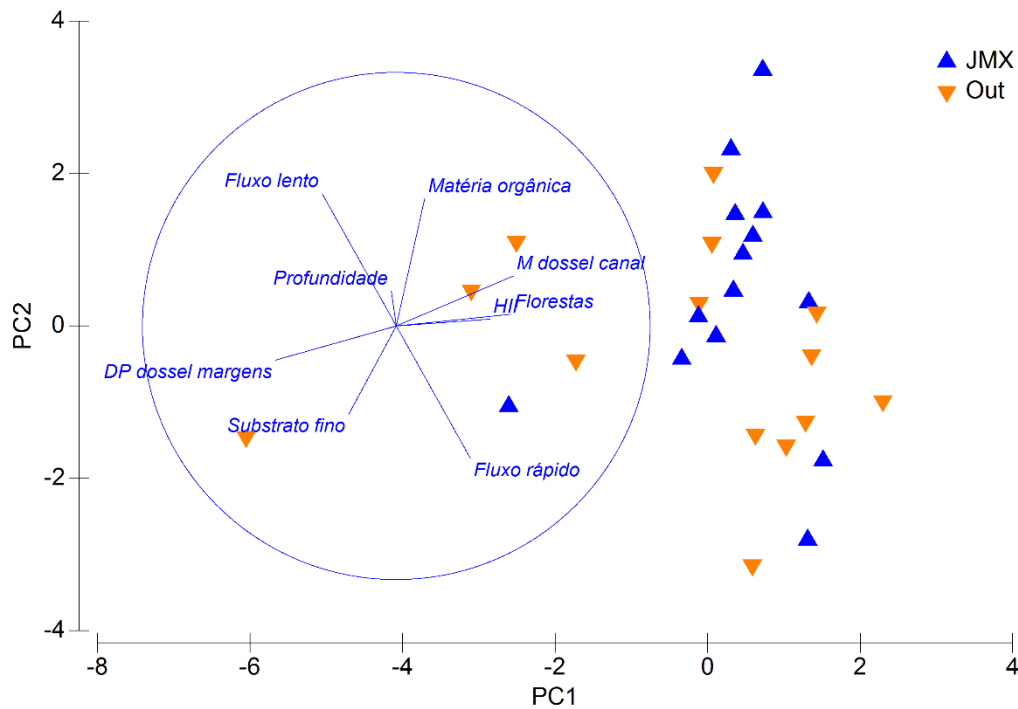


Figura 4. Biplot resultante da Análise de Componentes Principais com as variáveis ambientais de cada igarapé do Parque Nacional do Jamanxim. Símbolos azuis representam igarapés situados dentro do Parque e símbolos laranja representam os igarapés fora do Parque. Para detalhes sobre as variáveis veja Tabela 2.

4.2 ICTIOFAUNA. Ao todo, 101 espécies de peixes foram registradas (Tabela 3), a maioria pertencentes às ordens Characiformes (50 espécies de 30 gêneros distintos) e Siluriformes (34 espécies de 26 gêneros distintos). As ordens menos representadas foram Gymnotiformes (nove espécies de sete gêneros distintos), Cichliformes (quatro espécies de apenas um gênero), Cyprinodontiformes (2 espécies de dois gêneros distintos), Synbranchiformes (1 espécie) e Gobiiformes (1 espécie). Algumas dessas espécies morfológicamente expressivas estão representadas na Figura 5.

Tabela 3. Abundâncias das espécies de peixe nos igarapés do Parque Nacional do Jamanxim, Amazônia Oriental. Classificação segundo Van der Sleen & Albert (2018) e Fricke et al. (2024a). Nessa lista não estão contabilizados 14 indivíduos juvenis. NJMX - abundância das espécies exclusivas da UC, NOUT - abundância das espécies exclusivas do entorno da UC, N Total - abundância total.

TÁXON	N JMX	N OUT	N Total
GYMNOTIFORMES			
Apteronotidae			
Apteronotinae			
<i>Platyurosternarchus macrostoma</i> (Günther 1870)	4	0	4
Sternopygidae			
Eigenmanniinae			
<i>Eigenmannia</i> gr. <i>trilineata</i> López & Castello 1966	4	0	4
Sternopyginae			
<i>Sternopygus macrurus</i> (Bloch & Schneider 1801)	1	0	1
Gymnotidae			
Gymnotinae			
<i>Gymnotus coropinae</i> Hoedeman 1962	0	3	3
<i>Gymnotus</i> gr. <i>carapo</i> Linnaeus 1758	0	5	5
Hypopomidae			
<i>Brachyhypopomus beebei</i> (Schultz 1944)	5	2	7
<i>Brachyhypopomus sullivanii</i> Crampton, de Santana, Waddell & Lovejoy 2017	34	14	49
Rhamphichthyidae			
<i>Gymnorhamphichthys rondoni</i> (Miranda Ribeiro 1920)	1	1	2
<i>Hypopygus lepturus</i> Hoedeman 1962	358	206	564
CHARACIFORMES			
Crenuchidae			
Characidiinae			
<i>Ammocryptocharax elegans</i> Weitzman & Kanazawa 1976	17	7	24
<i>Characidium</i> aff. <i>zebra</i> Eigenmann 1909	31	15	46
<i>Melanocharacidium</i> cf. <i>dispilomma</i> Buckup 1993	3	10	13
<i>Microcharacidium</i> sp.	658	13	675
Erythrinidae			
<i>Erythrinus erythrinus</i> (Bloch & Schneider 1801)	7	2	9
<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch 1794)	34	13	47
Anostomidae			
<i>Leporinus granti</i> Eigenmann 1912	2	3	5

Curimatidae			
<i>Curimatopsis</i> cf. <i>maculosa</i> Melo, Vari & Oliveira 2016	0	5	5
<i>Cyphocharax</i> cf. <i>festivus</i> Vari 1992	1	9	9
<i>Cyphocharax</i> cf. <i>gouldingi</i> Vari 1992	15	1	18
Lebiasinidae			
Lebiasininae			
<i>Pyrrhulina elongata</i> Zarske & Géry 2001	22	28	50
Gasteropelecidae			
<i>Carnegiella strigata</i> (Günther 1864)	30	3	33
<i>Gasteropelecus sternicla</i> (Linnaeus 1758)	10	0	10
Iguanodectidae			
<i>Bryconops sapezal</i> Wingert, Chuctaya & Malabarba 2018	0	1	1
<i>Bryconops</i> sp. 1	0	19	19
Stevardiidae			
Xenrobryconinae			
<i>Xenrobrycon varii</i> Mendonça, Peixoto, Dutra & Netto-Ferreira 2016	117	72	189
Hemibryconinae			
<i>Hemibrycon surinamensis</i> Géry 1962	0	1	1
Creagrutinae			
<i>Creagrutus ignotus</i> Vari & Harold 2001	0	5	5
Diapominae			
<i>Knodus cupariensis</i> de Sousa, Silva-Oliveira, Canto & Ribeiro 2020	0	11	11
<i>Knodus heteresthes</i> (Eigenmann 1908)	8	13	21
<i>Knodus</i> sp.	2	43	45
<i>Rhinopetitia oligolepis</i> Menezes & Netto-Ferreira, 2020	0	3	3
Characidae			
Aphyocharacinae			
<i>Aphyocharax</i> sp.	1	0	1
Characinae			
<i>Microschemobrycon melanotus</i> (Eigenmann 1912)	1	0	1
<i>Phenacogaster</i> cf. <i>calverti</i> (Fowler 1941)	1	12	13
<i>Phenacogaster</i> sp.	17	24	41
Acestrorhamphidae			
Megalampodinae			
<i>Megalampodus copelandi</i> Durbin 1908	0	231	231
<i>Hyphessobrycon diancistrus</i> Weitzman 1977	0	3	3
<i>Hyphessobrycon</i> sp. 1	0	1	1
Stichonodontinae			
<i>Moenkhausia comma</i> Eigenmann 1908	2	0	2

<i>Moenkhausia cotinho</i> Eigenmann 1908	0	1	1
<i>Moenkhausia</i> cf. <i>gracilima</i> Eigenmann 1908	0	31	31
<i>Moenkhausia mikia</i> Marinho & Langeani 2010	1	1	2
Stethaprioninae			
<i>Poptella compressa</i> (Günther 1864)	1	2	3
Pristellinae			
<i>Hemigrammus analis</i> Durbin 1909	23	2	25
<i>Hemigrammus</i> cf. <i>geisleri</i> Zarske & Géry 2007	0	7	7
<i>Hemigrammus</i> cf. <i>rodwayi</i> Durbin 1909	2	2	4
<i>Hemigrammus</i> sp. 1	1	206	207
<i>Hemigrammus</i> sp. 2	42	21	63
<i>Hemigrammus melogrammus</i> (Eigenmann 1908)	431	564	995
Jupiabinae			
<i>Jupiaba acanthogaster</i> (Eigenmann 1911)	0	73	73
<i>Jupiaba</i> cf. <i>anterior</i> (Eigenmann 1908)			3
<i>Jupiaba anteroides</i> (Géry 1965)	1	0	1
<i>Jupiaba apenima</i> Zanata 1997	1	1	2
<i>Jupiaba poranga</i> Zanata 1997	1	6	6
Hyphessobryconinae			
<i>Hyphessobrycon</i> gr. <i>cachimbensis</i> Travassos 1964	0	145	145
Thayeriinae			
<i>Holopristis ocellifera</i> (Steindachner 1882)	88	109	197
<i>Bario oligolepis</i> (Günther 1864)	90	10	100
Grundulinae			
<i>Astyanacinus moorii</i> (Boulenger 1892)	0	6	6
Acestrorhamphinae			
<i>Astyanax</i> gr. <i>bimaculatus</i> (Linnaeus 1758)	0	70	70
SILURIFORMES			
Cetopsidae			
Cetopsinae			
<i>Cetopsis sandrae</i> Vari, Ferraris & de Pinna 2005	1	0	1
Helogeninae			
<i>Helogenes marmoratus</i> Günther 1863	6	0	6
Trichomycteridae			
Trichomycterinae			
<i>Ituglanis amazonicus</i> (Steindachner 1882)	1	3	4
Sarcoglanidinae			
<i>Ammoglanis nheengatu</i> Canto, Hercos & Ribeiro 2022	29	0	29
Callichthyidae			
Corydoradinae			
<i>Aspidoras poecilus</i> Nijssen & Isbrücke 1976	0	1	1
<i>Hoplisoma benattii</i> (Espindola, Tencatt, Pupo, Villa-Verde & Britto 2018)	25	1	26
<i>Hoplisoma</i> cf. <i>guianense</i> (Nijssen 1970)	101	8	109

Loricariidae			
Loricariinae			
<i>Farlowella amazonum</i> (Günther 1864)	25	1	26
<i>Harttia dissidens</i> Rapp Py-Daniel & Oliveira 2001	0	3	3
<i>Rineloricaria</i> cf. <i>hasemani</i> Isbrücker & Nijssen 1979	3	0	3
<i>Rineloricaria heteroptera</i> Isbrücker & Nijssen 1976	12	3	15
Hypoptopomatinae			
<i>Curculionichthys itaim</i> Roxo, Dias, Silva & Oliveira 2017	189	34	223
<i>Curculionichthys</i> sp.	11	0	11
<i>Nannoxyropsis</i> cf. <i>acicula</i> Delapieve, Lehmann A. & Reis 2018	24	0	24
<i>Otocinclus hasemani</i> Steindachner 1915	0	20	20
<i>Rhinotocinclus</i> cf. <i>britskii</i> (Boeseman 1974)	2	0	2
Hypostominae			
<i>Ancistrus</i> sp. 1	0	4	4
<i>Ancistrus</i> sp. 3	102	19	121
<i>Hypostomus soniae</i> Hollanda Carvalho & Weber 2005	28	0	28
<i>Hypostomus</i> sp. 1	6	9	15
<i>Hypostomus</i> sp. 2	2	0	2
Aspredinidae			
Aspredininae			
<i>Bunocephalus</i> cf. <i>verrucosus</i> (Walbaum, 1792)	9	1	10
Doradidae			
Doradinae			
<i>Amblydoras affinis</i> (Kner, 1855)	48	9	57
Heptapteridae			
Heptapterinae			
<i>Cetopsorhamdia</i> sp. 1	5	0	5
<i>Imparfinis munduruku</i> Castro & Wosiacki 2019	54	2	56
<i>Imparfinis</i> sp.	0	5	5
<i>Imparfinis</i> sp. (new genus)	5	0	5
<i>Phenacorhamdia</i> sp.	3	13	16
<i>Gladioglanis conquistador</i> Lundberg, Bornbusch & Mago-Leccia 1991	53	3	56
Rhamdiinae			
<i>Pimelodella</i> sp.	40	3	43
<i>Rhamdia</i> aff. <i>quelen</i> (Quoy & Gaimard 1824)	0	2	2
Pimelodidae			
<i>Pimelodus tetramerus</i> Ribeiro & Lucena 2006	1	1	2
Pseudopimelodidae			
Batrochoglaninae			
<i>Batrochoglanis villosus</i> (Eigenmann 1912)	1	0	1

<i>Microglanis</i> sp.	166	11	177
GOBIIFORMES			
Eleotridae			
Eleotrinae			
<i>Microphilypnus</i> cf. <i>acangaquara</i> Caires & Figueiredo 2011	94	14	108
SYNBRANCHIFORMES			
Synbranchidae			
<i>Synbranchus</i> cf. <i>madeirae</i> Rosen & Rumney 1972	9	8	17
CYPRINODONTIFORMES			
Rivulidae			
Rivulinae			
<i>Anablepsoides</i> cf. <i>urophthalmus</i> (Günther 1866)	1	10	11
Poeciliidae			
Poeciliinae			
<i>Poecilia</i> cf. <i>araguaiensis</i> (Costa 1991)	1	1	2
CICHLIFORMES			
Cichlidae			
Cichlinae			
<i>Aequidens gerciliae</i> Kullander 1995	1	58	59
<i>Apistogramma</i> sp.	316	265	581
<i>Dicrossus warzeli</i> Römer, Hahn & Vergara 2010	1	3	4
<i>Saxatilia</i> aff. <i>lepidota</i> (Heckel 1840)	47	60	107
TOTAL	3490	2611	6109

As espécies mais abundantes compõe 16.8% do total amostrado e são elas: *Hemigrammus melogrammus* (n=995), *Microcharacidium* sp. (n=675), *Apistogramma* sp. (n=583), *Hypopygus lepturus* (n=564), *Megalamphodus copelandi* (n=231), *Curculionichthys itaim* (n=225), *Holopristis ocellifera* (n=198), *Microglanis* sp. (n=178), *Xenurobrycon varii* (n=177), *Hemigrammus* sp. 1 (n=172), *Hyphessobrycon* gr. *cachimbensis* (n=145), *Ancistrus* sp. 3 (n=121), *Hoplisoma* cf. *guianensis* (n=109), *Microphilypnus* cf. *acangaquara* (n=108), *Saxatilia* aff. *lepidota* (n=107) e *Moenkhausia oligolepis* (n=100). Entre as 16 espécies com maior número de indivíduos, oito são Characiformes, quatro são Siluriformes e duas são Cichliformes. As ordens menos representadas são Gobiiformes e Gymnotiformes com uma espécie cada. Na Figura 5. estão representadas algumas das espécies registradas.

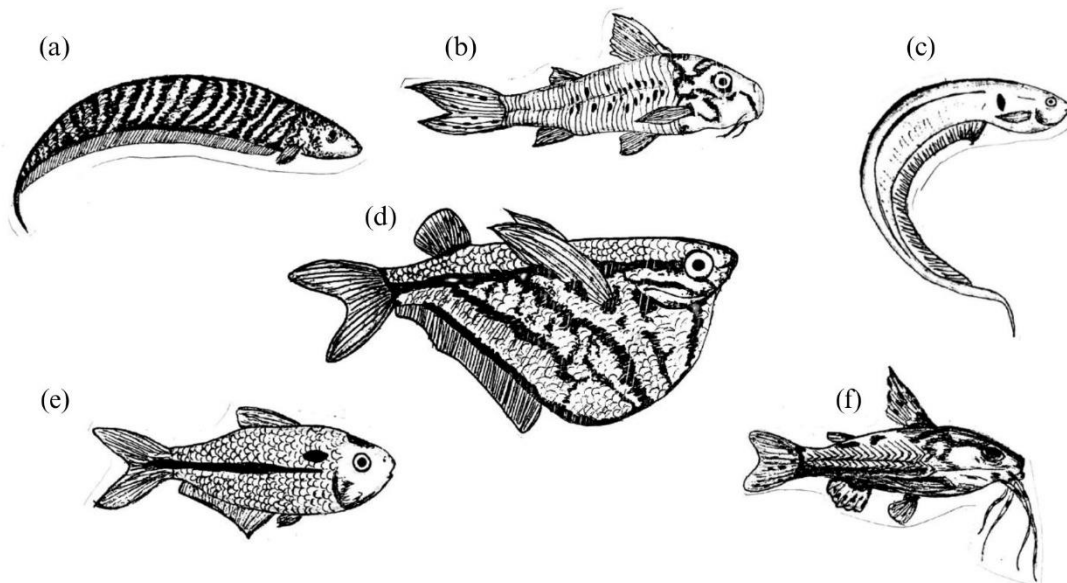


Figura 5. Representação esquemática de algumas espécies morfologicamente distintas da ictiofauna encontrada: (a) *Gymnotus* gr. *carapo* (CP = 20 cm), (b) *Hoplisoma* gr. *guianense* (CP = 20 cm), (c) *Eigenmannia* gr. *trilineata* (CP = 17,8 cm), (d) *Carnegiella* *strigata* (CP = 4 cm), (e) *Astyanax* gr. *bimaculatus* (CP = 15cm), (d) *Amblydoras* *affinis* (CP = 13,2 cm). Comprimento padrão (CP) de acordo com Froese & Pauly (1999).

A estrutura das assembleias de peixes nos igarapés do interior do Parque é distinta daquela situados fora do Parque (ANOSIM; $R = 0,279$; $p = 0,0005$). Os dois eixos da PCOa explicam 38,7% da variação dos dados e a plotagem desses eixos (Figura 6) evidencia que as assembleias dos igarapés posicionados fora do Parque são mais variáveis do que aquelas dos igarapés de dentro do Parque (PERMDISP; $F = 18,817$; $p = 0,001$). A composição da ictiofauna revelou uma dissimilaridade de 88% na abundância entre os igarapés localizados no interior das Unidades de Conservação (UC) e aqueles em seu entorno (OUT), conforme evidenciado na Tabela 4. As cinco espécies que mais contribuíram para essa distinção foram *Hemigrammus melogrammus*, *Microcharacidium* sp., *Apistogramma* sp., *Hypopygus lepturus* e *Curculionichthys itaim*. Essa diversidade nas espécies indicadoras já evidencia a heterogeneidade ecológica entre os ambientes, uma vez que representam diferentes ordens funcionais predominantes na região: dois Characiformes, um Cichliforme, um Gymnotiforme e um Siluriforme. A presença desses grupos taxonômicos entre os principais contribuintes para a dissimilaridade reforça a complexidade estrutural da fauna e aponta para variações relevantes nas condições ambientais entre os dois contextos amostrados.

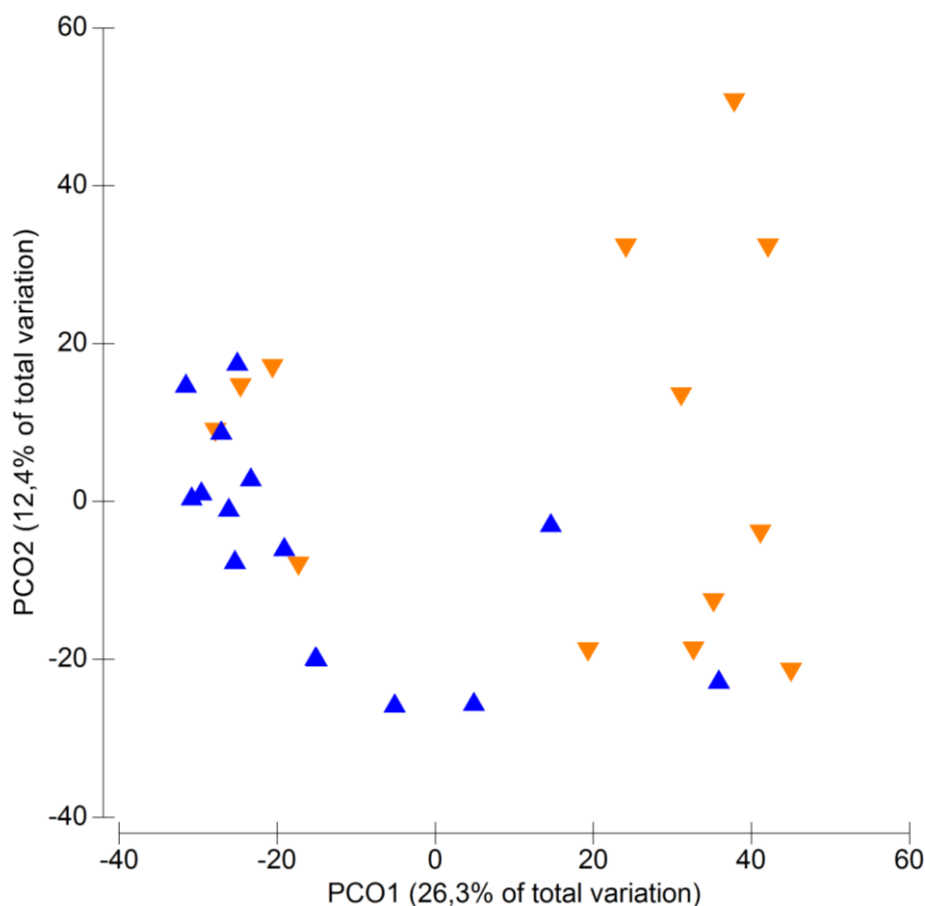


Figura 6. Biplot resultante da Análise de Coordenadas Principais com as abundâncias das espécies registradas nos igarapés do Parque Nacional do Jamanxim. Símbolos azuis representam igarapés dentro do Parque e símbolos laranja representam os igarapés fora do Parque.

Tabela 4. Resultados da Análise de Porcentagem de Similaridade (Simper) entre as abundâncias médias (Abund) das espécies dos igarapés do interior (JMX) e do entorno (OUT) do Parque Nacional do Jamanxim, juntamente com a dissimilaridade média e seu desvio padrão (Dissim \pm dp) e o percentual de contribuição de cada espécie para a dissimilaridade entre os dois grupos de igarapés (Contrib %). Estão listadas as espécies que, somadas, contribuíram até 90% para o total da dissimilaridade entre os dois grupos de igarapés.

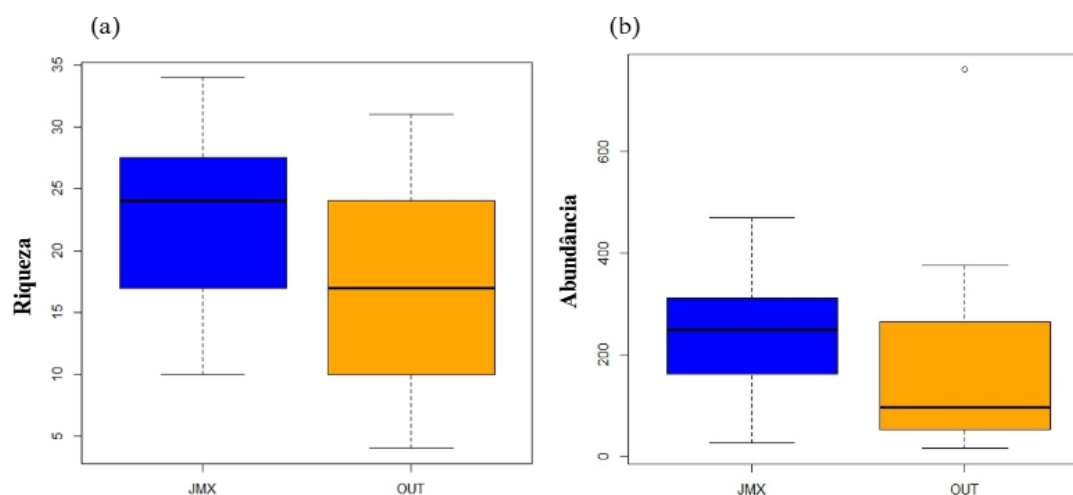
Espécies	JMX	OUT	Dissim \pm dp	Contrib %
	Abund	Abund		
<i>Hemigrammus melogrammus</i>	29	44,85	11,31 \pm 0,94	12,86
<i>Microcharacidium</i> sp.	44,13	1	9,21 \pm 0,75	10,47
<i>Apistogramma</i> sp.	21,27	20,31	7,03 \pm 1,29	8
<i>Hypopygus lepturus</i>	24	15,69	6,33 \pm 0,85	7,2
<i>Curculionichthys itaim</i>	12,8	2,54	3,71 \pm 0,54	4,22
<i>Microglanis</i> sp.	11,13	0,85	2,95 \pm 0,77	3,36
<i>Xenrobrycon varii</i>	7,8	4,62	2,7 \pm 0,90	3,07

<i>Megalampodus copelandi</i>	11,13	4,92	2,66 ± 0,73	3,03
<i>Ancistrus</i> sp.	6,87	1,38	2,26 ± 0,74	2,57
<i>Saxatilia</i> aff. <i>lepidota</i>	3,13	4,62	2,2 ± 0,45	2,5
<i>Holopristis</i> cf. <i>ocellifera</i>	5,93	8,38	2,16 ± 0,91	2,46
<i>Hyphessobrycon</i> gr. <i>cachimbensis</i>	0	11,15	2,16 ± 0,28	2,46
<i>Astyanax</i> gr. <i>bimaculatus</i>	0	5,38	2,15 ± 0,38	2,44
<i>Jupiaba acanthogaster</i>	0	5,62	1,71 ± 0,43	1,95
<i>Bario oligolepis</i>	6	0,77	1,7 ± 0,83	1,93
<i>Aequidens gerciliae</i>	0,07	4,46	1,66 ± 0,32	1,89
<i>Microphilypnus</i> cf. <i>acangaquara</i>	6,27	1,08	1,55 ± 0,43	1,77
<i>Hoplisoma</i> cf. <i>guianense</i>	6,73	0,62	1,53 ± 0,58	1,74
<i>Hemigrammus</i> sp. 1	0,07	13,15	1,48 ± 0,34	1,68
<i>Knodus</i> sp.	0,13	3,31	1,19 ± 0,45	1,35
<i>Imparfinis munduruku</i>	3,6	0,15	1,01 ± 0,48	1,15
<i>Gladioglanis conquistador</i>	3,53	0,23	0,88 ± 0,43	1,01
<i>Amblydoras affinis</i>	3,2	0,69	0,86 ± 0,53	0,97
<i>Moenkhausia</i> cf. <i>gracilima</i>	0	2,38	0,82 ± 0,36	0,93
<i>Hemigrammus</i> sp. 2	2,73	1,62	0,76 ± 0,56	0,87
<i>Pimelodella</i> sp.	2,6	0,23	0,72 ± 0,71	0,82
<i>Characidium</i> aff. <i>zebra</i>	2,07	1,15	0,68 ± 0,61	0,77
<i>Hypostomus soniae</i>	1,87	0	0,64 ± 0,55	0,73
<i>Hoplias malabaricus</i>	2,27	1	0,63 ± 0,76	0,71
<i>Nannoxyropsis</i> cf. <i>acicula</i>	1,6	0	0,63 ± 0,27	0,71
<i>Pyrrhulina elongata</i>	1,47	2,15	0,59 ± 0,83	0,67
<i>Knodus heteresthes</i>	0,53	1	0,57 ± 0,44	0,65
<i>Hoplisoma benattii</i>	1,67	0,08	0,57 ± 0,39	0,65
<i>Brachyhypopomus sullivanii</i>	2,27	1,15	0,56 ± 0,94	0,64
<i>Carnegiella strigata</i>	2	0,23	0,54 ± 0,55	0,61
<i>Ammoglanis nheengatu</i>	1,93	0	0,51 ± 0,45	0,58
<i>Bryconops</i> sp.	0	1,46	0,51 ± 0,34	0,58

Os resultados do teste de Kruskal-Wallis para a riqueza, abundância, índices de diversidade taxonômica e de diversidade funcional (Tabela 5, Figura 7) indicam que houve diferença estatisticamente significativa ($p \leq 0,05$) para o índice de diversidade de Shannon-Wiener, divergência funcional e diversidade de Rao (maiores em igarapés dentro da UC).

Tabela 5. Média \pm desvio padrão (dp) dos índices de diversidade taxonômica e funcional da ictiofauna de igarapés situados dentro (JMX) e fora (OUT) do Parque Nacional do Jamanxim. Em negrito estão destacadas as comparações com nível de significância menor que 0,05.

Índices	Média \pm dp (JMX)	Média \pm dp (OUT)	H (Kruskal- Wallis)	p- valor
Taxonômicos				
Riqueza	22,66 \pm 7,31	16.76 \pm 8.94	3,228	0,071
Abundância	244,06 \pm 133,63	188.61 \pm 209.76	2,106	0,146
Shannon Wiener (H')	2,43 \pm 3,86	1,64 \pm 1,04	4,393	0,036
Berger-Parker (d)	0,30 \pm 0,11	0.40 \pm 0.12	2,984	0,084
Funcionais				
Riqueza funcional (FRic)	108.31 \pm 228.68	17.26 \pm 552.38	3,44	0,063
Uniformidade funcional (FEve)	0.58 \pm 0.06	0.57 \pm 0.08	0,08	0,769
Divergência funcional (FDiv)	0.72 \pm 0.11	0.63 \pm 0.09	4,00	0,045
Diversidade de Rao	14.91 \pm 121.54	11.44 \pm 107.76	8,29	0,003



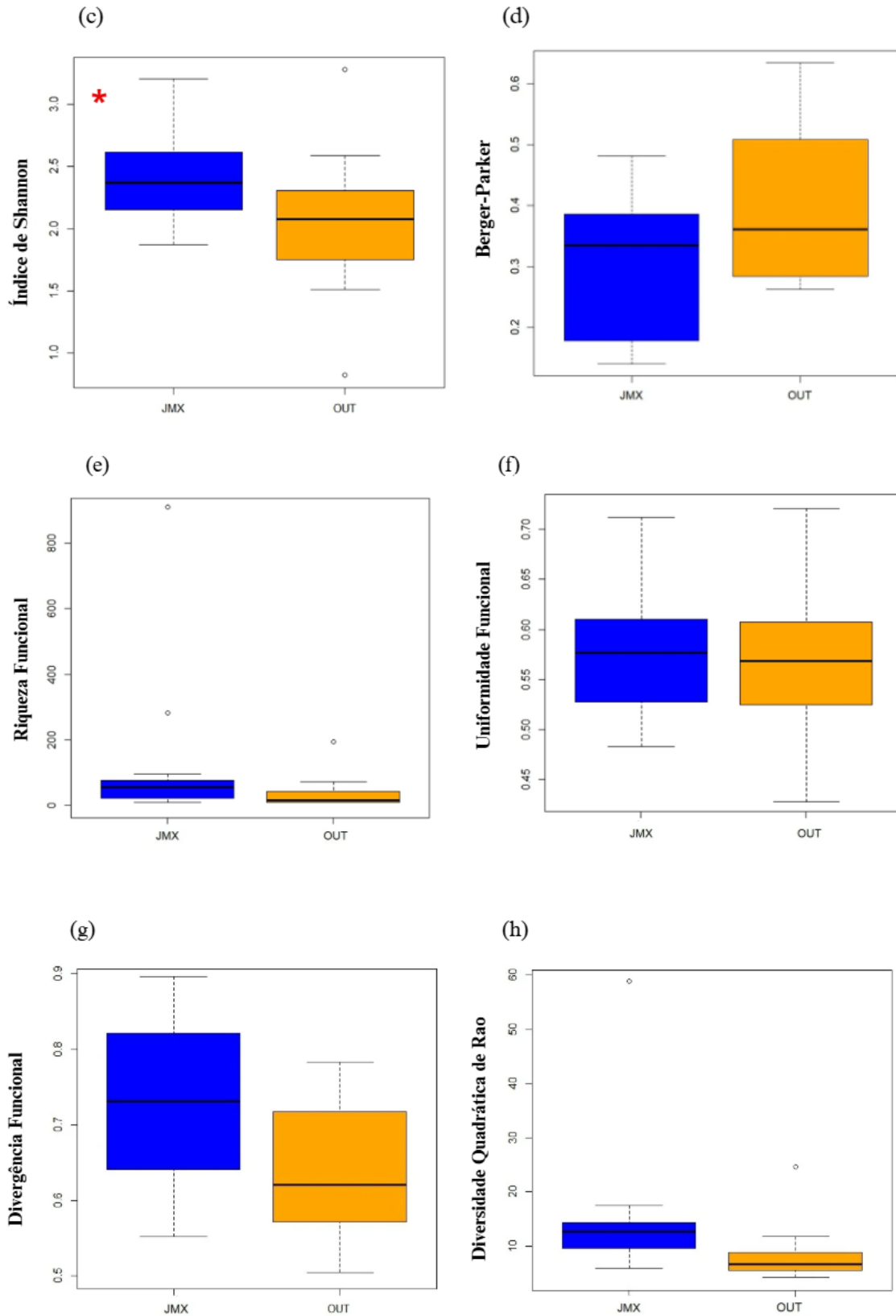


Figura 7. Box-plots representando as medianas (traços horizontais), quartis (caixas) e máximos e mínimos (traços verticais) dos valores dos índices de diversidade taxonômica e funcional das assembléias de peixes de igarapés situados dentro (JMX, em azul) e fora

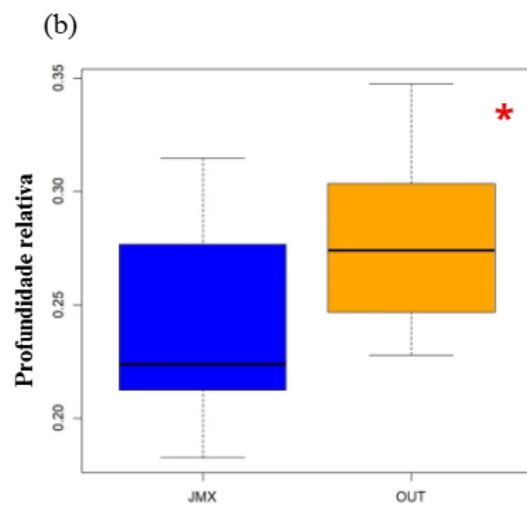
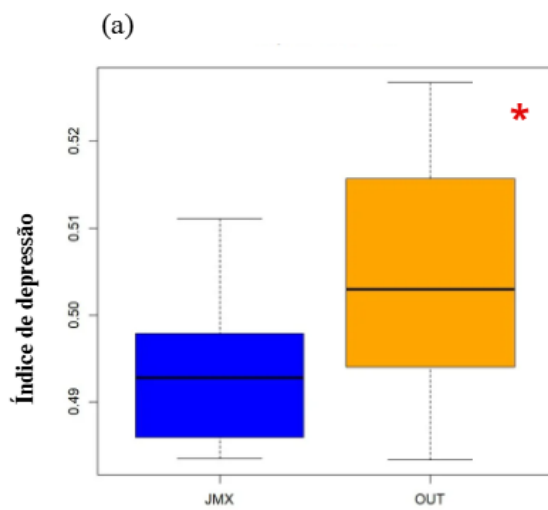
(OUT, em laranja) do Parque Nacional do Jamanxim. Asteriscos expressam as diferenças significativas ($p < 0.05$).

Dentre os 19 atributos analisados, o índice de depressão, a altura relativa do corpo, a altura relativa da cabeça e proporção da nadadeira anal demonstraram diferir entre as assembleias de igarapés situados dentro e as de fora do Parque (Tabela 6, Figura 8.). No caso do índice de depressão, valores altos estão presentes em peixes que exploram habitats mais próximos à superfície ou na coluna d'água (vide Anexo 2). O maior valor ponderado para esse índice em igarapés de fora do Parque indica tais que locais possuem predominância de indivíduos com essa característica; ou seja, nas assembleias predominam peixes nectônicos. Para a altura relativa, os valores mais baixos indicam peixes que habitam igarapés com fluxo rápido da água e alta habilidade de realizar curvas verticais. Os maiores valores do CWM indicam que a altura relativa do corpo foi fortemente registrada fora do Parque, sugerindo uma predominância de espécies bentônicas nesses igarapés. Para a altura relativa da cabeça, os maiores valores desse índice indicam peixes capazes de se alimentar de presas maiores, e essa condição morfológica foi predominante em igarapés situados dentro do Parque. Por fim, o CWM que reflete a proporção da nadadeira anal sugere maior capacidade dos movimentos de progressão e regressão durante a natação, o que é típico de peixes da ordem Gymnotiformes. Os valores ponderados desse índice foram maiores dentro do Parque.

Tabela 6. Média \pm desvio padrão das médias ponderadas de cada atributo ecomorfológico da ictiofauna presente (*Community Weighed Means*, CWM) em igarapés situados dentro (JMX) e fora (OUT) do Parque Nacional do Jamaxim, Pará, Brasil. Em negrito estão destacadas as comparações com nível de significância menor que 0,05, realizadas por meio do teste de Kruskal-Wallis (H).

Atributos	CWM (JMX)	CWM (OUT)	H	p
Índice de compressão	1,94 \pm 0,09	2,23 \pm 0,10	2,917	0,0877
Índice de depressão	0,49 \pm 0,01	0,50 \pm 0,01	4,002	0,0454
Altura relativa	0,24 \pm 0,01	0,28 \pm 0,01	5,260	0,0218
Coefficiente de finura	0,09 \pm 0,01	0,34 \pm 0,22	0,117	0,7327
Comprimento relativo do pedúnculo caudal	0,14 \pm 0,01	0,11 \pm 0,01	1,488	0,2225
Altura relativa do pedúnculo caudal	0,44 \pm 0,02	0,38 \pm 0,02	2,752	0,0971

Largura relativa do pedúnculo caudal	0,24 ± 0,01	0,21 ± 0,01	3,810	0,0501
Comprimento relativo da cabeça	0,25 ± 0,01	0,26 ± 0,01	0,152	0,6963
Altura relativa da cabeça	0,72 ± 0,01	0,67 ± 0,01	4,610	0,0318
Largura relativa da boca	0,65 ± 0,02	0,68 ± 0,01	2,438	0,1184
Posição do olho	0,54 ± 0,01	0,53 ± 0,01	1,736	0,1877
Área relativa da nadadeira dorsal	0,03 ± 0,01	0,06 ± 0,01	0,238	0,6256
Área relativa da nadadeira caudal	0,04 ± 0,01	0,04 ± 0,01	1,610	0,2046
Área relativa da nadadeira anal	0,02 ± 0,01	0,02 ± 0,01	0,193	0,6605
Proporção da nadadeira anal	4,38 ± 0,19	4,13 ± 0,13	4,402	0,0356
Área relativa da nadadeira peitoral	0,02 ± 0,01	0,02 ± 0,01	0,021	0,8836
Proporção da nadadeira peitoral	4,12 ± 0,24	3,5 ± 0,16	2,752	0,0971
Área relativa da nadadeira pélvica	0,01 ± 0,01	0,01 ± 0,01	0,021	0,8836
Proporção da nadadeira pélvica	4,61 ± 0,28	4,35 ± 0,19	0,193	0,6605



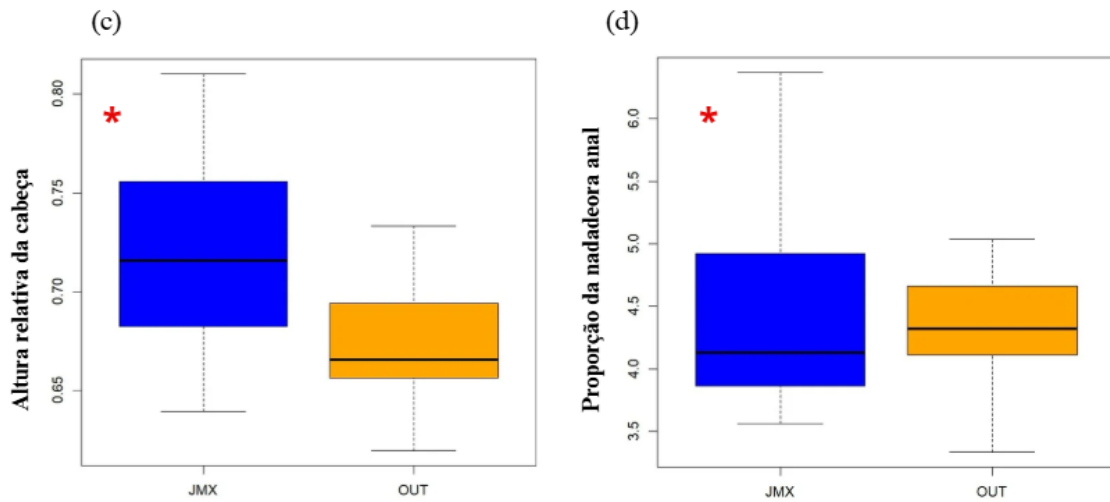


Figura 8. Média dos valores dos atributos ecomorfológicos, ponderada pela abundância das espécies (CWM, *Community-Weighted Mean*) presentes em igarapés situados dentro (JMX) e fora (OUT) do Parque Nacional do Jamanxim. Asteriscos indicam diferenças significativas ($p < 0.05$). (a) Índice de depressão (b) Altura relativa (c) Altura relativa da cabeça (d) Proporção da nadadeira anal.

5. DISCUSSÃO

Os resultados aqui obtidos indicam que o Parque Nacional do Jamanxim contribui parcialmente com a conservação dos peixes de igarapés daquela região, pois: (i) existem espécies registradas exclusivamente no entorno do Parque; (ii) a estrutura de comunidade dos igarapés dentro e fora do Parque é distinta; (iii) por consequência, os padrões morfológicos das espécies dominantes correspondem a essas diferenças.

Os riachos situados dentro da UC apresentam características de ambientes bem preservados, com a vegetação ripária abundante fornecendo galhos submersos, raízes, pedras e folhas que criam abrigos e substratos diversificados para distintas espécies aquáticas (Leal et al. 2016). Por outro lado, os riachos amostrados no entorno da UC apresentam maior variabilidade, apresentando trechos menos impactados, com faixas expressivas de mata ripária, e áreas significativamente alteradas pela ação antrópica, como pastagens e igarapés adjacentes a rodovias.

Em estudos que comparam a estrutura de riachos situados em unidades de conservação com aqueles em ambientes antropizados, espera-se observar que, em áreas mais preservadas, as condições sejam mais propícias à formação de microhabitats variados, o que favorece o desenvolvimento e a manutenção de uma biodiversidade aquática mais rica. No entanto, neste caso, não foram observadas diferenças ambientais significativas entre os igarapés localizados dentro e fora da unidade de conservação, o que sugere que, mesmo os situados fora da UC, apresentam condições ambientais relativamente bem preservadas. O fato de a região ainda apresentar um bom estado de conservação merece destaque, uma vez que as alterações no uso do solo são relativamente recentes, como introduzido, a partir da década de 70. Além disso observa-se na Amazônia Oriental um mosaico de áreas protegidas, com destaque para o Parque Nacional do Jamanxim e outras UCs adjacentes (como APA do Tapajós, Flona de Altamira, Flona de Itaituba e Resex Riozinho do Anfrísio), o que contribui para a manutenção de atributos ecológicos locais. Esse contexto favorece a conservação da paisagem e, consequentemente, da qualidade ambiental dos ecossistemas aquáticos. Por consequência, mesmo os trechos amostrados fora dos limites do Parque Nacional apresentaram condições favoráveis de habitat, suficientes para sustentar uma considerável diversidade de peixes, reforçando a importância de corredores ecológicos e da conectividade entre áreas protegidas e não protegidas na conservação da ictiofauna regional.

As variáveis ambientais mais relevantes mostram-se coerentes em como elas se associam. A maior proporção de florestas nas microbacias se associa com mais matéria orgânica, com maior cobertura do dossel e melhor integridade do habitat, o que proporciona maior heterogeneidade ambiental (De Paula et al. 2013, Leal et al. 2016, Baldasso et al. 2023). De fato, a proporção de florestas nas microbacias, geralmente se reflete na faixa ripária, pois é componente da paisagem com forte influência sobre as variáveis locais dos igarapés, pois proporcionam maior complexidade, estabilidade estrutural e melhor qualidade da água (dos Santos et al. 2021).

É interessante apontar um estudo de Teresa et al. (2011) onde foram observadas que as diferenças físicas entre áreas mais e menos preservadas não obrigatoriamente influenciaram a estrutura das comunidades em unidades de conservação. Segundo os autores, os riachos menos preservados, apesar da menor qualidade estrutural, ainda podem manter condições adequadas para uma fauna diversa, provavelmente devido à proximidade de unidades de conservação com acesso e uso do solo restritos, o que minimiza impactos no habitat. Assim, pode-se deduzir que a proximidade com áreas de conservação exerce um efeito indireto na preservação de áreas mais alteradas. Nesse sentido, para o presente estudo, podemos inferir que a heterogeneidade no perfil dos riachos amostrados fora da UC é influenciada pela presença de vegetação nativa nas proximidades.

Os padrões de abundância pontam que as principais espécies a serem notadas para confirmar uma distinção nos padrões de ictiofauna apresentadas apontam que dentro da UC é marcada existência de mais espécies de Characiformes e Gymnotiformes de maneira expressiva enquanto as comunidades ao entorno são mais representadas por Characiformes e Siluriformes. O que demonstra um perfil ecomorfológico distinto para os riachos protegidos e desprotegidos pela UC.

Embora aqui os igarapés não demonstrem diferenças ambientais conforme a sua localização em relação à UC, o mesmo não ocorreu entre as assembleias de peixes desses igarapés, que foram distintas e demonstraram maior variação fora da UC. Nos riachos localizados dentro da UC, observou-se uma predominância expressiva de espécies das ordens Characiformes e Gymnotiformes, enquanto nas áreas do entorno, as comunidades são majoritariamente compostas por Characiformes e Siluriformes. Esse padrão sugere um perfil ecomorfológico distinto entre os igarapés protegidos e não protegidos, refletindo possíveis diferenças em estrutura de habitat, qualidade ambiental e disponibilidade de recursos.

A análise SIMPER indicou uma dissimilaridade de 88% na abundância de espécies entre os igarapés localizados no interior das Unidades de Conservação (UC) e aqueles situados em seu entorno (OUT), revelando diferenças estruturais marcantes na composição da ictiofauna. As espécies com maior contribuição para essa dissimilaridade foram *Hemigrammus melogrammus*, *Microcharacidium* sp., *Apistogramma* sp., *Hypopygus lepturus* e *Curculionichthys itaim*, todas registradas com maior abundância dentro das UCs. A presença destacada de espécies com diferentes estratégias ecológicas e pertencentes a diversas ordens — como Characiformes, Cichliformes, Gymnotiformes e Siluriformes — evidencia um padrão de organização funcional mais heterogêneo nos ambientes protegidos, o que sugere maior integridade ambiental e estabilidade ecológica (Frederico et al., 2018; Jézéquel et al., 2020). O fato de essas espécies estarem associadas a diferentes níveis tróficos e modos de uso do habitat reforça a importância das UCs para a manutenção de uma rede ecológica mais complexa e funcionalmente diversificada.

Além disso, os padrões de abundância indicam perfis ecomorfológicos contrastantes entre os dois tipos de ambientes. Nos igarapés localizados dentro da UC, observou-se maior representatividade de espécies de Gymnotiformes — como *Hypopygus lepturus*, que utiliza estruturas submersas para eletrolocalização e abrigo — e de Siluriformes especializados, como *Curculionichthys itaim*, típico de substratos com maior estabilidade e cobertura vegetal. Esses padrões são condizentes com ambientes mais conservados, com presença de mata ripária contínua, heterogeneidade estrutural e baixa carga antrópica (Brejão et al., 2021; Montag et al., 2019). Em contraposição, os riachos do entorno mostraram maior abundância de espécies generalistas e oportunistas, como *Astyanax* gr. *bimaculatus* e *Hyphessobrycon* gr. *cachimbensis*, comumente associadas a ambientes degradados e com menor complexidade de microhabitats (Leal et al., 2018; Casatti, 2010). Essa composição indica um possível processo de filtragem ambiental, no qual as espécies mais tolerantes prevalecem em paisagens com alterações no uso do solo e perda de vegetação ripária, enquanto espécies mais especializadas tendem a desaparecer (Frederico et al., 2018).

Esse cenário reforça o papel das UCs como refúgios para espécies com maior sensibilidade ecológica, cujas exigências ambientais tornam sua permanência inviável em contextos antrópicos. Além disso, revela como as alterações na paisagem influenciam diretamente a estrutura funcional das assembleias de peixes, podendo comprometer o fornecimento de serviços ecossistêmicos relacionados ao controle de biomassa, ciclagem de nutrientes e estabilidade trófica. Nesse sentido, a conservação da vegetação ripária e a

manutenção da conectividade hidrológica entre habitats tornam-se fundamentais para preservar não apenas a riqueza taxonômica, mas também a diversidade funcional e os processos ecológicos associados (Brejão et al., 2021; Leal et al., 2018).

Os resultados dos índices de diversidade taxonômica indicam que não há grandes variações entre a diversidade dos pontos amostrados dentro da UC e os de fora, com exceção do índice de Shannon, que é mais elevado nas áreas preservadas. Isso sugere uma comunidade com uma diversidade maior de espécies e uma distribuição mais equilibrada dos indivíduos entre elas. Sob a perspectiva da diversidade funcional, os índices significativos analisados – divergência funcional (FDiv) e diversidade quadrática de Rao (RaoQ) – indicam que a ictiofauna dentro da UC apresenta uma maior diversidade funcional e ocupa um espaço multidimensional de atributos funcionais mais amplo em comparação às assembleias encontradas no entorno da UC. O alto valor de FDiv nas comunidades protegidas sugere que as espécies mais abundantes estão distribuídas nas extremidades do espaço funcional, refletindo uma exploração mais diversificada dos recursos e uma menor redundância funcional (Villéger et al. 2008). A Diversidade Quadrática de Rao aprimora a abordagem funcional ao incorporar a diferença funcional entre pares de espécies selecionadas aleatoriamente (Cianciaruso et al. 2009, Teresa et al. 2021), apontando que mesmo a UC apresentando um menor número de espécies exclusivas, as espécies existentes demonstram uma maior diferenciação funcional entre si em comparação com as assembleias externas. Esse padrão também sugere uma menor redundância funcional dentro da UC.

Essa diversidade funcional se manifesta na presença de espécies que ocupam diferentes nichos ecológicos, incluindo peixes pelágicos e bentônicos, especialistas na forrageamento de troncos, raízes, substratos diversos como areias e rochas, além de espécies que saltam sobre a lâmina d'água para capturar insetos. No entanto, a ausência de diferenças significativas nos demais índices funcionais analisados sugere que a diversidade funcional geral das comunidades de peixes ainda se mantém relativamente semelhante entre as áreas protegidas e não protegidas. Isso se deve, em parte, à alta representatividade de espécies comuns em ambas as áreas, evidenciando uma relativa estabilidade na composição das assembleias ictiológicas da região.

Em relação às adaptações morfológicas observadas nos diferentes contextos de conservação, os valores médios dos atributos ecomorfológicos ponderados pela abundância das espécies (CWM – *Community-Weighted Mean*) apresentaram diferenças significativas entre as áreas dentro e no entorno da UC. Os resultados para as amostras

fora da UC demonstraram significância para o índice de depressão (DI) e profundidade relativa (RD) (vide Figura 8(a), 8(b) e Anexo 2 para as fórmulas). O índice de depressão (DI) mede o grau de achatamento dorsoventral dos peixes, sendo que valores elevados desse índice são característicos de espécies bentônicas, adaptadas à exploração do substrato (Hora 1922, Watson & Balon, 1984). Isso justifica a presença de diversas espécies de Siluriformes nesses riachos (como *Ancistrus* sp.3, *Aspidoras poecilus*, *Otocinclus hansemani* e *Imparfinis* sp.). A profundidade relativa mede a relação entre a altura corporal e comprimento padrão, ou seja, valores mais altos de RD apontam um corpo mais profundo, que pode estar associado a uma maior estabilidade durante a natação em águas com correnteza e habilidade de realizar curvas verticais, o que indica a adaptação a ambientes de corredeiras (Gatz1979). Tal fato aponta novamente forte associação com espécies de peixes Siluriformes como *Ancistrus* sp.3 e *Aspidoras poecilus* e *Otocinclus hansemani* que foram encontrados em igarapés fora da zona de conservação, mas que são típicos de regiões conservadas, reforçando as áreas externas ao Parque como ainda conservadas o suficiente para sustentar hábitos de vida bentônicos.

Para os valores de CWM significativos dentro da UC, podemos observar altura relativa da cabeça (RHH) e proporção da nadadeira anal (ARA) como os índices significativos para a análise (vide Figura 8c e 8d). A altura relativa da cabeça avalia a proporção entre a altura da cabeça e a altura máxima do corpo do peixe. Uma RHH elevada aponta adaptações para captura de presas maiores, incluindo pequenos peixes, ou a escavação de substratos (Winemiller 1991, Willis et al. 2005), hábitos de vida apresentados pelos gêneros *Cetopsis*, *Helogenes* e *Gasteropelecus* (Silva et al. 2009, Vari et al. 2005). Por outro lado, a proporção da nadadeira anal (ARA) representa a relação entre o comprimento da base da nadadeira anal e o comprimento padrão do peixe. Valores mais altos desse índice indicam uma maior capacidade de realizar movimentos de progressão e regressão durante a natação, contribuindo para a estabilidade e minimizando movimentos indesejados, como rolamentos laterais (Breda et al. 2005), essa característica se torna especialmente útil para ambientes com vegetação marginal, facilitando o deslocamento entre galhos e raízes. Na amostra dentro da UC, essa característica sugere a presença de espécies da ordem Gymnotiformes nos igarapés, como *Eigenmannia* sp., *Platyurosternarchus macrostoma* e *Sternopygus macrurus*. Todas essas, são espécies que são ocorrentes em situações mais preservadas de habitat, pois forrageiam estruturas ripárias estruturas ripárias estruturas ripárias onde se alimentam de pequenos insetos e crustáceos (Lasso et al. 2023).

Com base nessas análises, observa-se que a conversão do uso do solo, de florestas preservadas para áreas impactadas, como rodovias e pastagens, tem provocado mudanças significativas na composição das comunidades de peixes. A maior variação na estrutura das assembleias de igarapés situados fora da UC sugere uma maior sensibilidade a essas mudanças. No Parque Nacional do Jamanxim, onde o histórico de desmatamento é recente, os efeitos a longo prazo dessas alterações ainda são pouco estudados e necessitam de investigações futuras.

Em estudos como o de Brejão et al. (2021) demonstram que áreas de desmatamento recente sofrem maior perda de diversidade taxonômica do que funcional. Isso ocorre porque a substituição taxonômica elimina espécies que dependem da vegetação marginal para cumprir seu nicho ecológico e favorece aquelas mais resistentes às novas condições do habitat. Paralelamente, estabelece-se uma redundância funcional, onde diferentes espécies desempenham papéis ecológicos semelhantes, permitindo uma estabilidade parcial das assembleias de peixes. Neste caso, nos riachos situados fora da UC, nota-se uma redundância funcional de espécies de peixes que são predadoras de microinvertebrados e insetos, como as do gênero *Moenkhausia*, *Knodus* e *Hyphessobrycon*, de espécies onívoras que se alimentam de uma ampla gama de recursos alimentarem desde macrófitas a microinvertebrados, como os gêneros *Astyanax* e *Bryconops*, e de espécies predadoras de topo para pequenos riachos como *Gymnotus*, *Rhamdia* e *Imparfinis*. Nas comunidades encontradas em áreas preservadas, há uma maior diversidade de espécies desempenhando essas mesmas funções ecológicas. Além disso, os grupos funcionais dos herbívoros e detritívoros, estreitamente ligado à integridade da vegetação marginal dos riachos, está mais bem representado, reforçando a importância dessas áreas para a manutenção dos processos ecológicos.

A distinção entre as assembleias de peixes nos igarapés localizados dentro e fora da Unidade de Conservação (UC) evidencia um processo de degradação ambiental progressiva, frequentemente impulsionado pela intensificação das alterações no uso e cobertura do solo. Embora os riachos avaliados não apresentem sinais explícitos de distúrbios severos, os padrões de composição e abundância da ictiofauna sugerem a ocorrência de uma “degradação silenciosa” – um processo gradual, cumulativo e muitas vezes imperceptível de alteração ecológica que compromete a integridade dos ecossistemas (Leal et al., 2018). Tal processo é particularmente preocupante em regiões de alta biodiversidade, como a Amazônia, onde alterações mesmo sutis podem resultar em perdas significativas de espécies funcionais e ecológicas (Arantes et al., 2019).

Dados recentes indicam que aproximadamente 2,5 milhões de quilômetros quadrados da floresta amazônica já apresentam sinais de degradação decorrente de fatores como incêndios florestais, extração seletiva de madeira, abertura de clareiras e efeitos de borda (Lapola et al., 2023). Estima-se que tais processos afetem cerca de 38% das florestas remanescentes na região, o que compromete a conectividade dos habitats e impacta diretamente os ecossistemas aquáticos associados, como os igarapés, que dependem fortemente da integridade da vegetação ripária (Brejão et al., 2021; Silva et al., 2020). A perda da cobertura florestal, ainda que parcial, altera o microclima, aumenta a sedimentação, intensifica a radiação solar sobre os corpos d'água e modifica a entrada de matéria orgânica – todos fatores que repercutem negativamente sobre a estrutura funcional das comunidades de peixes (Casatti, 2010; Tabacchi et al., 1998).

Dessa forma, os resultados obtidos reforçam a importância estratégica das Unidades de Conservação não apenas como barreiras físicas à degradação, mas como componentes essenciais para a manutenção de processos ecológicos mais amplos, que sustentam a diversidade biológica e funcional nos ecossistemas aquáticos amazônicos (Frederico et al., 2018; Jézéquel et al., 2020). A detecção precoce de mudanças nas assembleias de peixes pode, portanto, servir como um bioindicador sensível de alterações ambientais em curso, e apoiar estratégias de manejo mais eficazes voltadas à conservação da integridade ecológica desses ambientes.

Sobre a perspectiva histórica de alteração de habitat nessa região, além dos impactos imediatos, anos de alterações no habitat deixam um legado duradouro sobre a biodiversidade atual, uma vez que eventos passados de uso do solo influenciam diretamente a estrutura e o funcionamento das comunidades biológicas contemporâneas (Bush et al. 2023). A ictiofauna amazônica, caracterizada por sua alta heterogeneidade, responde a esses impactos de maneira complexa, sendo influenciada por fatores estocásticos que estruturam as comunidades. Apesar do presente estudo não ter investigado diretamente as mudanças temporais da paisagem, evidências de trabalhos anteriores sugerem que o tempo é um fator determinante na intensificação dessas alterações estruturais (Brejão et al. 2018, Lobato et al. 2022).

Com o avanço do desmatamento na região, é provável que, ao longo do tempo, ocorram novas transformações nas comunidades aquáticas locais. Esse processo tende a resultar na substituição da ictiofauna especialista, adaptada a ambientes preservados, por espécies generalistas, promovendo a homogeneização do habitat e a redução da biodiversidade aquática.

6. CONCLUSÃO

Conclui-se que o Parque Nacional do Jamanxim desempenha um papel fundamental na conservação da fauna aquática da Amazônia Oriental, garantindo a permanência de espécies características da região. Sua existência não apenas protege organismos dentro de seus limites, mas também gera um efeito de conservação em áreas adjacentes. No entanto, embora o Parque tenha grande importância para a ictiofauna local, sua eficácia na preservação da biodiversidade aquática é limitada. A alteração recente das estruturas de habitat devido ao desmatamento tem levado à exclusão de algumas espécies da Unidade de Conservação, restringindo-as a riachos externos. Esse fenômeno influencia diretamente a estrutura morfológica dos peixes adaptados a ambientes mais impactados, evidenciando a necessidade de estratégias adicionais para fortalecer a conservação regional.

REFERÊNCIAS

- ALEIXO, A. et al. Climate change and biodiversity of Brazilian biomes: Past, present, and future. *Natureza & Conservação*, v. 8, n. 2, p. 194–196, 2010.
- ANDERSON, M. *PERMANOVA+ for PRIMER: guide to software and statistical methods*. Plymouth: Primer-E Limited, 2008.
- ARANTES, C. C. et al. Hydrology shapes taxonomic, functional, and phylogenetic beta diversity of fish assemblages in the Amazon. *Freshwater Biology*, v. 64, n. 1, p. 60–73, 2019.
- BALON, E. K. Types of feeding in the ontogeny of fishes and the life-history model. *Environmental Biology of Fishes*, v. 16, p. 11–24, 1986.
- BENONE, N. L. et al. Role of environmental and spatial processes structuring fish assemblages in streams of the eastern Amazon. *Marine and Freshwater Research*, v. 69, n. 2, p. 243–252, 2017.
- BUSCH, M. H. et al. The only lasting truth is change: multiple dimensions of biodiversity show historical legacy effects in community assembly processes of freshwater fish. *Oikos*, v. 2023, n. 6, e09713, 2023. DOI: 10.1111/oik.09713. [Wiley Online Library](#)
- BLAKE, R. W. Functional design and burst-and-coast swimming in fishes. *Canadian Journal of Zoology*, v. 61, n. 11, p. 2491–2494, 1983. DOI: 10.1139/z83-330. [Canadian Science Publishing](#)
- BUSS, D. F. et al. Evaluation of the environmental quality monitoring protocol for Amazonian streams: a systematic review. *Ambiente & Água*, v. 9, n. 4, p. 793–809, 2014. [SciELO Brasil](#)
- BRASIL. Decreto n. 8.916, de 25 de novembro de 2016. Dispõe sobre a qualificação de empreendimentos públicos federais de transportes para implantação de investimentos por meio de novas parcerias com o setor privado (Ferrovia Ferrogrão – EF-170). *Diário Oficial [da] União*: seção 1, Brasília, DF, 28 nov. 2016. [Pesquisa Nacional](#)

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Lei n. 9.985, de 18 de julho de 2000. Institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza – SNUC e dá outras providências. *Diário Oficial* [da] *União*: seção 1, Brasília, DF, 19 jul. 2000.

conexaoagua.mpf.mp.br

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. [Informação insuficiente para elaborar a referência completa]. Brasília, DF, 2004. *Obs.: favor conferir o título ou tipo de documento para finalização da entrada.*

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Secretaria de Biodiversidade e Florestas. Departamento de Áreas Protegidas. *Relatório parametrizado – Unidade de Conservação do Parque Nacional do Jamanxim*. Brasília, DF, 2024. Disponível em: <http://sistemas.mma.gov.br/cnuc/>. Acesso em: 12 novembro 2024.

BREDA, L.; DE OLIVEIRA, E. F.; GOULART, E. Ecomorfologia de locomoção de peixes com enfoque para espécies neotropicais. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, v. 27, n. 4, p. 371–381, 2005.

BREJÃO, G. L. *et al.* 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.

DOI: 10.1590/1982-0224-2021-0042.

CASATTI, L.; CASTRO, R. Testing the ecomorphological hypothesis in a headwater riffles fish assemblage of the rio São Francisco, southeastern Brazil. *Neotropical Ichthyology*, v. 4, p. 203–214, 2006.

CASATTI, L. Changes in the Brazilian Forest Code: potential impacts on the ichthyofauna. *Biota Neotropica*, v. 10, n. 4, [s. p.], 2010. Disponível em:

<https://www.biotaneotropica.org.br>. Acesso em: 16 março 2025.

CIANCIARUSO, M. V.; SILVA, I. A.; BATALHA, M. A. Diversidades filogenética e funcional: novas abordagens para a Ecologia de comunidades. *Biota Neotropica*, v. 9, p. 93–103, 2009.

COSTA, W. *et al.* *Amazônia do futuro: o que esperar dos impactos socioambientais da Ferrogrão?* Belo Horizonte: Centro de Sensoriamento Remoto, UFMG, 2020. (Policy Brief, nov. 2020).

CLARKE, K. R.; GORLEY, R. N. *Primer v6: user manual/tutorial*. Plymouth: Plymouth Marine Laboratory, 2006.

CRIPPA, V. E. L. Dieta, hábitos alimentares e morfologia trófica de peixes de pequeno porte, em lagoas da planície de inundação do alto rio Paraná, Brasil. 2006. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais) – Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2006.

DE PAULA, F. R. *et al.* Influence of forest cover on in-stream large wood in an agricultural landscape of southeastern Brazil: a multi-scale analysis. *Landscape Ecology*, v. 28, p. 13–27, 2013.

DE MORAES, M. B.; DE SOUZA BRAGA, F. M. Biologia populacional de *Imparfinis minutus* (Siluriformes, Heptapteridae) na microbacia do Ribeirão Grande, serra da Mantiqueira oriental, Estado de São Paulo. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, v. 33, n. 3, p. 301–310, 2011.

DOS SANTOS, G. P. *et al.* Efeitos da integridade ambiental da zona ciliar e sua influência na qualidade da água de igarapés urbanos em Santarém-PA, Amazônia, Brasil. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v. 14, n. 7, p. 4035–4055, 2021.

DA SILVA, F. R. *et al.* *Análises ecológicas no R. Recife*: Nupeea; São Paulo: Canal 6, 2022. 640 p. ISBN 978-85-7917-564-0.

DE SOUZA, A. K. P.; BATISTA, G. T. Caracterização fisiográfica da bacia hidrográfica do Alto Rio Jamanxim, Pará, Brasil. *Ambiente & Água – An Interdisciplinary Journal of Applied Science*, v. 2, n. 2, p. 69–87, 2007.

FEARNSIDE, P. Deforestation of the Brazilian Amazon. In: *Oxford Research Encyclopedia of Environmental Science*, 2017. DOI: 10.1093/acrefore/9780199389414.013.102

FERREIRA, J. *et al.* Brazil's environmental leadership at risk: mining and dams threaten protected areas. *Science*, v. 346, n. 6210, 2014. DOI: 10.1126/science.1260194

FONSECA, M.; LAMAS, I.; KASECKER, T. O papel das unidades de conservação. *Scientific American Brasil*, n. 39, p. 18–23, 2010.

FREDERICO, R. G.; ZUANON, J.; DE MARCO JR, P. Amazon protected areas and its ability to protect stream-dwelling fish fauna. *Biological Conservation*, v. 219, p. 12–19, 2018.

FREDERICO, R. G.; REIS, V. C. S.; POLAZ, C. N. M. Conservação de peixes de riacho: planejamento e políticas públicas. *Oecologia Australis*, v. 25, n. 2, p. 564–564, 2021.

FRICKE, R.; ESCHMEYER, W. N.; VAN DER LAAN, R. *Eschmeyer's catalog of fishes: genera, species, references*. San Francisco: California Academy of Science, 2024a. Disponível em:

<http://researcharchive.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/fishcatmain.asp>.

Acesso em: 15 janeiro 2025.

FROESE, R.; PAULY, D. *FishBase*. World Wide Web electronic publication, 2024. Disponível em: <http://www.fishbase.org>. Acesso em: 16 maio 2025. Versão (04/2024).

GARCIA, T. O. *et al.* The influence of landscape at multiple spatial scales of the river basins at the Eastern Amazon fish assemblage. *Neotropical Ichthyology*, v. 21, e220044, 2023.

GARNIER, E. *et al.* Plant functional markers capture ecosystem properties during secondary succession. *Ecology*, v. 85, n. 9, p. 2630–2637, 2004.

GATZ, A. J. Community organization in fishes as indicated by morphological features. *Ecology*, v. 60, n. 4, p. 711–718, 1979.

GOSLINE, W. A. *Functional morphology and classification of teleostean fishes*. Honolulu: University Press of Hawaii, 1971.

HORA, S. L. Ecology, bionomics and evolution of the torrential fauna, with special reference to the organs of attachment. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London: Series B*, v. 218, p. 172–282, 1930.

INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE – ICMBio. *Plano de Manejo do Parque Nacional do Jamanxim*. Brasília: ICMBio, set. 2021.

INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE – ICMBio. *Programa Nacional de Monitoramento da Biodiversidade – Programa Monitora: Expedição de Implementação do Monitora Aquático no Parque Nacional do Jamanxim*. Brasília: ICMBio, nov. 2022.

INSTITUTO SOCIOAMBIENTAL – ISA. *Unidades de Conservação do Brasil*. 2024. Disponível em: <https://uc.socioambiental.org/pt-br>. Acesso em: 12 fevereiro 2025.

JÉZÉQUEL, C. *et al.* A database of freshwater fish species of the Amazon Basin. *Scientific Data*, v. 7, n. 1, p. 96, 2020.

JUNK, W. J.; SOARES, M. G. M.; BAYLEY, P. B. Freshwater fishes of the Amazon River basin: their biodiversity, fisheries, and habitats. *Aquatic Ecosystem Health & Management*, v. 10, n. 2, p. 153–173, 2007.

LALIBERTÉ, E.; LEGENDRE, P. A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology*, v. 91, n. 1, p. 299–305, 2010.

LAPOLA, D. M. *et al.* The drivers and impacts of Amazon forest degradation. *Science*, v. 379, n. 6630, eabp8622, 2023.

LASSO ALCALA, C. A. *et al.* *Peces del fondo del río Orinoco y afluentes principales (Colombia-Venezuela): diversidad y aspectos bioecológicos*. Bogotá: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, 2022.

LAVOREL, S. *et al.* Assessing functional diversity in the field – methodology matters! *Functional Ecology*, v. 22, n. 1, p. 134–147, 2008.

LEAL, C. G. *et al.* Multi-scale assessment of human-induced changes to Amazonian instream habitats. *Landscape Ecology*, v. 31, p. 1725–1745, 2016.

- 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. 55, p. 1312–1326, 2018.
- LOBATO, C. M. *et al.* Land use effects on the co-occurrence patterns of streams ichthyofauna in the eastern Amazon. *Ecological Indicators*, v. 145, 109659, 2022.
- MAGURRAN, A. E. *Medindo a diversidade biológica*. Curitiba: Editora da UFPR, 2011.
- MARGULES, C. R.; PRESSEY, R. L. Systematic conservation planning. *Nature*, v. 405, n. 6783, p. 243–253, 2000.
- MELACK, J. M.; COE, M. T. Amazon floodplain hydrology and implications for aquatic conservation. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, v. 31, n. 5, p. 1029–1040, 2021.
- MOUILLOT, D. *et al.* A functional approach reveals community responses to disturbances. *Trends in Ecology & Evolution*, v. 28, n. 3, p. 167–177, 2014.
- MONTAG, L. F. *et al.* Land cover, riparian zones and instream habitat influence stream fish assemblages in the eastern Amazon. *Ecology of Freshwater Fish*, v. 28, n. 2, p. 317–329, 2019.
- NESSIMIAN, J. L. *et al.* Land use, habitat integrity, and aquatic insect assemblages in Central Amazonian streams. *Hydrobiologia*, v. 614, n. 1, p. 117–131, 2008.
- OBERDORFF, T. *et al.* Unexpected fish diversity gradients in the Amazon basin. *Science Advances*, v. 5, eaav8681, 2019.
- OLIVEIRA, E. F. *et al.* Ecomorphological patterns of the fish assemblage in a tropical floodplain: Effects of trophic, spatial and phylogenetic structures. *Neotropical Ichthyology*, v. 8, p. 569–586, 2010.
- PEASE, A. A. *et al.* Functional diversity and trait–environment relationships of fish assemblages in a large tropical river delta. *Freshwater Biology*, v. 63, n. 7, p. 752–768, 2018.

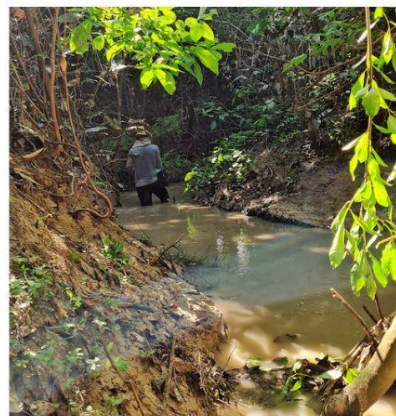
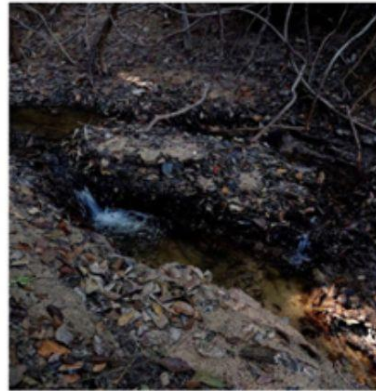
- PECK, D. V.; LAZORCHAK, J. M.; HERLIHY, A. T. *Environmental Monitoring and Assessment Program – Surface Waters: Western Pilot Study: Field Operations Manual for Wadeable Streams*. EPA/620/R-06/003. Washington, DC: U.S. Environmental Protection Agency, 2006.
- PÉREZ-MAYORGA, M. A. *et al.* Shared or distinct responses between intermediate and satellite stream fish species in an altered Amazonian River? *Environmental Biology of Fishes*, v. 100, p. 1527–1541, 2017.
- POUILLY, M. *et al.* Dietary-morphological relationships in a fish assemblage of the Bolivian Amazonian floodplain. *Journal of Fish Biology*, v. 62, p. 1137–1158, 2003.
- PROJETO MAPBIOMAS. Coleção v.9 – Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso da Terra do Brasil. 2024. Disponível em: <https://brasil.mapbiomas.org/>. Acesso em: 26 set. 2024.
- PRUDENTE, B. S. *et al.* Effects of reduced-impact logging on physical habitat and fish assemblages in streams of Eastern Amazonia. *Freshwater Biology*, v. 62, p. 303–316, 2017.
- RAO, R. Diversity and dissimilarity. *Theoretical Population Biology*, v. 21, n. 1, p. 24–43, 1982.
- RIBEIRO, M. D.; TERESA, F. B.; CASATTI, L. Use of functional traits to assess changes in stream fish assemblages across a habitat gradient. *Neotropical Ichthyology*, v. 14, e140185, 2016.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM. *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing, 2024.
- SILVA, E. L. D.; CENTOFANTE, L.; MIYAZAWA, C. S. Análise morfométrica em *Thoracocharax stellatus* (Kner, 1858) (Characiformes, Gasteropelecidae) proveniente de diferentes bacias hidrográficas Sul-americanas. *Biota Neotropica*, v. 9, p. 71–76, 2009.

- SILVA, T. S. F. *et al.* Disentangling the role of forest cover and local factors on the functional structure of fish assemblages in eastern Amazonia. *Freshwater Biology*, v. 65, n. 1, p. 123–135, 2020.
- SIMIONI, P. F. *et al.* Anatomical traits related to leaf and branch hydraulic functioning on Amazonian savanna plants. *AoB Plants*, v. 15, n. 3, plad018, 2023.
- SOARES-FILHO, B. *et al.* Cracking Brazil's forest code. *Science*, v. 344, n. 6182, p. 363–364, 2014.
- SCOLES, R. Geomorfologia da bacia do Tapajós. In: OCEKADI. *Hidrelétricas, conflitos socioambientais e resistência na bacia do Tapajós*. 1. ed. p. 29–42, 2016.
- TABACCHI, E. *et al.* Development, maintenance and the role of riparian vegetation in the river landscape. *Freshwater Biology*, v. 40, p. 497–516, 1998.
- TERESA, F. B. *et al.* Habitat simplification affects nuclear-follower foraging association among stream fishes. *Neotropical Ichthyology*, v. 9, p. 121–126, 2011.
- VARI, R. P.; FERRARIS Jr., C. J.; PINNA, M. C. C. de. The Neotropical whale catfishes (Siluriformes: Cetopsidae: Cetopsinae), a revisionary study. *Neotropical Ichthyology*, v. 3, n. 2, p. 127–238, 2005.
- VAN DER SLEEN, P.; ALBERT, J. S. *Field guide to the fishes of the Amazon, Orinoco, and Guianas*. v. 115. Princeton: Princeton University Press, 2017.
- VILLÉGER, S.; MASON, N. W.; MOUILLOT, D. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology*, v. 89, n. 8, p. 2290–2301, 2008.
- VILLÉGER, S. *et al.* Functional ecology of fish: current approaches and future challenges. *Aquatic Sciences*, v. 72, n. 2, p. 109–127, 2010.
- WAINWRIGHT, P. C.; BELLWOOD, D. R.; WESTNEAT, M. W. Ecomorphology of locomotion in labrid fishes. *Environmental Biology of Fishes*, v. 65, p. 47–62, 2002.
- WARD, J. V. The Four-Dimensional Nature of Lotic Ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society*, v. 8, n. 1, p. 2–8, 1989.

- WARD-CAMPBELL, B. M. S.; BEAMISH, F. W. H.; KONGCHAIYA, C.
Morphological characteristics in relation to diet in five coexisting Thai fish species.
Journal of Fish Biology, v. 67, p. 1266–1279, 2005.
- WATSON, D. J.; BALON, E. K. Ecomorphological analysis of fish taxocenes in
rainforest streams of northern Borneo. *Journal of Fish Biology*, v. 25, p. 371–384, 1984.
- WILGA, C. D.; LAUDER, G. V. Locomotion in sturgeon: Function of the pectoral fins.
Journal of Experimental Biology, v. 202, p. 2413–2432, 1999.
- WILLIS, S. C.; WINEMILLER, K. O.; LOPEZ-FERNANDEZ, H. Habitat structural
complexity and morphological diversity of fish assemblages in a Neotropical floodplain
river. *Oecologia*, v. 142, p. 284–295, 2005.
- WINEMILLER, K. O. Ecomorphological diversification in lowland freshwater fish
assemblages from five biotic regions. *Ecological Monographs*, v. 61, p. 343–365, 1991.

Anexos

Anexo 1. Vista geral dos riachos amostrados. Créditos: Equipe UFPA – Laboratório de Ecologia e Conservação.



Anexo 2. Descrição dos atributos ecomorfológicos e suas explicações ecológicas (adaptado de Oliveira et al. 2010* e Ribeiro et al. 2016**).

Atributos	Fórmulas	Descrição
1. Índice de compressão*	$CI = MBH/MBW$	Valores mais elevados indicam compressão lateral do peixe, o que é esperado para espécies que exploraram habitats com velocidade de água mais lenta (Gatz, 1979; Watson & Balon, 1984).
2. Índice de depressão*	$DI = BMH/MBH$	Valores mais baixos estão associados a peixes que exploram habitats mais próximos do fundo (Hora, 1922; Watson & Balon, 1984).
3. Altura relativa**	$RD = MBH/SL$	Valores mais baixos indicariam peixes que habitam águas rápidas, e estão diretamente relacionadas à sua capacidade de fazer curvas verticais (Gatz, 1979).
4. Coeficiente de finura**	$FD = SL/\sqrt{(MHB * MBW)}$	Avalia a influência da forma corporal na capacidade de nadar. Valores de 2 a 6 indicam baixo arrasto; a proporção ideal para maior eficiência na natação é 4,5 (Blake, 1983).
5. Comprimento relativo do pedúnculo caudal*	$RLP = CPdL/SL$	Peixes com pedúnculo caudal longo são bons nadadores. No entanto, os peixes adaptaram-se a rápidos fluxo de água, mas não necessariamente nectônicos como os bagres blindados. Também apresentaram pedúnculos longos em função de propulsão em curtas distâncias (Hora, 1922; Watson & Balon, 1984; Winemiller, 1991).
6. Altura relativa do pedúnculo caudal*	$RHP = CPdH/MBH$	Valores mais baixos indicam maior potencial de manobrabilidade (Winemiller, 1991).
7. Largura relativa do pedúnculo caudal*	$RWP = CPdW/MBW$	Valores relativos mais altos indicam melhores nadadores contínuos (Winemiller, 1991).
8. Comprimento relativo da cabeça*	$RLH = HdL/SL$	Maiores valores relativos de comprimento da cabeça são encontrados em peixes que se alimentam de presas maiores.

		Esse índice deve ser maior para piscívoros (Watson & Balon, 1984; Winemiller, 1991; Barrella <i>et al.</i> , 1994; Pouilly <i>et al.</i> , 2003; Willis <i>et al.</i> , 2005).
9. Altura relativa da cabeça*	$RHH = HdH/MBH$	Maiores valores relativos de altura da cabeça são encontrados em peixes que se alimentam de presas maiores. Maiores valores para este índice são esperados para piscívoros (Winemiller, 1991; Willis <i>et al.</i> , 2005).
10. Largura relativa da boca*	$RWM = MW/MBW$	Maiores valores relativos de comprimento da boca sugerem peixes que se alimentam de presas maiores (Gatz, 1979; Balon <i>et al.</i> , 1986; Winemiller, 1991; Ward-Campbell <i>et al.</i> , 2005).
11. Posição do olho*	$EP = EH/HdH$	Este índice está relacionado à detecção de alimentos e fornece informações sobre a predação visual (Pouilly <i>et al.</i> , 2003). Pode indicar a posição preferencial da espécie na coluna de água.
12. Área relativa da nadadeira dorsal*	$RAD = DA/(SL)^2$	Nadadeiras dorsais com áreas relativas maiores possuem melhor capacidade de estabilização nas deflexões (Gosline, 1971).
13. Área relativa da nadadeira caudal*	$RAC = CA/(SL)^2$	Nadadeiras caudais com áreas relativas maiores são importantes para a aceleração (Balon <i>et al.</i> , 1986).
14. Área relativa da nadadeira anal*	$RAA = AA/(SL)^2$	Maior área relativa indica maior capacidade de manobrabilidade e estabilização de movimento (Breda, 2005).
15. Proporção da nadadeira anal*	$ARA = (AL)^2/AA$	Nadadeiras anais com maior proporção indicam maior capacidade de progressão rápida e movimentos de regressão (Breda, 2005).
16. Área relativa da nadadeira peitoral*	$RAPt = PtA/(SL)^2$	A área da nadadeira peitoral é geralmente alta para espécies de natação lenta, que utilizam a nadadeira peitoral para manobrabilidade, como alguns caracídeos. Além disso, a área da nadadeira peitoral também pode ser elevada para peixes que exploram habitats com corrente intensa, como os siluriformes (Watson & Balon, 1984; Wilga & Lauder, 1999).

17. Proporção da nadadeira peitoral*	$ARPt = (PtL)^2/PtA$	Uma proporção mais elevada indica nadadeiras peitorais longas e estreitas, o que é mais esperado em peixes que são nadadores contínuos em alta velocidade e preferem regiões pelágicas (Wainwright <i>et al.</i> , 2002).
18. Área relativa da nadadeira pélvica*	$RAPv = PvA/(SL)^2$	A área da nadadeira pélvica é relativamente maior em peixes bentônicos e menor em peixes pelágicos (Breda, 2005).
19. Proporção da nadadeira pélvica*	$ARPv = (PvL)^2/PvA$	Valores maiores para a proporção da nadadeira pélvica são encontrados para peixes pelágicos e indicam uma maior capacidade de equilíbrio. Razões mais baixas estão associadas aos peixes bentônicos, porque ajudam a mantê-los no fundo nos fundos rochosos de habitats lóticos (Gatz, 1979).

Anexo 3. Média dos atributos ecomorfológicos. Siglas conforme o Anexo 2.

Espécies	CI	DI	RD	FC	RLPd	RHPd	RWPd	RAD	RAC	RAPt	ARPt	RLHd	RHHd	RWM	EP	RAPv	ARPv	RAA	ARA
<i>Aequidens gerciliae</i>	2.31	0.50	0.48	0.02	0.12	0.37	0.18	0.07	0.07	0.04	2.31	3.74	0.34	0.59	0.54	0.67	0.02	4.16	0.03
<i>Amblydoras affinis</i>	0.79	0.57	0.23	0.01	0.11	0.46	0.11	0.03	0.03	0.03	0.79	3.46	0.29	0.91	0.37	0.43	0.01	2.16	0.01
<i>Ammocryptocharax elegans</i>	1.67	0.44	0.14	0.04	0.15	0.56	0.33	0.01	0.02	0.00	1.67	6.76	0.25	0.75	0.51	0.42	0.00	5.05	0.00
<i>Ammoglanis nheengatu</i>	1.63	0.48	0.16	0.08	0.18	0.65	0.42	0.00	0.02	0.00	1.63	6.42	0.18	0.52	0.76	0.61	0.00	5.02	0.00

<i>Anablepsoides cf. urophthalmus</i>	1.35	0.50	0.19	0.04	0.18	0.64	0.26	0.01	0.04	0.02	1.35	2.05	0.25	0.67	0.71	0.48	0.00	3.82	0.02
<i>Ancistrus sp.1</i>	0.65	0.53	0.20	0.02	0.21	0.63	0.19	0.05	0.07	0.04	0.65	3.08	0.31	0.87	0.35	0.73	0.03	2.64	0.00
<i>Ancistrus sp.3</i>	0.62	0.61	0.19	0.03	0.22	0.66	0.21	0.05	0.07	0.03	0.62	3.33	0.32	0.92	0.37	0.65	0.02	3.15	0.00
<i>Apistogramma sp.</i>	2.17	0.46	0.34	0.03	0.12	0.46	0.23	0.05	0.05	0.02	2.17	4.15	0.32	0.66	0.54	0.56	0.02	4.34	0.03
<i>Aphyocharax sp.</i>	2.17	0.47	0.23	0.03	0.14	0.43	0.25	0.01	0.03	0.01	2.17	4.53	0.23	0.63	0.59	0.48	0.01	3.34	0.01
<i>Aspidoras poecilus</i>	1.44	0.38	0.29	0.05	0.10	0.54	0.28	0.02	0.07	0.03	1.44	2.94	0.26	0.79	0.48	0.58	0.03	2.92	0.02
<i>Astyanacinus moorii</i>	2.82	0.54	0.37	0.02	0.14	0.34	0.18	0.03	0.06	0.01	2.82	3.31	0.25	0.63	0.69	0.52	0.01	4.90	0.03
<i>Astyanax gr bimaculatus</i>	2.61	0.51	0.42	0.02	0.10	0.31	0.16	0.02	0.06	0.01	2.61	4.05	0.24	0.57	0.60	0.49	0.01	3.39	0.03
<i>Bario oligolepis</i>	3.02	0.54	0.46	0.02	0.09	0.32	0.24	0.03	0.07	0.01	3.02	4.76	0.27	0.53	0.67	0.49	0.01	5.86	0.02
<i>Batrochoglanis villosus</i>	1.05	0.50	0.23	0.02	0.13	0.66	0.19	0.02	0.07	0.02	1.05	1.79	0.29	0.75	0.91	0.65	0.02	1.92	0.02
<i>Brachyhypopomus beebei</i>	2.10	0.46	0.09	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	2.10	2.00	0.09	0.60	0.54	0.53	0.00	0.00	0.02
<i>Brachyhypopomus sullivanii</i>	1.86	0.60	0.08	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.86	1.75	0.08	0.65	0.47	0.51	0.00	0.00	0.01

<i>Bryconops sapezal</i>	1.92	0.55	0.27	0.01	0.13	0.39	0.16	0.01	0.04	0.01	1.92	4.39	0.24	0.68	0.60	0.56	0.01	4.93	0.02
<i>Bryconops</i> sp.1	2.80	0.52	0.30	0.02	0.10	0.31	0.21	0.01	0.04	0.01	2.80	5.05	0.24	0.61	0.71	0.54	0.00	5.79	0.01
<i>Bunocephalus</i> cf. <i>verrucosus</i>	0.45	0.62	0.13	0.03	0.21	0.31	0.13	0.01	0.03	0.03	0.45	2.15	0.19	0.72	0.33	0.66	0.01	2.30	0.01
<i>Carnegiella strigata</i>	4.28	0.78	0.49	0.05	0.11	0.20	0.20	0.02	0.04	0.06	4.28	3.76	0.26	0.36	0.95	0.53	0.01	4.02	0.05
<i>Cetopshorhamdia</i> sp.1	1.48	0.53	0.15	0.05	0.20	0.66	0.26	0.02	0.03	0.01	1.48	3.59	0.27	0.83	1.12	0.52	0.01	4.12	0.01
<i>Cetopsis sandrae</i>	1.59	0.42	0.24	0.03	0.10	0.56	0.23	0.01	0.05	0.01	1.59	3.90	0.24	0.70	0.88	0.47	0.01	2.23	0.02
<i>Characidium</i> aff. <i>zebra</i>	1.88	0.40	0.20	0.04	0.12	0.49	0.24	0.03	0.03	0.02	1.88	3.81	0.26	0.74	0.61	0.45	0.01	5.81	0.01
<i>Creagrutus ignotus</i>	1.86	0.59	0.25	5.49	0.26	0.42	0.19	0.02	0.03	0.01	1.86	0.30	0.25	0.72	0.69	0.57	0.01	4.05	0.02
<i>Curculionichthys</i> sp.	1.22	0.42	0.19	0.05	0.19	0.61	0.23	0.03	0.03	0.03	1.22	2.50	0.28	0.77	0.48	0.65	0.01	2.82	0.01
<i>Curculionichthys</i> <i>itaim</i>	0.83	0.52	0.14	0.04	0.22	0.44	0.34	0.02	0.03	0.02	0.83	3.71	0.28	0.88	0.33	0.52	0.01	2.85	0.01
<i>Cyphocharax</i> cf. <i>gouldingi</i>	2.44	0.43	0.32	0.03	0.13	0.36	0.28	0.02	0.04	0.01	2.44	3.81	0.28	0.54	0.64	0.48	0.01	4.27	0.01
<i>Dicrossus warzeli</i>	2.04	0.45	0.30	0.05	0.15	0.42	0.25	0.04	0.04	0.02	2.04	3.27	0.31	0.68	0.62	0.53	0.02	4.27	0.02

<i>Erythrinus erythrinus</i>	3.26	0.31	0.15	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	3.26	2.67	0.12	0.59	0.67	0.48	0.00	0.00	0.03
<i>Eigenmannia gr. trilineata</i>	1.35	0.50	0.22	0.02	0.11	0.73	0.22	0.02	0.06	0.02	1.35	2.81	0.29	0.67	0.68	0.47	0.01	3.97	0.01
<i>Farlowella amazona</i>	0.75	0.55	0.05	0.02	0.51	0.34	0.44	0.00	0.00	0.00	0.75	3.28	0.24	1.01	0.47	0.57	0.00	3.68	0.00
<i>Gasteropelecus sternicla</i>	4.52	0.78	0.57	0.03	0.09	0.18	0.21	0.02	0.07	0.05	4.52	4.84	0.25	0.32	0.70	0.63	0.00	2.69	0.05
<i>Gladioglanis conquistador</i>	2.16	0.47	0.31	0.04	0.13	0.72	0.21	0.02	0.03	0.02	2.16	1.70	0.25	0.64	0.77	0.61	0.01	3.69	0.01
<i>Gymnorhamphichthys rondoni</i>	3.31	0.59	0.06	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	3.31	3.40	0.11	0.66	0.44	0.60	0.00	0.00	0.01
<i>Gymnotus gr. carapo</i>	1.89	0.69	0.12	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.89	1.69	0.12	0.54	0.88	0.55	0.00	0.00	0.02
<i>Gymnotus coropinae</i>	2.10	0.43	0.09	0.02	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	2.10	2.32	0.14	0.69	1.06	0.50	0.00	0.00	0.03
<i>Harttia dissidens</i>	0.77	0.63	0.12	0.02	0.36	0.29	0.44	0.02	0.02	0.02	0.77	2.47	0.20	0.82	0.52	0.67	0.01	3.72	0.01
<i>Helogenes marmoratus</i>	1.92	0.51	0.18	0.03	0.09	0.68	0.13	0.01	0.03	0.01	1.92	2.40	0.19	0.67	1.22	0.57	0.01	2.94	0.05
<i>Hemibrycon surinamensis</i>	3.60	0.55	0.42	0.02	0.11	0.31	0.23	0.03	0.07	0.01	3.60	3.90	0.22	0.49	0.65	0.55	0.01	4.90	0.03
<i>Hemigrammus analis</i>	2.62	0.49	0.31	0.05	0.12	0.33	0.31	0.01	0.03	0.01	2.62	8.08	0.26	0.72	0.81	0.48	0.00	5.64	0.01

<i>Hemigrammus cf. geisleri</i>	2.29	0.47	0.26	0.06	0.12	0.39	0.35	0.01	0.02	0.00	2.29	8.28	0.22	0.76	0.61	0.47	0.00	6.33	0.01
<i>Holopristis ocellifera</i>	3.04	0.52	0.35	0.04	0.10	0.29	0.21	0.02	0.05	0.02	3.04	3.59	0.27	0.63	0.87	0.58	0.01	4.77	0.03
<i>Hemigrammus cf. rodwayi</i>	2.86	0.54	0.30	0.05	0.13	0.34	0.26	0.02	0.05	0.02	2.86	3.01	0.24	0.66	0.80	0.53	0.01	4.27	0.03
<i>Hemigrammus sp.1</i>	2.96	0.53	0.36	0.04	0.10	0.31	0.22	0.02	0.05	0.01	2.96	3.81	0.27	0.56	0.72	0.59	0.01	4.15	0.03
<i>Hemigrammus sp. 2</i>	2.49	0.48	0.28	0.07	0.10	0.35	0.35	0.01	0.02	0.00	2.49	8.56	0.24	0.69	0.74	0.46	0.00	6.67	0.01
<i>Hemigrammus melogrammus</i>	2.83	0.50	0.33	0.04	0.10	0.30	0.23	0.03	0.06	0.02	2.83	3.17	0.27	0.62	0.76	0.54	0.01	5.24	0.03
<i>Hoplias malabaricus</i>	1.43	0.47	0.22	0.01	0.13	0.61	0.20	0.03	0.05	0.01	1.43	3.79	0.32	0.70	0.73	0.51	0.01	4.01	0.01
<i>Hoplisoma benattii</i>	1.39	0.48	0.26	0.05	0.12	0.55	0.27	0.06	0.07	0.03	1.39	2.72	0.27	0.78	0.48	0.58	0.02	3.90	0.01
<i>Hoplisoma cf. guianensis</i>	1.68	0.42	0.37	0.04	0.12	0.45	0.27	0.04	0.07	0.03	1.68	3.11	0.29	0.70	0.38	0.58	0.02	3.59	0.01
<i>Hyphessobrycon diancistrus</i>	2.20	0.48	0.22	0.06	0.11	0.43	0.31	0.00	0.02	0.00	2.20	13.35	0.22	0.75	0.69	0.46	0.00	8.39	0.01
<i>Hyphessobrycon gr. cachimbensis</i>	2.32	0.49	0.28	0.06	0.09	0.34	0.29	0.01	0.03	0.01	2.32	6.22	0.24	0.78	0.74	0.46	0.00	6.13	0.02
<i>Hyphessobrycon sp.1</i>	2.53	0.43	0.25	0.05	0.09	0.33	0.22	0.01	0.02	0.00	2.53	12.06	0.26	0.72	0.82	0.41	0.00	5.79	0.01

<i>Hypopygus lepturus</i>	2.31	0.48	0.11	0.02	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	2.31	0.95	0.11	0.68	0.71	0.54	0.00	0.00	0.02
<i>Hypostomus soniae</i>	2.53	0.55	0.23	0.02	0.24	0.46	0.61	0.06	0.06	0.03	2.53	2.76	0.28	0.84	1.27	0.61	0.02	3.56	0.00
<i>Hypostomus</i> sp.1	1.09	0.57	0.22	0.02	0.23	0.48	0.48	0.06	0.05	0.04	1.09	2.88	0.31	0.86	0.53	0.67	0.02	3.34	0.01
<i>Hypostomus</i> sp.2	1.02	0.57	0.22	0.02	0.18	0.50	0.24	0.07	0.07	0.05	1.02	2.62	0.31	0.84	0.49	0.68	0.04	2.46	0.01
<i>Imparfinis munduruku</i>	1.30	0.52	0.13	0.04	0.18	0.64	0.20	0.01	0.02	0.01	1.30	2.40	0.21	0.79	0.82	0.58	0.01	2.74	0.01
<i>Imparfinis</i> sp. (new genus)	1.59	0.47	0.15	0.05	0.17	0.65	0.18	0.02	0.02	0.02	1.59	2.18	0.25	0.81	1.18	0.54	0.01	3.81	0.01
<i>Imparfinis</i> sp.	1.42	0.49	0.14	0.03	0.13	0.74	0.25	0.02	0.02	0.01	1.42	2.00	0.22	0.72	0.83	0.59	0.01	2.51	0.01
<i>Ituglanis amazonicus</i>	1.47	0.50	0.14	0.02	0.16	0.75	0.18	0.01	0.02	0.00	1.47	3.81	0.17	0.55	0.88	0.68	0.00	2.82	0.01
<i>Jupiaba acanthogaster</i>	2.81	0.51	0.34	0.04	0.12	0.31	0.22	0.03	0.05	0.02	2.81	4.23	0.26	0.65	0.71	0.52	0.01	6.05	0.04
<i>Jupiaba anteroides</i>	3.09	0.53	0.43	0.01	0.10	0.29	0.21	0.01	0.04	0.01	3.09	5.54	0.24	0.60	0.71	0.63	0.00	5.17	0.02
<i>Jupiaba apenima</i>	2.94	0.54	0.35	0.02	0.14	0.29	0.18	0.02	0.07	0.01	2.94	3.82	0.25	0.64	0.68	0.56	0.01	5.68	0.03
<i>Jupiaba poranga</i>	2.78	0.55	0.37	0.02	0.11	0.29	0.18	0.03	0.06	0.01	2.78	4.59	0.26	0.64	0.66	0.49	0.01	5.75	0.02
<i>Knodus cupariensis</i>	2.76	0.50	0.35	0.03	0.12	0.35	0.17	0.01	0.04	0.01	2.76	3.72	0.23	0.55	0.66	0.54	0.01	4.59	0.02

<i>Knodus heteresthes</i>	2.45	0.53	0.26	0.04	0.13	0.39	0.25	0.01	0.04	0.01	2.45	2.80	0.23	0.63	0.63	0.50	0.01	6.27	0.02
<i>Knodus</i> sp.1	2.35	0.54	0.31	0.04	0.13	0.33	0.18	0.02	0.05	0.01	2.35	2.99	0.24	0.61	0.65	0.54	0.01	5.17	0.03
<i>Leporinus granti</i>	2.11	0.46	0.32	0.02	0.11	0.39	0.21	0.02	0.05	0.01	2.11	3.39	0.26	0.51	0.44	0.50	0.01	3.51	0.01
<i>Microcharacidium</i> sp.	1.48	0.48	0.16	0.06	0.14	0.68	0.30	0.01	0.02	0.00	1.48	9.35	0.18	0.76	0.48	0.52	0.00	10.04	0.00
<i>Megalamphodus</i> <i>copelandi</i>	2.61	0.50	0.31	0.05	0.12	0.34	0.22	0.02	0.05	0.02	2.61	2.48	0.26	0.64	0.76	0.59	0.01	3.88	0.03
<i>Melanocharacidium</i> cf. <i>dispilomma</i>	1.94	0.43	0.21	0.04	0.13	0.50	0.24	0.03	0.03	0.02	1.94	5.38	0.26	0.76	0.51	0.49	0.02	4.27	0.01
<i>Microglanis</i> sp.	1.22	0.45	0.19	0.05	0.17	0.70	0.22	0.02	0.04	0.02	1.22	1.53	0.33	0.71	1.20	0.55	0.02	2.55	0.01
<i>Microphilypnus</i> cf. <i>acangaquara</i>	1.16	0.51	0.13	0.07	0.26	0.66	0.28	0.00	0.01	0.01	1.16	5.34	0.27	1.04	0.56	0.51	0.00	8.47	0.00
<i>Microschemobrycon</i> <i>melanotus</i>	2.48	0.46	0.25	0.05	0.10	0.40	0.26	0.01	0.03	0.00	2.48	6.40	0.23	0.75	0.84	0.50	0.00	8.34	0.01
<i>Moenkhausia comma</i>	3.84	0.50	0.48	0.02	0.10	0.27	0.24	0.05	0.07	0.01	3.84	5.83	0.26	0.47	0.79	0.54	0.01	3.64	0.03
<i>Moenkhausia cotinho</i>	2.61	0.54	0.33	0.03	0.15	0.34	0.25	0.02	0.05	0.01	2.61	4.44	0.27	0.63	0.61	0.60	0.01	5.70	0.03

<i>Moenkhausia cf. gracilima</i>	2.90	0.55	0.32	0.03	0.10	0.33	0.18	0.02	0.05	0.01	2.90	4.49	0.23	0.59	0.68	0.52	0.01	5.79	0.02
<i>Moenkhausia mikia</i>	2.64	0.55	0.27	0.04	0.12	0.36	0.24	0.01	0.03	0.01	2.64	9.16	0.26	0.72	0.70	0.49	0.00	7.54	0.01
<i>Nannoxyropsis cf. acicula</i>	0.83	0.51	0.33	0.10	0.52	0.45	0.32	0.26	0.28	0.29	0.83	3.45	0.77	0.92	0.32	0.47	0.12	2.62	0.12
<i>Otocinclus hasemani</i>	1.26	0.48	0.20	0.04	0.18	0.67	0.26	0.03	0.04	0.02	1.26	2.16	0.24	0.75	0.46	0.53	0.02	3.21	0.01
<i>Poecilia cf. araguaiensis</i>	1.69	0.47	0.19	0.08	0.26	0.77	0.34	0.00	0.03	0.00	1.69	4.26	0.22	0.68	0.63	0.36	0.00	11.79	0.01
<i>Phenacogaster cf. calverti</i>	3.67	0.48	0.33	0.04	0.11	0.27	0.20	0.03	0.04	0.01	3.67	4.23	0.27	0.57	0.94	0.53	0.01	4.45	0.03
<i>Phenacogaster sp.</i>	3.37	0.45	0.32	0.04	0.10	0.29	0.22	0.02	0.03	0.01	3.37	3.23	0.28	0.58	0.90	0.54	0.01	4.64	0.03
<i>Phenacorhamdia sp.</i>	1.21	0.55	0.11	10.20	0.17	0.73	0.27	0.01	0.02	0.01	1.21	2.22	0.21	0.81	0.82	0.58	0.01	3.54	0.01
<i>Pimelodella sp.</i>	1.78	0.46	0.16	0.02	0.16	0.53	0.25	0.02	0.03	0.01	1.78	2.95	0.23	0.76	1.02	0.58	0.01	3.39	0.01
<i>Pimelodus tetramerus</i>	1.43	0.42	0.21	0.01	0.10	0.35	0.25	0.03	0.04	0.02	1.43	2.56	0.25	0.66	0.66	0.55	0.01	3.10	0.01
<i>Platyrosterne macrostoma</i>	4.50	0.44	0.07	0.01	0.07	0.32	0.35	0.00	0.00	0.00	4.50	2.37	0.13	0.90	0.50	0.52	0.00	0.00	0.03
<i>Poptella compressa</i>	5.57	0.51	0.67	0.02	0.10	0.18	0.25	0.03	0.07	0.02	5.57	3.90	0.28	0.34	0.79	0.63	0.01	5.32	0.04

<i>Pyrrhulina elongata</i>	1.90	0.45	0.25	0.04	0.17	0.48	0.23	0.02	0.05	0.02	1.90	2.54	0.26	0.63	0.73	0.48	0.02	3.66	0.02
<i>Rhamdia aff. quelen</i>	1.45	0.51	0.18	0.02	0.13	0.68	0.20	0.02	0.03	0.01	1.45	2.28	0.22	0.71	0.84	0.60	0.01	2.87	0.01
<i>Rhinopetitia oligolepis</i>	2.44	0.49	0.25	0.06	0.11	0.38	0.33	0.01	0.02	0.00	2.44	6.39	0.26	0.80	0.61	0.44	0.00	5.34	0.01
<i>Rhinotocinclus cf. britskii</i>	1.19	0.46	0.18	0.05	0.17	0.41	0.30	0.00	0.01	0.01	1.19	4.25	0.23	0.83	0.38	0.54	0.01	3.60	0.00
<i>Rineloricaria cf. hasemani</i>	0.86	0.58	0.09	0.02	0.49	0.22	0.44	0.01	0.01	0.01	0.86	2.34	0.18	0.93	0.28	0.61	0.01	4.31	0.01
<i>Rineloricaria heteroptera</i>	0.77	0.58	0.09	0.01	0.45	0.26	0.43	0.02	0.01	0.01	0.77	3.39	0.17	0.86	0.27	0.73	0.01	4.27	0.01
<i>Saxatilia aff. lepidota</i>	1.47	0.51	0.21	0.01	0.10	0.53	0.20	0.05	0.04	0.02	1.47	2.65	0.33	0.74	0.68	0.46	0.01	4.30	0.01
<i>Sternopygus macrurus</i>	2.38	0.44	0.11	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	2.38	1.77	0.11	0.68	0.44	0.59	0.00	0.00	0.02
<i>Synbranchus marmoratus</i>	1.22	0.44	0.04	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.22	0.00	0.10	1.07	0.61	0.51	0.00	0.00	0.00
<i>Xenurobrycon varii</i>	2.28	0.51	0.22	0.08	0.15	0.46	0.41	0.00	0.02	0.00	2.28	5.87	0.21	0.77	0.79	0.43	0.00	5.13	0.01