



UNIVERSIDADE FEDERAL DO AMAZONAS – UFAM
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS - FCA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA ANIMAL E
RECURSOS PESQUEIROS - PPGCARP



**DIVERSIDADE TAXONÔMICA E FUNCIONAL DE ASSEMBLEIAS DE
PEIXES EM LAGOS DE VÁRZEA ESTABELECIDOS PELO ACESSO
LIVRE E RESTRITO À PESCA NA AMAZÔNIA CENTRAL**

KATRINE GOMES DA CONCEIÇÃO

MANAUS – AM

2024

KATRINE GOME DA CONCEIÇÃO

**DIVERSIDADE TAXONÔMICA E FUNCIONAL DE ASSEMBLEIAS DE
PEIXES EM LAGOS DE VÁRZEA ESTABELECIDOS PELO ACESSO
LIVRE E RESTRITO À PESCA NA AMAZÔNIA CENTRAL**

Dissertação apresentada ao Programa de PósGraduação em Ciência Animal e Recursos Pesqueiros - PPGCARP/UFAM como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ciência Animal e Recursos Pesqueiros, área de concentração: Uso Sustentável de Recursos Pesqueiros.

ORIENTADORA: Dra. FLÁVIA KELLY SIQUEIRA DE SOUZA

COORIENTADORA: Dra. CRISTHIANA PAULA RÖPKE

MANAUS – AM

2024

Ficha Catalográfica

Ficha catalográfica elaborada automaticamente de acordo com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

C744d Conceição, Katrine Gomes da
Diversidade taxonômica e funcional de assembleias de peixes em lagos de várzea estabelecidos pelo acesso livre e restrito à pesca na Amazônia Central / Katrine Gomes da Conceição . 2024
56 f.: il. color; 31 cm.

Orientadora: Flávia Kelly Siqueira de Souza
Coorientadora: Cristhiana Paula Ropke
Dissertação (Mestrado em Ciência Animal e Recursos Pesqueiros) - Universidade Federal do Amazonas.

1. biodiversidade. 2. série temporal. 3. cogestão. 4. sobrepesca. I. Souza, Flávia Kelly Siqueira de. II. Universidade Federal do Amazonas III. Título

Queridas filhas,

Dedico esta dissertação a vocês, fonte de inspiração e força em minha vida. Que a busca pelo conhecimento e pela verdade sempre lhes guiem. Sonhem, acreditem e conquistem tudo o que almejam. Este trabalho é dedicado a vocês, com todo o meu amor e carinho.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente agradeço a Deus, a fé até aqui me guiou e me concedeu forças para alcançar meus objetivos.

Aos meus pais, Josenilda e Cleuto, pelo investimento em minha educação e caráter.

Aos meus avós maternos, Valdomira e José, por serem meu porto, minha fonte de amor e exemplo.

As pessoas mais importantes da minha vida, Lavígnia e Helena, vocês sem dúvida me inspiram e me concedem forças para alcançar meus sonhos. Sou grata a Deus, por ser mãe de duas meninas lindas, afetuosas e cheias de luz, como digo: “amo vocês mais que o infinito”.

Aos meus irmãos, Ana e Kaylon, o amor por vocês é imenso. Sou grata pelos incentivos e por serem parte de mim.

Aos meus tios, Antonio, Josivaldo, Lane e Jose por serem incríveis comigo e com minhas filhas.

A minha orientadora, Dra. Flávia Souza, pela confiança e contribuição no meu crescimento como pesquisadora. Obrigada pela sua orientação desde a época da iniciação científica. Lhe admiro como pessoa e profissional.

A minha co-orientadora, Dra. Cristhiana Röpke, agradeço sua orientação e confiança no meu trabalho. Foi um grande prazer tê-la nessa pesquisa.

Ao professor, Dr. Carlos Freitas, pelos ensinamentos e puxões de orelha. És um exemplo de profissional para todos que lhe cercam.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ciência Animal e Recursos Pesqueiras (PPGCARP), docentes e discentes pela oportunidade de crescimento profissional.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão da bolsa de mestrado. Ao Projeto PELD-DIVA pela obtenção dos dados utilizados na pesquisa. As agências de fomento CNPq e FAPESP pelo auxílio financeiro à pesquisa,

A pessoa mais parceira e um grande incentivador, Diego Valente. Você é uma das minhas pessoas favoritas no mundo. Tens um coração de ouro. Obrigada por estar presente.

Ao Diogo Campos, agradeço seu incentivo de nunca desistir dos meus objetivos. Sou grata pela sua contribuição na minha vida profissional.

As amigas Giulia Lopes, Allana Feitoza e Fernanda Cunha, por tantos anos de amizade. Vocês são mulheres brilhantes.

As amigas do mestrado, Gisele Santos e Marcele Vasconcelos, foi um enorme prazer ter conhecido e me tornado amiga pessoal.

Aos amigos do Piatam, Eletuza Farias, Marcos Mereles, Marcos Repolho e Vânia Oliveira, a carga se torna mais leve quando se tem pessoas como vocês por perto.

Aos meus amigos Rubens Selso e Renato Fernandes, obrigada por serem pessoas positivas, incentivadoras e agregarem minha vida.

Obrigada Dona Ana, por risadas, boas conversas e manter nosso ambiente em harmonia.

Enfim, obrigadas a todos que contribuíram de alguma maneira na minha vida pessoal e profissional.

RESUMO

Compreender o impacto da atividade pesqueira sobre as assembleias de peixes é condição importante para a prevenção dos seus efeitos na biodiversidade e no funcionamento dos ecossistemas. Na Amazônia, a pesca é a principal atividade extrativista, com histórico de sobreexploração de estoques pesqueiros e conflitos entre os diferentes usuários do recurso. Diante disso, emergiram na região iniciativas de cogestão, visando o zoneamento e a restrição de áreas à pesca comercial. Aqui, avaliamos os efeitos da pesca sobre a diversidade de peixes, abrangendo elementos multidimensionais (taxonômicos e funcionais) que podem fornecer respostas complementares às consequências ecológicas que a atividade pode gerar ao ambiente. Para isso comparamos séries temporais em dois lagos de várzea, um com acesso livre e outro com acesso restrito à pesca em duas áreas próximas na Amazônia Central. Nossos resultados demonstram que com o passar dos anos houve um declínio dos índices de diversidade taxonômica no lago de acesso aberto e aumento no lago restrito a pesca; diferença na composição funcional entre os dois tipos de lagos; e aumento dos índices de divergência, equitabilidade e redundância funcional no decorrer dos anos mais acentuado no lago aberto. Foi demonstrado um impacto negativo da pesca na composição funcional e estrutura taxonômica das assembleias de peixes, em nível local. Em contraposição há uma recuperação no ambiente de acesso restrito com o passar dos anos de restrição, o que pode ter ocasionado diferenças na composição funcional entre os lagos.

Palavras-Chave: biodiversidade; série temporal; cogestão; sobrepesca.

ABSTRACT

Understanding the impact of fishing activity on fish assemblages is an important condition for preventing its effects on biodiversity and the functioning of ecosystems. In the Amazon, fishing is the main extractive activity, with a history of overexploitation of fish stocks and conflicts between the different users of the resource. As a result, co-management initiatives have emerged in the region, aimed at zoning and restricting areas to commercial fishing. Here, we assess the effects of fishing on fish diversity, covering multidimensional elements (taxonomic and functional) that can provide complementary answers to the ecological consequences that the activity can have on the environment. To do this, we compared time series in two floodplain lakes, one with free access and the other with restricted access to fishing in two nearby areas in the Central Amazon. Our results show that over the years there has been a decline in taxonomic diversity indices in the open-access lake and an increase in the fishing-restricted lake; a difference in functional composition between the two types of lakes; and an increase in divergence, equitability and functional redundancy indices over the years, which is more pronounced in the open lake. A negative impact of fishing on the functional composition and taxonomic structure of fish assemblages was demonstrated at a local level. On the other hand, there is a recovery in the restricted access environment as the years of restriction go by, which may have been more pronounced in the open lake.

Keywords: biodiversity; time series; co-management; overfishing.

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1. Localização geográfica dos lagos de Acesso Livre ● (Lago do Padre) no complexo Catalão, próximo a cidade de Manaus e de Acesso Restrito ▲ (Lago Sacambu) na Ilha da Paciência em frente ao município de Iranduba, os lagos de estudos estão inseridos na Amazônia Central. 13
- Figura 2. Gráficos de dispersão de índices taxonômicos: Riqueza, com efeito para as categorias de acesso e índice de diversidade de Shannon com efeito para os anos. Ambas as estimativas ecológicas com efeito na interação dos fatores; e índice de equitabilidade de Pielou entre os anos. Os pontos são valores observados por sítio, as linhas são as tendências ajustadas e as áreas sombreadas os intervalos de confiança de 95%.....25
- Figura 3. Discriminação dos dois tipos de acesso pela Análise de componentes dos valores médios ponderados pelas características funcionais. Ao longo do lado esquerdo, PC1, características funcionais referentes ao lago de acesso restrito (cor vermelha) e lado direito, PC1, características funcionais do lago de acesso livre a pesca (cor azul). Onde DET, Detritívoro; HERB, Herbívoro; INV, Invertívoro; ONM, Onívoro, PIS, Piscívoro; PLAN, Planctívoro; EQG, Estrategista de Equilíbrio Grande; EQP, Estrategista de Equilíbrio Pequeno; INT, Intermediário; PGR, Periódico Grande; PPE, Periódico Pequeno; MLO, Migrador Local; MRE, Migrador Regional; SED, Sedentário; CAN, Corpo Anguiliforme; CCIL, Corpo Cilíndrico; CCIA, Corpo Cilíndrico e Alongado; CCOA, Corpo Comprimido e Alongado; CDE, Corpo Deprimido; CEL, Corpo Elíptico; CFU, Corpo Fusiforme; CFCL, Corpo Fusiforme e Comprimido Lateralmente; CMD, Corpo Moderadamente Deprimido; CRO, Corpo Romboide; BIN, Boca Inferior; BSU, Boca Superior; BTE, Boca Terminal.....26
- Figura 4. Gráfico de dispersão: divergência funcional (FDiv) e Redundância funcional (FR) com mesmo padrão de efeito entre os fatores e na interação destes; a equitabilidade funcional (FEve) o efeito foi na interação entre categorias de acesso e anos. Os pontos são valores observados por sítio, as linhas são as tendências ajustadas e as áreas sombreadas os intervalos de confiança de 95%. 27

SUMÁRIO

| | |
|--|----|
| 1. INTRODUÇÃO | 10 |
| 2. HIPÓTESES | 13 |
| 3. OBJETIVOS..... | 13 |
| 3.1. Objetivo Geral: | 13 |
| 3.2. Objetivos Específicos: | 13 |
| 4. MATERIAL E MÉTODOS | 14 |
| 4.1. Área de estudo | 14 |
| 4.2. Amostras | 15 |
| 4.3. Classificação Taxonômica | 16 |
| 4.4. Atributos Funcionais..... | 17 |
| 4.4.1. Estratégia de história de vida..... | 17 |
| 4.4.2. Estratégia Trófica..... | 18 |
| 4.4.3. Estratégia de Migração | 18 |
| 4.4.4. Formato do Corpo | 19 |
| 4.4.5. Posição da Boca..... | 20 |
| 4.4.6. Índices Funcionais | 21 |
| 4.5. Análise de dados | 22 |
| 5. RESULTADOS..... | 24 |
| 6. DISCUSSÃO..... | 28 |
| 7. CONCLUSÃO..... | 32 |
| 8. REFERÊNCIAS | 33 |
| 9. APÊNDICE | 39 |

1. INTRODUÇÃO

A Bacia Amazônica abrange mais de 6.000.000 km², o que corresponde a cerca de um terço da América do Sul (MILLIMAN; FARNSWORTH, 2013; VENTICINQUE et al., 2016). Essa região apresenta uma alta heterogeneidade de habitats, sendo o pulso de inundação a principal força motriz que impulsiona a sazonalidade no ambiente aquático (JUNK; BAYLEY; SPARKS, 1989), compreendendo o ecossistema de água doce mais rico da Terra (TISSEUIL et al., 2013). Cerca de 2.716 espécies de peixes já foram descritas na região (1.696 sendo endêmicas), pertencentes a 529 gêneros, 60 famílias e 18 ordens, o que representa aproximadamente 15% dos peixes de água doce do planeta (TEDESCO et al., 2017; DAGOSTA; PINNA, 2019).

A diversidade de peixes da Bacia Amazônica está distribuída em múltiplas sub-bacias, com distintas características bioquímicas de água (BOGOTÁ- GREGORY et al., 2020). Dentre os três tipos de água existentes (branca, preta e clara), os rios de águas brancas e suas áreas adjacentes inundadas periodicamente, conhecidas como áreas de várzeas (planícies inundáveis por água branca), destacam-se pelo dinamismo e complexidade de seus ambientes (JUNK; BAYLEY; SPARKS, 1989; FREITAS et al., 2010). Isso contribui para a existência de lagos de várzea com elevada riqueza, variando de 77 a 226 espécies de peixes (SAINT-PAUL et al., 2000; DE MÉRONA; BERNARDAC-GARDEL, 2004; SIQUEIRA-SOUZA; FREITAS, 2004; SIQUEIRA-SOUZA et al., 2016).

Na bacia Amazônica, as áreas de várzea são os ambientes que sustentam as maiores produções da pesca comercial (GOULDING et al., 2019). A pesca é a atividade extrativista mais importante da região, com taxas anuais de consumo de peixes per capita entre as mais elevadas do mundo e uma estimativa de desembarque pesqueiro entre 422.000 e 473.000 toneladas por ano (ISAAC et al., 2015; SIRÉN; VALBO-JØRGENSEN, 2022). A partir de 1950, com incentivo de planos governamentais e aumento da demanda dos grandes centros urbanos, ocorreu uma importante ruptura dos padrões tecnológicos da pesca amazônica, permitindo sua expansão geográfica e aumento do poder de pesca (BATISTA et al., 2012; ISAAC; BARTHEM, 1995). Assim, embora vários fatores antrópicos atuem negativamente sobre os recursos pesqueiros na região, a sobreexploração é considerada o fator mais importante de declínio das populações de peixes (CASTELLO et al., 2013). O impacto da pesca excessiva foi observado inicialmente pelo declínio do pirarucu, *Arapaima gigas* (Schinz, 1822) (CASTELLO; MCGRATH; BECK, 2011; CASTELLO et al., 2013), seguido de outras espécies como o tambaqui, *Colossoma macropomum* (Cuvier, 1816) (CAMPOS et al., 2015) a dourada,

Brachyplatystoma rousseauxii (Castelnau, 1855) (PRESTES et al., 2022), e aumento da vulnerabilidade de outras ainda sem avaliações estatísticas de unidades populacionais (PEREIRA et al., 2023).

Diante do aumento da pressão pesqueira sobre os lagos de várzea e dos crescentes conflitos entre pescadores locais de subsistência e pescadores comerciais, emergiram a partir da década de 1960 iniciativas comunitárias de manejo da pesca em lagos de várzea da Amazônia, denominados acordos de pesca (MCGRATH et al., 1993; ALMEIDA; MCGRATH; RUFFINO, 2001; ALMEIDA; LORENZEN; MCGRATH, 2003). A população buscava firmar o controle sobre os lagos, estabelecendo reservas informais de acesso restrito à pesca sob gestão das comunidades locais (MCGRATH et al., 2009, 1993; ALMEIDA et al., 2011). Posteriormente, após intervenções de ONGs e do Governo, através da Instrução Normativa do IBAMA N° 29, de 31 de dezembro de 2002, difundiu-se na região um sistema de cogestão. Esse sistema permitiu que as comunidades estabelecessem regras de pesca locais, com definição de lagos de acesso livre, caracterizados pela ausência de regras, ou seja, onde qualquer pessoa pode explorar; e lagos restritos à pesca, onde membros de uma comunidade ou organização coletiva, controlam o acesso de um determinado território pesqueiro (MCGRATH et al., 1993; ALMEIDA; LORENZEN; MCGRATH, 2009). Essas restrições de acesso à pesca comercial abriram caminho para o desenvolvimento de um promissor sistema de manejo comunitário voltado para a exploração sustentável do pirarucu (*Arapaima gigas*).

O cenário amazônico com ambientes de livre acesso, intensamente explorados pela pesca comercial versus áreas estabelecidas com restrição à pesca, levou a realização de estudos avaliando os possíveis efeitos do manejo sobre a fauna de peixes dessas áreas. Morales et al. (2019) evidenciaram efeitos positivos em áreas com restrições à pesca, com lagos da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Piagaçu-Purus (RDS-PP), apresentando maior riqueza e um elevado número de espécies com ocorrência exclusivas a estes ambientes. Analisando o antes e após a implementação do manejo voltado para o *Arapaima gigas* na região do baixo rio Solimões, Medeiros-Leal et al. (2021) identificaram efeito positivo em toda a assembleia de peixes após o manejo, com aumento na abundância, biomassa, riqueza e comprimento dos indivíduos, incluindo espécies de interesse da pesca comercial. Em contraposição aos efeitos positivos, Silvano et al. (2009) e Soares; Freitas; Oliveira, (2014), não encontraram diferenças na composição e estrutura das assembleias de peixes entre lagos de acesso livre e restritos às atividades pesqueiras dentro da RDS Mamiraurá. Concentrando-se no grupo de peixes frugívoros, importantes dispersores de sementes, Nagl et al. (2021) constataram que as capturas

foram maiores e com indivíduos de maior comprimento em áreas de livre acesso na região do rio Negro. Os resultados contrastantes dos efeitos da pesca e sua restrição sobre a composição e estrutura taxonômica das assembleias de peixes, sugerem outros fatores, como o status de conservação pré-manejo e inexistência de pescarias em larga escala que produzam alterações ambientais significativas (SOARES; FREITAS; OLIVEIRA, 2014).

A pesca demonstra ser altamente seletiva, atuando inicialmente sobre as espécies de grande porte, com posterior processo de “pesca-abaixo” (WELCOMME, 1999). Na Amazônia, já foi observado que o aumento do esforço de pesca diminuiu gradualmente o tamanho médio do corpo das espécies exploradas e causou uma substituição de espécies maiores, que normalmente têm crescimento lento e baixa taxa de reprodução, por espécies menores, de crescimento rápido e com alta taxa reprodutiva (CASTELLO et al., 2015; HEILPERN et al., 2022). Entretanto, as avaliações das medidas de restrição à pesca, até o momento, não levaram em consideração as possíveis perdas na diversidade de funções ecológicas das comunidades, como por exemplo, a redução das espécies com estratégia de história de vida de equilíbrio em detrimento de espécies periódicas, como sugerem os estudos de CASTELLO et al. (2015) e HEILPERN et al. (2022). Considerar tanto a diversidade taxonômica quanto a funcional para entender os efeitos da pesca na região levaria a um aumento do poder de compreensão do funcionamento do ambiente, pois proporciona uma visão mais efetiva dos efeitos que a pesca exerce nos processos ecológicos envolvidos entre as comunidades de peixes e os ambientes que estão inseridas (HOOPER et al., 2005).

Um passo adiante na avaliação e compreensão do ambiente precisa considerar o papel de cada espécie no ecossistema e as respostas das espécies às pressões ambientais ou antrópicas (VILLÉGER et al., 2010; ARANTES et al., 2019). Nesse sentido, a diversidade de características morfológicas, fisiológicas e ecológicas dentro da comunidade refletida pela diversidade funcional (DF) representa a diversidade de funções que as espécies de peixes podem realizar no ambiente (PETCHEY; GASTON, 2006; VILLÉGER; MASON; MOUILLOT, 2008; MCGILL; SUTTON-GRIER; WRIGHT, 2010). Na Amazônia, usando características ecomorfológicas, Cardoso (2022) verificou que dentro de um sistema de manejo comunitário no baixo rio Solimões, a riqueza funcional de peixes foi maior em lagos manejados, comparados aos lagos de acesso aberto a pesca, mas não encontrou diferença nos índices ponderados pela abundância, hipótese mais esperada do efeito da pesca.

Avaliar os efeitos da pesca, abrangendo elementos multidimensionais (taxonômicos e funcionais), pode fornecer respostas complementares e uma compreensão atual e mais

abrangente das consequências ecológicas da atividade. Aqui, usamos uma série temporal de oito anos de dados para dois lagos fora de unidades de conservação, um lago de acesso aberto e outro de acesso restrito em função do manejo, de modo a avaliar o efeito da pesca sobre a estrutura taxonômica e funcional da fauna de peixes da várzea amazônica. Essas informações podem dar suporte ao aprimoramento ou formulação de medidas de zoneamento que melhor correspondam às necessidades de gestão da pesca a nível local, visando a sustentabilidade a longo prazo da principal atividade extrativista da Amazônia.

Sugiro fortemente que seja estabelecida perguntas, hipóteses e premissas.

2. HIPÓTESES

H1: O lago de acesso restrito, com a implementação do manejo, aumenta sua diversidade taxonômica de peixes progressivamente com o passar dos anos em relação ao lago com acesso livre a pesca, como resposta temporal do efeito do manejo.

H1: A remoção de espécies ou redução da abundância de espécies de peixes pela pesca comercial com o passar dos anos, modifica a diversidade funcional do lago de acesso aberto, com o lago de acesso restrito demonstrando maior estabilidade temporal, evidenciando uma resposta ao efeito do manejo.

3. OBJETIVOS

3.1. Objetivo Geral:

Avaliar o efeito da pesca sobre a diversidade taxonômica e funcional das assembleias de peixes entre lagos de várzea com acesso livre e restrito à pesca na Amazônia Central.

3.2. Objetivos Específicos:

I - Caracterizar a composição taxonômica e funcional das assembleias de peixes dos lagos de várzea de acesso restrito e livre à pesca na Amazônia Central;

II- Testar se há diferenças na riqueza de espécies (S), Diversidade de Shannon-Wiener (H') e equitabilidade de Pielou (J) ao longo do tempo entre lagos de acesso livre e restrito à pesca na Amazônia Central.

III - Testar se há diferenças entre riqueza funcional (FRic), equitabilidade funcional (FEve), divergência funcional (FDiv), dispersão funcional (FDis) e redundância funcional (FR) ao longo do tempo entre lagos de acesso livre e restrito à pesca na Amazônia Central.

IV - Testar se a composição funcional (CWM) difere entre os lagos de acesso livre e restrito à pesca na Amazônia Central.

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1. Área de estudo

O estudo foi realizado em dois sistemas de lagos de várzea, localizados em dois sítios amostrais: o Complexo de lagos Catalão e a Localidade da Ilha da Paciência, ambos situados no município de Iranduba, no Amazonas (Figura 01). Esses lagos estão localizados próximos a centros urbanos e desempenham um papel importância para a pesca comercial e manejada desses municípios. Além disso, ambos os sistemas possuem fauna de peixes característica de água branca, conforme evidenciado por estudos anteriores como o realizado por Röpke et al. (2016) no Complexo de Lagos Catalão.

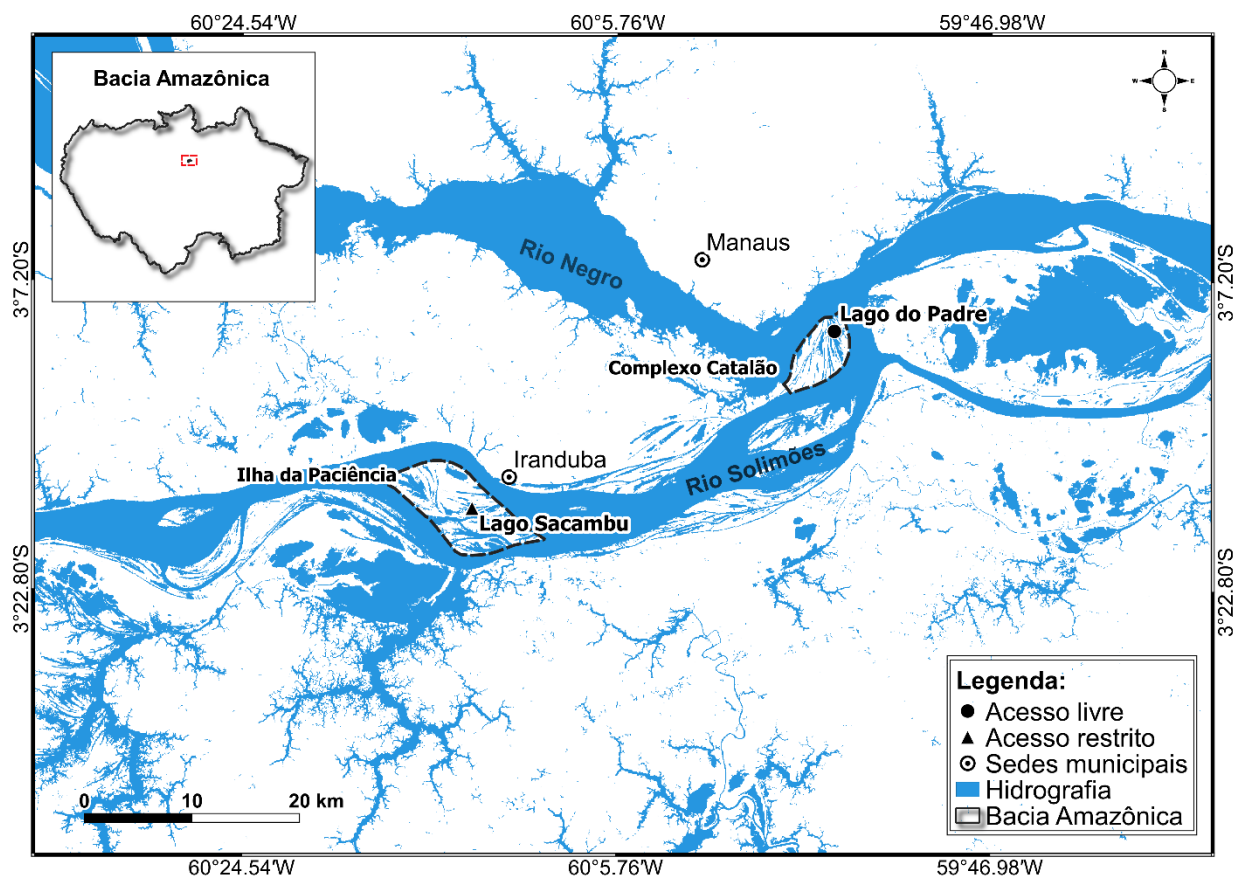


Figura 1. Localização geográfica dos lagos de Acesso Livre ● (Lago do Padre) no complexo Catalão, próximo a cidade de Manaus e de Acesso Restrito ▲ (Lago Sacambu) na Ilha da Paciência em frente ao município de Iranduba, os lagos de estudos estão inseridos na Amazônia Central.

Na localidade de Catalão, situada próxima à confluência dos rios Solimões (água branca) e Negro (água preta), existem pelo menos três lagos. Esses lagos recebem um grande aporte de água de ambos os rios, embora prevaleça o tipo de água branca. O acesso aos lagos é considerado livre, pois não há regras específicas de uso na localidade, e a pesca comercial é permitida, desde de que respeite a legislação vigente. O lago escolhido para o estudo foi o lago do Padre (03°08'03.14" S – 59°53'59.58" W), caracterizado por permanecer conectado aos rios Solimões e Negro durante o período de águas altas, enquanto no período de seca, ocorre a interrupção da conexão entre os corpos d'água (BRITO; ALVES; ESPIRITO SANTO, 2014; RÖPKE et al. 2017).

Na ilha da Paciência, existe um Acordo de Pesca implementado pela Secretaria Estadual de Meio Ambiente (SEMA) em 2011, conforme IN nº2 de 2011, com revisão realizada em 2023 (IN nº1 de 2023), onde ocorre o manejo do pirarucu *Arapaima gigas*. Este local é uma grande ilha fluvial que abriga 36 lagos, classificados em quatro categorias: lagos de proteção, destinados à reprodução, desenvolvimento e preservação das espécies, nos quais a pesca comercial e de subsistência é proibida; lagos de manejo, voltados para a pesca de subsistência e a pesca manejada do pirarucu, respeitando a legislação vigente; lagos de manutenção, destinado à pesca apenas de subsistência; e lagos de uso comercial, onde a pesca comercial é permitida desde que respeitadas as leis (MEDEIROS-LEAL et al., 2021; SDS, 2011).

O lago Sacambu (03°18'46.0" S – 60°13'19.0" W), escolhido como representante do ambiente com acesso restrito, sofre influência direta do rio Solimões durante o período de águas altas, criando, juntamente com os outros lagos da ilha, uma característica única de área alagada (SIQUEIRA-SOUZA et al., 2016). Quando as águas recuam, a definição isolada de cada lago pode ser evidenciada.

4.2. Amostragens

Os dados de peixes utilizados na pesquisa foram adquiridos de bancos de dados de projetos de pesquisa conduzidos há mais de 20 anos, por pesquisadores da Universidade Federal do Amazonas – UFAM e do Instituto Nacional de Pesquisa da Amazônia – INPA. As coletas no lago Sacambú foram realizadas por meio de pescarias experimentais iniciadas em 2001, embora com algumas lacunas de anos de coletas quando comparado ao ambiente com acesso livre a pesca comercial, que possui um banco de dados mais robusto e contínuo com coletas anuais iniciadas em 1999. Para padronizar os dados entre os dois lagos, foram selecionados oito anos de coleta da série temporal, iniciado junto com o manejo de um dos sítios em 2011, 2013, 2014,

2015, 2016, 2017, 2018 e 2019. As coletas dos peixes foram realizadas nos períodos de águas altas e águas baixas

As amostragens de peixes no lago de acesso livre, foram realizadas por meio de rede de espera constituída de 10 malhas, com tamanho variando de 30 mm a 120 mm, entre nós opostos, e altura da rede de 1,5 a 3,5 m e 10m de comprimento. No lago de acesso restrito, a rede de espera possuía 10 malhas com tamanho variando de 30 a 120 mm, entre nós opostos, com altura de 1,5 m e 10 metros de comprimento. O tempo das malhadeiras em cada lago foi de 24 horas, com despescas ocorrendo a cada seis horas. No lago de acesso restrito, os peixes capturados foram identificados em campo, com uso de chaves de identificação. Aqueles que apresentaram dificuldade de identificação foram acondicionados em sacos plásticos, devidamente etiquetados, fixados em formol (10%) e transportados para o Laboratório de Ecologia Pesqueira da Universidade Federal do Amazonas para melhor acurácia na identificação. No lago de acesso livre, o material foi conservado em gelo e transportado até o Laboratório de Dinâmica Populacional de peixes nas dependências do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, onde ocorreu o procedimento de identificação das espécies. Em ambos os procedimentos, a biometria de todos os espécimes capturados foi registrada em planilha de papel e posteriormente repassadas para a planilha eletrônica (excell[®]).

As amostragens foram conduzida com autorização do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA) sob os números 101932 e 74454-1, e com licença número 50662-1 do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio/Brasil). Todos os procedimentos seguiram as normas do Comitê de Ética no Uso de Animais em Pesquisas Científicas, como os protocolo CEUA número 33/2012 e 025/2020.

4.3. Classificação Taxonômica

A composição e a estrutura das assembleias de peixes foram investigadas através das estimativas ecológicas que incluem: riqueza (S) - número total de espécies encontrada em uma unidade amostral; abundância de indivíduos (N) - número de espécimes pertencente a cada espécie; índice de diversidade de Shannon-Wiener (H') - que quantifica a incerteza associada em predizer a identidade de uma espécie dado o número de espécies e a distribuição de abundância para cada espécie; e o índice de equitabilidade de Pielou (J) – utilizado para representar a uniformidade da distribuição dos indivíduos entre as espécies coexistentes (SHANNON; WIENER, 1949; MAGURRAN, 1988). Esses índices ecológicos foram calculados para cada ano, permitindo a comparação entre os lagos com diferentes categorias de acesso.

4.4. Atributos Funcionais

A classificação funcional das espécies foi conduzida por meio da mensuração dos atributos funcionais das espécies, seguindo o método descrito por Winemiller e Rose (1992); Arantes et al. (2018) e Röpke et al. (2017). Foram consideradas as seguintes características funcionais: *i*) Estratégia de história de vida, *ii*) estratégia trófica, *iii*) estratégia de migração, *iv*) formato de corpo e *v*) posição da boca (Apêndice Q).

4.4.1. Estratégia de história de vida

Na estratégia de história de vida são levadas em consideração as características que podem influenciar os organismos em relação a resposta a variabilidade temporal e espacial do ambiente, sendo eles: comprimento máximo do corpo, o comprimento na época de maturação, a fecundidade e cuidado parental (WINEMILLER, 1989; WINEMILLER; ROSE, 1992; TEDESCO et al., 2017). Considerando os atributos funcionais listados, as espécies foram classificadas como:

Estrategistas de equilíbrio pequeno – com maturação abaixo de <12 cm de comprimento padrão (CP); baixa fecundidade do lote desovante (<3.000); ovócitos grandes (diâmetro maior que 1,5 mm); cuidados parentais desenvolvidos e tamanho máximo do indivíduo até 30 cm (CP).

Estrategistas de equilíbrio grande – com maturação acima de >17 cm (CP); com baixa fecundidade do lote desovante (<3.000); ovócitos grandes (diâmetro maior que 1,5 mm), cuidados parentais bem desenvolvidos e tamanho máximo maior que 40 cm (CP).

Estrategistas periódico pequeno – com maturação até 15 mm (CP), com fecundidade do lote desovante moderada a alta; ovócitos pequenos (diâmetro de 0,5-1,3 mm); tamanho máximo até 30 cm (CP).

Estrategistas periódico grande – com maturação acima de 16 cm (CP), com alta fecundidade do lote desovante; ovócitos pequenos (diâmetro 0,7-1,6 mm), nenhum cuidado parental e tamanho máximo acima de 30 cm (CP).

Estrategistas intermediários entre equilíbrio e periódico – com baixa a moderada fecundidade do lote desovante (< 9.000); ovócitos relativamente grandes (diâmetro 1,4-2,0 mm) e desenvolvimento moderado de cuidado parental, com período de cuidado que se encerra com a eclosão dos ovos ou se limita a escolha de habitats de desova que escondam os ovos.

4.4.2. Estratégia Trófica

A classificação alimentar das espécies foi realizada com base em informações publicadas na literatura e no banco de dados FishBase (<https://www.fishbase.se/search.php>). No contexto deste estudo, as espécies foram classificadas da seguinte maneira:

Herbívoros, alimentam-se de vegetais superiores, como folha, sementes, algas filamentosas e frutos de plantas aquáticas e terrestres (AGOSTINHO; JÚLIO; LOWEMCCONNEL, 1999; ARANTES et al., 2018).

Onívoros, se alimentam de itens de origem animal e vegetal em proporções semelhantes, com perfil de dieta mista e estruturas pouco especializadas. Frequentemente consomem pequenos invertebrados, plantas e frutos (AGOSTINHO; JÚLIO; LOWEMCCONNEL, 1999; ROTTA, 2003; ARANTES et al., 2018).

Detritívoros, consumidores de detrito na forma de matéria orgânica parcialmente degradada de diferentes tipos de tecido vegetal e animal, microrganismos e fração mineral (AGOSTINHO; JÚLIO; LOWE-MCCONNEL, 1999; AMADEU SANTANA; WERTH; BENEDITO-CECILIO, 2015; ARANTES et al., 2018).

Invertívoros, ingerem frações variáveis de insetos aquáticos e terrestres, microcrustáceos bentônicos ou da coluna d'água, aranhas, camarões e moluscos (ARANTES et al., 2018).

Planctívoros, ingerem fitoplâncton, zooplâncton e, ocasionalmente, pequenas quantidades de material vegetal e detritos, por filtração oro-branquial (AGOSTINHO; JÚLIO; LOWE-MCCONNEL, 1999; ARANTES et al., 2018).

Piscívoros, alimentam-se predominantemente de peixes, estando inteiros ou em pedaços, incluindo estruturas corpóreas dos indivíduos como escamas, vértebras e nadadeiras (AGOSTINHO; JÚLIO; LOWE-MCCONNEL, 1999; ARANTES et al., 2018).

Carnívoros, se alimentam de itens de origem animal como invertebrados de maior tamanho e peixes, podendo se especializar em algum tipo em particular. Essas preferências podem mudar com a disponibilidade sazonal dos alimentos (AGOSTINHO; JÚLIO; LOWEMCCONNEL, 1999; ROTTA, 2003; ARANTES et al., 2018).

4.4.3. Estratégia de Migração

O comportamento de dispersão das espécies frequentemente está associado aos aspectos da ecologia reprodutiva e/ou da alimentação. Esse comportamento pode ser dividido entre:

espécies sedentárias, que habitam lagos e áreas inundadas sazonalmente pelos rios e espécies migradoras, que são aquelas que realizam movimentos sincronizados sazonais entre habitats diferentes, variando de pequenas distâncias a centenas de quilômetros (DUPONCHELLE et al., 2021).

Peixes sedentários são relativos a espécies residentes que eventualmente realizam movimentos de curta distância. São espécies que apresentam comportamento territorial, conhecidas por estarem fortemente associadas a substratos ou habitats estruturados complexos, a exemplo de plantas herbáceas (ARANTES et al., 2018).

Espécies que realizam migração local, compreendem um grupo diversificado de peixes que migram lateralmente entre lagos de várzea ou canais fluviais acompanhando a flutuação sazonal (CAROLSFELD, 2003; FERNANDES, 1997; JUNK; BAYLEY; SPARKS, 1989).

Espécies que realizam migração regional, migram para habitats de várzea inundadas durante as águas altas, mas também realizam migrações longitudinais (muitas vezes centenas de quilômetros) ao longo dos canais dos rios para desovar (GOULDING, 1980; DE BRITO RIBEIRO; JUNIOR, 1990; BENEDITO-CECILIO; ARAUJO-LIMA, 2002; BARTHEM; FABRÉ, 2004).

Migradores de longa distância, espécies que migram milhares de quilômetros ao longo dos canais dos rios, embora seus juvenis frequentemente habitem lagos de várzea (BARTHEM; DE BRITO RIBEIRO; PETRERE, 1991; BARTHEM et al., 2017; ARANTES et al., 2018).

4.4.4. Formato do Corpo

Os formatos de corpos dos peixes desempenham um papel crucial na compreensão de como estes se movem e se adaptam em diferentes ambientes aquáticos. Portanto, suas características podem variar de acordo com as espécies. No estudo, foram adotadas as classificações utilizadas por Baumgartner et al. (2012); De Azevedo Bemvenuti; Fischer (2010); Froese; Pauly (2010).

Fusiforme: é o corpo em forma de torpedo, com a cabeça afilada e o corpo alongado e estreito (e.g. *Curimata vittata*, Kner, 1858).

Comprimido e alongado: esse formato de corpo é caracterizado por ser mais comprimido lateralmente e alongado (e.g. *Rhaphiodon vulpinus*, Spix & Agassiz, 1829).

Anguiliforme: é o corpo alongado, com cabeça e corpo comprimido, ausência de nadadeira dorsal e região caudal mais extensa e fina (e.g. *Eigenmannia limbata*, Schreiner & Miranda Ribeiro, 1903).

Romboidal: caracteriza-se por ter o corpo mais elevado, levemente comprimido, largo na direção lateral e truncado (e.g. *Colossoma macropomum*).

Elíptico: corpo em formato de disco ou oval, comprimido lateralmente e alto (e.g. *Mylossoma aureum*, Spix & Agassiz, 1829).

Moderadamente deprimido: possui corpo alongado, alto na base da nadadeira dorsal, região dorsal inclinada e levemente côncava desde a ponta do focinho até a origem da dorsal, levemente achatado dorso ventralmente e deprimido na região da cabeça (e.g. *Pimelodina flavipinnis*, Steindachner, 1876).

Deprimido: são peixes achatados dorso-ventralmente, possuem o corpo achatado de cima para baixo, crânio alongado e pendúculo caudal deprimido. Os peixes de corpo deprimido habitam preferencialmente regiões próximas ao sedimento (e.g. *Hypoptopoma gulare*, Cope, 1878).

Cilíndrico: são aqueles que possuem o corpo alongado e arredondado, com uma seção transversal circular ou quase circular, cabeça levemente deprimida e larga e deprimidos na região posterior (e.g. *Hoplias malabaricus*, Bloch, 1794).

Cilíndrico e alongado: são aqueles que possuem o corpo alongado e arredondado e com compressão na região posterior (e.g. *Lepidosiren paradoxa*, Fitzinger, 1837).

4.4.5. Posição da Boca

A posição da boca de uma espécie está intimamente relacionada a sua estratégia de alimentação (DE AZEVEDO BEMVENUTI; FISCHER, 2010). As classificações adotadas foram a propostas por Baumgartner et al. (2012); De Azevedo Bemvenuti; Fischer (2010); Froese; Pauly, (2010).

Boca superior: cuja abertura é voltada para região superior da cabeça, acima/atrás do plano transversal que passa pela extremidade mais anterior da cabeça. Alimentam-se do que está acima do indivíduo.

Boca terminal: cuja abertura é situada na região mais anterior da cabeça, em geral alimentam-se na coluna d'água.

Boca inferior: situada ventralmente, ou seja, na região inferior da cabeça, geralmente alimentam-se do que está abaixo, junto ao fundo.

4.4.6. Índices Funcionais

A escolha de diferentes tipos de componentes relacionados à diversidade funcional, possibilita um maior entendimento dos mecanismos que ligam a biodiversidade ao funcionamento do ecossistema (VILLÉGER; MASON; MOUILLOT, 2008). Portanto, a distribuição das espécies de peixes no espaço multivariado das características funcionais foi estimada por meio dos seguintes índices: índices de Riqueza Funcional (FRic); Equitabilidade Funcional (FEve); Divergência Funcional (FDiv); Dispersão Funcional (FDis) e Redundância Funcional (FR). Esses índices foram calculados para cada ano e local no estudo, conforme descrito por Mason et al. (2005), Villéger et al. (2008) e Laliberté e Legendre (2010). Riqueza Funcional (FRic): representa o quanto do espaço funcional é ocupado pelas espécies dentro de uma comunidade, ou seja, a soma ou a amplitude de informações funcionais da comunidade. É um índice que não leva em consideração a abundância numérica das espécies e tem a limitação de lidar somente com as espécies que estão na borda do espaço funcional (VILLÉGER; MASON; MOUILLOT, 2008).

Equitabilidade Funcional (FEve): descreve a regularidade da distribuição de abundância numérica no espaço funcional multidimensional. Este índice não sofre influência da riqueza de espécie e quantifica a regularidade com que o espaço funcional é preenchido pelas espécies, levando em consideração a sua abundância. Sua representação é evidenciada por valores de 0 a 1, no qual assume o valor 1 quando as distâncias entre todos os pares de espécies vizinhas mais próximas são idênticas e quando todas as espécies têm a mesma abundância. Por outro lado, se aproximará de 0 quando algumas espécies são distribuídas ao longo do eixo funcional, com uma alta proporção de abundância concentrada dentro de uma parte estreita do gradiente de característica funcional (VILLÉGER; MASON; MOUILLOT, 2008).

Divergência Funcional (FDiv): representa como a abundância numérica é distribuída ao longo de um eixo de traço funcional, dentro da faixa ocupada pela assembleia (MASON et al. 2005), ou seja, a divergência está relacionada em como a abundância está distribuída dentro do volume do espaço multifuncional ocupado pelas espécies. A divergência funcional é baixa quando as espécies mais abundantes têm características funcionais próximas ao centro do espaço euclidiano de características funcionais. Por outro lado, quando as espécies mais abundantes têm valores de características funcionais extremos, a divergência é alta (VILLÉGER; MASON; MOUILLOT, 2008).

Dispersão Funcional (FDis): mede a distância média das espécies deslocando a posição do centróide em direção às espécies mais abundantes e ponderando distâncias de espécies

individuais por suas abundâncias ao centroide do espaço funcional. Esse não é afetado pela riqueza das espécies (LALIBERTÉ; LEGENDRE, 2010).

Redundância Funcional (FR): considera a estabilidade temporal da função do ecossistema associado, avaliando o desempenho e funções das espécies no ambiente (DE BELLO et al., 2007). Uma alta redundância funcional indica que as funções ecossistêmicas são mais robustas quando ocorrem mudanças na diversidade, já uma baixa redundância implica em perda de atributos funcionais na comunidade mais rapidamente enquanto há perda de diversidade (BIGGS et al., 2020; TERESA; RODRIGUES-FILHO; LEITÃO, 2021).

Composição Funcional (CWM): é o valor médio ponderado de uma determinada característica funcional da comunidade (LAVOREL et al., 2008). Descreve a composição funcional através do cálculo da média dos atributos das espécies, ponderado pela abundância relativa dessas. O CWM, representa os atributos dominantes na comunidade, sendo útil para descrever a resposta da comunidade a pressões antrópicas (LEITÃO et al., 2018).

4.5. Análise de dados

A eficácia da amostragem das assembleias de peixes foi avaliada por meio de curvas de rarefação (Apêndice A). Este método permite comparar o número de espécies entre comunidades quando o tamanho da amostra (e.g. número de unidades amostrais), o esforço amostral (e.g. tempo de amostragem) ou o número de indivíduos não são iguais. A rarefação calcula o número esperado de espécies em cada comunidade tendo como base comparativa um valor em que todas as amostras atinjam um tamanho padrão (MAGURRAN, 1988).

Para caracterizar a estrutura funcional das assembleias de peixes, foi empregada uma matriz de atributos funcionais composta pelas espécies e suas características funcionais. A conversão da matriz de atributos em uma matriz de distâncias foi realizada pela distância de Gower, com base em valores de características entre espécies de peixes, porque a maioria das características foi categórica (VILLÉGER; MASON; MOUILLOT, 2008). Para representar a distribuição das espécies em um espaço funcional multidimensional, foi utilizada uma Análise de Coordenadas Principais (PCoA), necessário para calcular métricas da DF e identificação de possíveis diferenças entre as assembleias (VILLÉGER; MASON; MOUILLOT, 2008; LALIBERTÉ; LEGENDRE, 2010). As primeiras seis dimensões foram utilizadas por apresentarem o menor desvio absoluto médio (mAD) entre distâncias baseadas em características e distâncias no espaço funcional (mAD = 0,065, MAGNEVILLE et al., 2022). Utilizando este espaço funcional multidimensional e os dados de abundância das espécies,

calculamos os índices de diversidade funcional: Riqueza Funcional (FRic); Equitabilidade Funcional (FEve), Divergência Funcional (FDiv), Dispersão Funcional (FDis) e Redundância Funcional (FR). Para estimar o CWM, utilizamos uma matriz de atributos das espécies e uma matriz de abundância das espécies por local e ano. Sendo o CWM, uma média ponderada de um determinado atributo em relação a abundância de todas as espécies que ocorrem na localidade.

Os índices de diversidade taxonômica (Shannon e Pielou) e funcional (riqueza, equitabilidade, divergência, dispersão e redundância) dos lagos de várzea foram avaliados por Modelos Lineares Generalizados Mistos (GLMMs), com distribuição Gamma e link de ligação log. Para os dados de contagem, riqueza de espécies, usamos distribuição Poisson (ZUUR et al., 2009). Os fatores fixos dos modelos iniciais foram o tipo de acesso (livre e restrito) e os anos desde a implantação da restrição à pesca pelo manejo, assim como a interação entre ambos. O fator aleatório (ano de coleta) foi selecionado com base no conhecimento prévio da estrutura de dependência do conjunto de dados. A seleção do modelo com melhor estrutura dos fatores fixos foi realizada por modelos aninhados ajustados por máxima verossimilhança restrita, buscando a simplificação do modelo ao mínimo adequado através da função ANOVA (Apêndice B) (ZUUR et al., 2009). Os resíduos dos modelos finais foram avaliados por meio de gráficos quantil-quantil com envelopes simulados e de dispersão dos resíduos padronizados (Apêndice E ao P).

Realizamos uma Análise Multivariada de Variância Permutacional (PERMANOVA) com 999 permutações baseadas em matriz de dissimilaridade de distância euclidiana para comparar o efeito dos diferentes tipos de acesso sobre a composição funcional (CWM). Executamos também um teste de permutação para homogeneidade de dispersões multivariadas para testar se o resultado PERMANOVA não ocorreu devido a diferenças nas dispersões dos grupos (ZUUR et al., 2009). Análise de Componentes Principais (PCA) foi proposta para exibir as diferenças na composição funcional entre os lagos.

Utilizamos o R Statistical Software (R CORE TEAM, 2013) e os pacotes lme4 (BATES et al., 2015) para ajuste dos modelos lineares generalizados mistos, hnp (MORAL; HINDE; DEMÉTRIO, 2017) para diagnósticos dos pressupostos; a função functcomp do pacote FD (LALIBERTÉ et al., 2014) para estimativa da CWM; a função “betadisper” no pacote vegan (OKSANEN et al., 2007) para ajuste do teste de permutação de homogeneidade de dispersões multivariadas e; o pacote ggplot2 (WICKHAM, 2011) para construção dos gráficos.

5. RESULTADOS

Foram coletadas um total de 145 espécies, sendo a ordem Characiformes a mais diversa com 65 espécies, seguida dos Siluriformes com 47. No lago de acesso restrito, a riqueza foi de 125 espécies enquanto que no lago de acesso livre foi de 113. O lago com acesso restrito apresentou uma maior abundância, com um total de 8.565 indivíduos em relação ao livre a pesca, 4.150. As espécies mais abundantes em ambos os lagos foram: branquinhas, *Potamorhina altamazonica* (Cope, 1878), *Psectrogaster rutiloides* (Kner, 1858), peixe-cachorro, *Acestrorhynchus falcirostris* (Cuvier, 1819), sardinhas, *Triportheus albus* (Cope, 1872) e *Triportheus angulatus* (Spix & Agassiz, 1829) (Apêndice Q).

A riqueza taxonômica apresentou diferença entre os dois tipos de lagos e na interação entre as categorias de acesso e anos (Tabela 1; Figura 2). O modelo considerando o índice de diversidade de Shannon apresentou diferença significativa entre os anos e interação da categoria de acesso e anos (Tabela 1; Figura 2), os valores deste índice diminuíram ao longo dos anos para o lago de acesso livre, e o inverso ocorreu para o lago de acesso restrito (Apêndice D). O modelo avaliando o índice de equitabilidade de Pielou apresentou diferença para anos, com declínio dos valores do índice, independente da categoria de acesso do lago (Tabela 1; Figura 2).

Tabela 1. Resumo dos Modelos Lineares Generalizados Mistos para os índices taxonômicos de Riqueza, Índice de Shannon, Equitabilidade de Pielou; e para os índices funcionais de Divergência Funcional, Equitabilidade Funcional e Redundância Funcional.

| Modelo | Estimativa | SE | t-valor | p-valor |
|-------------------------|------------|-------|---------|---------|
| Riqueza | | | | |
| Intercepto | 3,989 | 0,149 | 26,646 | <0,001 |
| Categoria Restrito | -0,469 | 0,138 | -3,389 | <0,001 |
| Anos | -0,003 | 0,036 | -0,082 | 0,935 |
| Categoria Restrito:Anos | 0,126 | 0,032 | 3,954 | <0,001 |
| Shannon | | | | |
| Intercepto | 1,209 | 0,042 | 30,071 | <0,001 |
| Categoria Restrito | -0,095 | 0,049 | -1,956 | 0,051 |
| Anos | -0,024 | 0,009 | -2,532 | 0,011 |
| Categoria Restrito:Anos | 0,041 | 0,012 | 3,465 | <0,001 |
| Pielou | | | | |

| | | | | |
|-------------------------|----------|---------|---------|--------|
| Intercepto | -0,168 | 0,035 | -4,681 | <0,001 |
| Categoria Restrito | -0,043 | 0,026 | 1,647 | 0,099 |
| Anos | -0,021 | 0,008 | -2,630 | 0,008 |
| FDiv | | | | |
| Intercepto | -0,62352 | 0,05460 | -11,420 | <0,001 |
| Categoria Restrito | 0,21739 | 0,04878 | 4,456 | <0,001 |
| Anos | 0,05811 | 0,01264 | 4,598 | <0,001 |
| Categoria Restrito:Anos | -0,05030 | 0,01125 | -4,470 | <0,001 |
| FEve | | | | |
| Intercepto | -0,78008 | 0,09427 | -8,275 | <0,001 |
| Categoria Restrito | 0,15254 | 0,10154 | 1,502 | 0,1330 |
| Anos | 0,02055 | 0,02249 | 0,914 | 0,3610 |
| Categoria Restrito:Anos | -0,06018 | 0,02420 | -2,487 | 0,0129 |
| FR | | | | |
| Intercepto | -1,99588 | 0,13515 | -14,768 | <0,001 |
| Categoria Restrito | 0,60864 | 0,13807 | 4,408 | <0,001 |
| Anos | 0,15594 | 0,03217 | 4,848 | <0,001 |

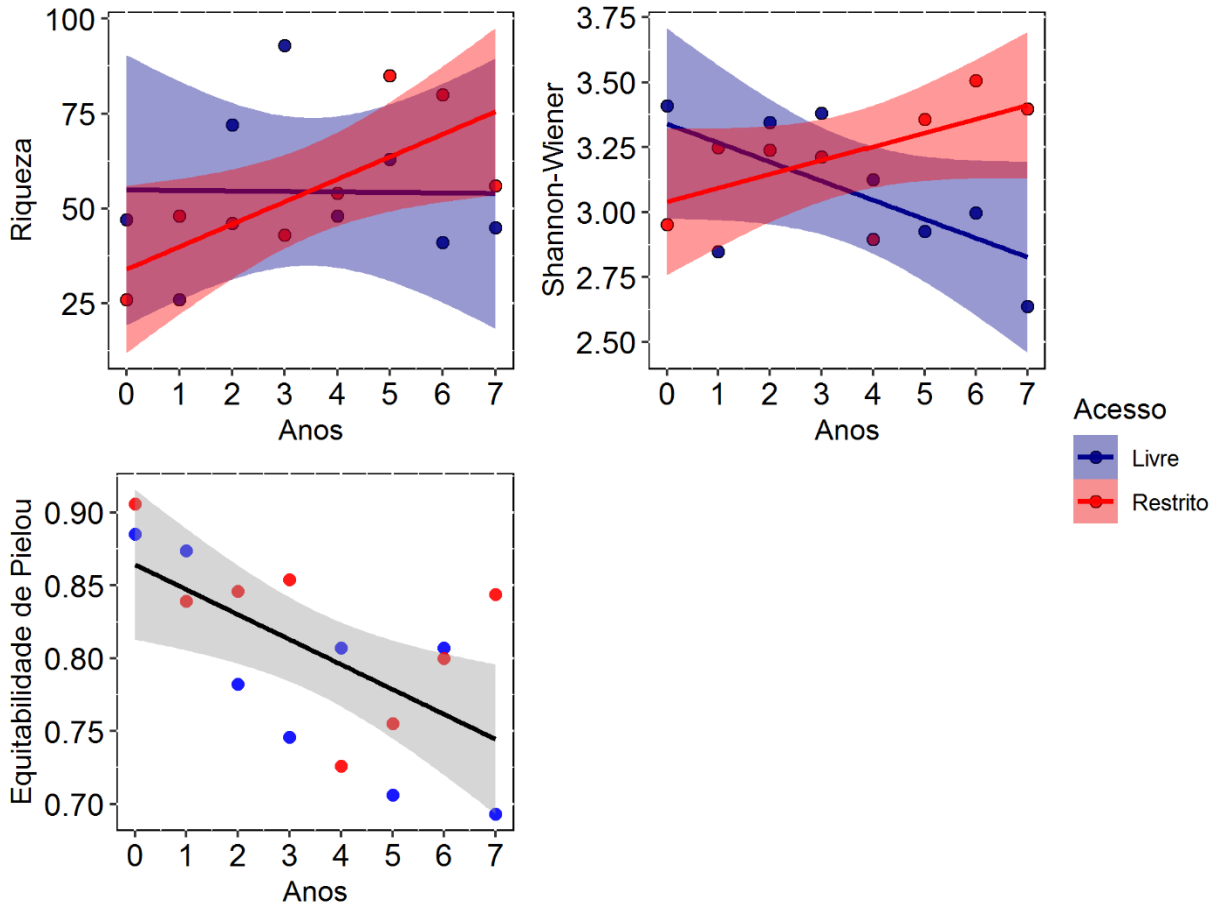


Figura 2. Gráficos de dispersão de índices taxonômicos: Riqueza, com efeito para as categorias de acesso e índice de diversidade de Shannon com efeito para os anos. Ambas as estimativas ecológicas com efeito na interação dos fatores; e Índice de Equitabilidade de Pielou entre os anos. Os pontos são valores observados por sítio, as linhas são as tendências ajustadas e as áreas sombreadas os intervalos de confiança de 95%.

A composição funcional das espécies (CWM) difere entre lagos de acesso livre e restrito (PERMANOVA, $F_{1,14}=3.11$; $p=0.014$; $R^2=0.18$), com essa diferença não ocorrendo em função da dispersão entre os grupos (BETADISP, $F_{1,14}=0.38$ $p=0.52$). O primeiro eixo da PCA do CWM, foi responsável por 27,68% da variação nos dados e formação de dois grupos funcionais entre lagos de acesso livre e restrito (Figura 3). Os atributos funcionais das espécies associados ao eixo um positivo, lago de acesso livre, foram: indivíduos de corpo fusiforme (BFU) e deprimido (BDE); invertívoros (INV) e detritívoros (DET) como as branquinhas *Potamorhina latior* (Spix & Agassiz, 1829), *Psectrogaster rutiloides*; e jaraquis *Semaprochilodus insignis* (Jardine, 1841), *Semaprochilodus taeniurus* (Valenciennes, 1821). Os atributos funcionais associados ao eixo um negativo, lago de acesso restrito, foram estrategistas periódicos com maturação em tamanho grande (LPL); piscívoros (PIS) e herbívoros (HERB); corpos comprimidos alongados e elípticos; migradores locais; e formato de boca superior. Os principais representantes desse grupo são o tambaqui (*Colossoma macropomum*), a pirapitinga

(*Piaractus brachypomus*) (Cuvier, 1818), o peixe-cachorro (*Rhaphiodon vulpinus*), e o apapá (*Pellona castelnaeana*) (Valenciennes, 1847) (Apêndice C).

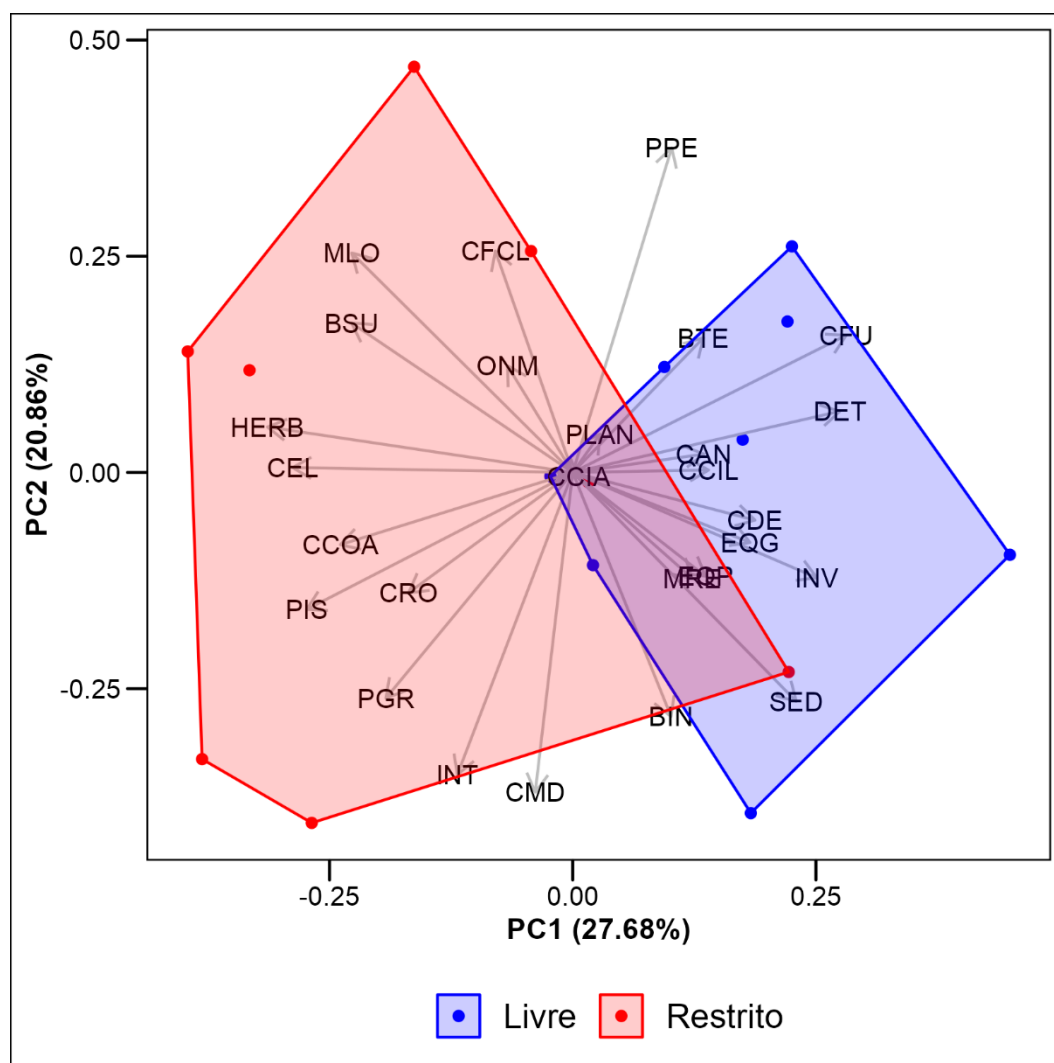


Figura 3. Discriminação dos dois tipos de acesso pela Análise de componentes dos valores médios ponderados pelas características funcionais. Ao longo do lado esquerdo, PC1, características funcionais referentes ao lago de acesso restrito (cor vermelha) e lado direito, PC1, características funcionais do lago de acesso livre a pesca (cor azul). Onde DET, Detritívoro; HERB, Herbívoro; INV, Invertívoro; ONM, Onívoro; PIS, Piscívoro; PLAN, Planctívoro; EQG, Estrategista de Equilíbrio Grande; EQP, Estrategista de Equilíbrio Pequeno; INT, Intermediário; PGR, Periódico Grande; PPE, Periódico Pequeno; MLO, Migrador Local; MRE, Migrador Regional; SED, Sedentário; CAN, Corpo Anguiliforme; CCIL, Corpo Cilíndrico; CCIA, Corpo Cilíndrico e Alongado; CCOA, Corpo Comprimido e Alongado; CDE, Corpo Deprimido; CEL, Corpo Elíptico; CFU, Corpo Fusiforme; CFCL, Corpo Fusiforme e Comprimido Lateralmente; CMD, Corpo Moderadamente Deprimido; CRO, Corpo Romboide; BIN, Boca Inferior; BSU, Boca Superior; BTE, Boca Terminal.

A divergência funcional (FDiv) e redundância funcional (FR) apresentaram o mesmo padrão, com aumento dos índices com o passar dos anos, sendo que este incremento é maior

no lago de acesso livre à pesca (Tabela 1; Figura 4). A equitabilidade funcional (FEve) apresentou diferença na interação entre categoria de lagos e anos (Tabela 1; Figura 4).

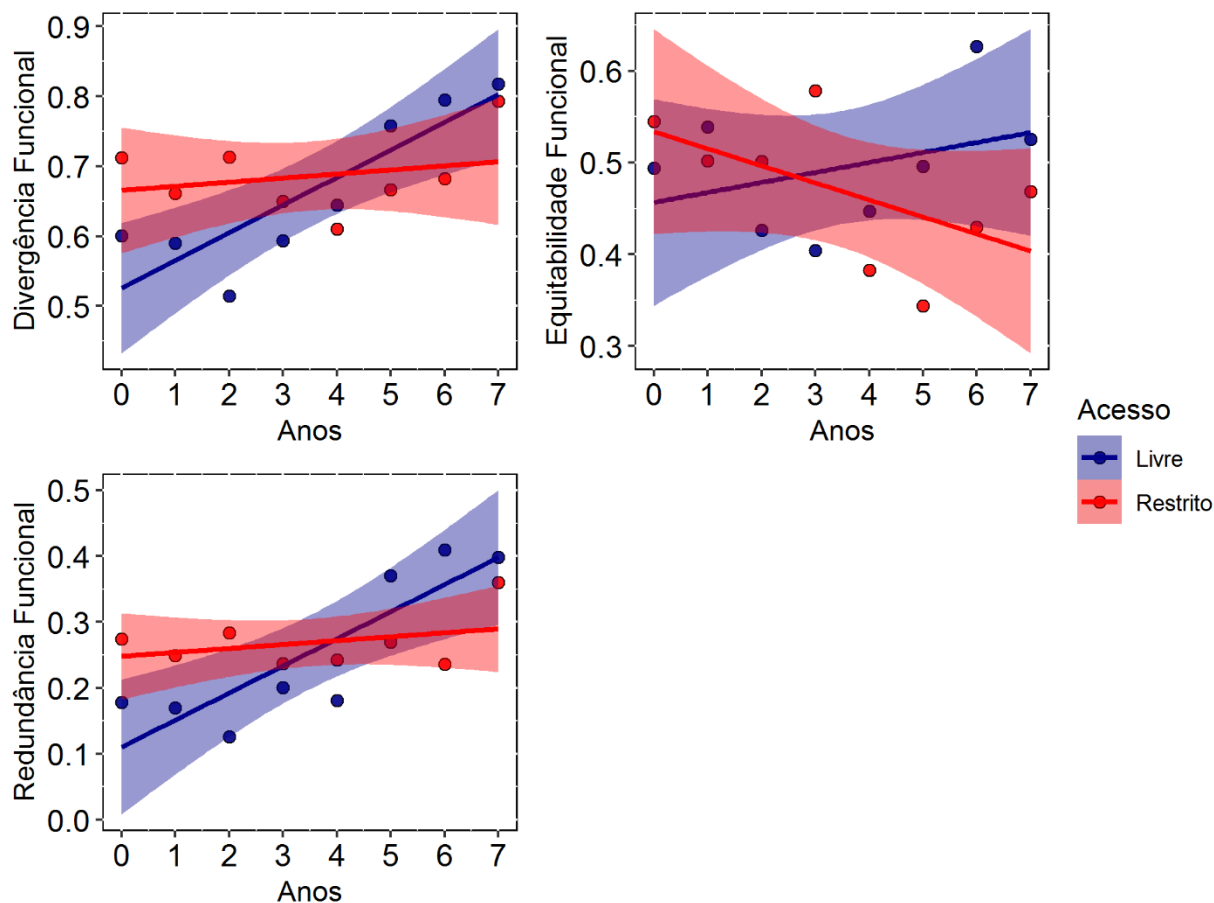


Figura 4. Gráfico de dispersão: divergência funcional (FDiv) e Redundância funcional (FR) com mesmo padrão de efeito entre os fatores e na interação destes; a equitabilidade funcional (FEve) o efeito foi na interação entre categorias de acesso e anos. Os pontos são valores observados por sítio, as linhas são as tendências ajustadas e as áreas sombreadas os intervalos de confiança de 95%.

Em relação a riqueza funcional (FRic) e dispersão funcional (FDis), as comparações por modelos aninhados indicaram que os fatores fixos, categorias de acesso (livre e restrito), anos e interação entre ambos, não contribuíram para os modelos (Apêndice B).

6. DISCUSSÃO

Nossos resultados corroboram a hipótese que a pesca tem um impacto na composição funcional e a estrutura das assembleias de peixes de lagos de várzea na Amazônia, com a diversidade taxonômica e funcional fornecendo informações complementares e mais abrangente das consequências ecológicas que a atividade pode proporcionar ao ecossistema aquático. Como hipotetizamos, os índices de diversidade taxonômica aumentaram no lago com

acesso restrito e reduziram no de acesso livre à pesca, com efeitos evidentes nos índices funcionais que levam em consideração a abundância das espécies, c.

Na Amazônia, as espécies de peixes das ordens Characiformes e Siluriformes ocupam uma ampla variedade de nichos, beneficiando-se da heterogeneidade espaço-temporal ocasionada pelo pulso de inundação que proporciona diferentes estratégias para a reprodução, obtenção de alimento e refúgio (JUNK; BAYLEY; SPARKS, 1989; CLARO-JR et al., 2004; FREITAS et al., 2014). Paralelo a riqueza de espécies, a abundância de indivíduos dessas duas ordens sustenta as maiores produções pesqueiras na várzea amazônica (LOPES et al., 2016; GOULDING et al., 2019).

O aumento da riqueza taxonômica e diversidade de Shannon no decorrer dos anos no lago de acesso restrito sugere que a redução da pesca pode ser um fator positivo na diversidade taxonômica, ressaltando a importância quanto a proposição de ambientes com estabelecimento de regras que podem ser soluções para gerir ambientes com multiusuários (REF). Na Amazônia, os programas de conservação baseados em zoneamento e restrição de áreas, conduzidos por comunidades, têm sido eficazes na prevenção ou mitigação da degradação do habitat e perda de biodiversidade. Além disso, essas iniciativas podem trazer benefícios sociais e econômicos para as populações locais (CASTELLO et al., 2009; CAMPOS-SILVA; PERES, 2016; SCHONS et al., 2020). Por exemplo, o aumento na abundância de espécies de alto interesse econômico, como o tambaqui, pode ocorrer em ambientes onde a pesca é restrita (SILVANO et al., 2009; NAGL et al., 2019).

De modo geral, alguns estudos realizados em ambientes com restrição a pesca vêm obtendo resultados favoráveis a recuperação, como o realizado por Medeiros-Leal et al., (2021) avaliando o co-manejo de uma única espécie, mostrando que as medidas de cogestão conduziram a melhorias na estrutura e composição taxonômica do conjunto de peixes em lagos de várzea, além de mudanças no comprimento de algumas espécies antes e após a implementação do manejo.

Da mesma forma, Lubchenco et al., (2003), mostram que áreas restritas a pesca em ambientes marinhos resultam em aumentos duradouros e rápidos na abundância, diversidade e produtividade dos organismos marinhos. Estas alterações são atribuídas à diminuição da mortalidade, à diminuição da destruição do habitat e aos efeitos indiretos no ecossistema. Além disso, essas áreas protegidas reduzem a probabilidade de extinção das espécies nelas residentes. O aumento da dimensão das áreas está associado a um aumento dos benefícios nas áreas adjacentes, com o tamanho e a abundância das espécies exploradas aumentando, demonstrando

efeitos de transbordamento. Esses estudos demonstram a importância da diversidade taxonômica para a compreensão dos potenciais benefícios de áreas restritas na promoção de práticas de pesca sustentáveis.

De forma associativa, alguns pesquisadores estão utilizando a abordagem voltada à identificação de características funcionais para as espécies de peixes, afim de resumir as relações entre a estrutura da comunidade e o funcionamento do ecossistema (LAVOREL et al. 2008; RICOTA; MORETI, 2011). Em nossa pesquisa, a discriminação da composição funcional (CWM) da ictiofauna foi percebida para os lagos de acesso livre e restrito, com uso da PERMANOVA e visualizada na PCA, sendo evidenciado que a pesca tem alterado a estrutura e composição das assembleias de peixes (JENNINGS; POLUNIN, 1996; BELLWOOD et al., 2003; SILVANO et al., 2009), afetando assim as funções e serviços das comunidades naturais. O eixo positivo do PC1, agrupou espécies com níveis tróficos mais baixos e de menores tamanhos a exemplo das espécies detritívoros como os jaraquis (*Semaprochilodus* sp.) grupo que sustenta fortemente o desembarque pesqueiro na região (HEILPERN et al., 2022; MATOS et al., 2023).

Já no lado negativo da PCA, o agrupamento foi de espécies herbívoras e piscívoras, com estratégia de história de vida periódica e de tamanhos grandes ou estratégia intermediária, como o tambaqui (*Colossoma macropomum*); pirapitinga (*Piaractus brachypomus*), apapá (*Pellona castelnaeana*), pescada (*Plagioscion squamosissimus*), e os pacus, (*Mylossoma albiscopum*; *Mylossoma aureum*). A restrição do lago influenciou positivamente as abundâncias de espécies com valor comercial em comparação ao lago com acesso livre, onde a pressão pesqueira tem causado o declínio da abundância e tamanho das espécies com apelo comercial, como jaraquis e tambaqui (BATISTA; PETRERE, 2003; CAMPOS et al., 2015; TREGIDGO et al., 2017). Este resultado aponta que para a várzea do rio Amazonas, a pressão por pesca irrestrita elimina um grupo funcional bem definido, herbívoros ou piscívoros de porte grande e reprodução periódica.

Na Amazônia, a maior parte das espécies com características herbívoras de grande porte, são espécies de pacus e tambaqui. Durante o período de cheia dos rios, as florestas de várzea são importantes fontes de carbono para essas espécies, que têm dieta altamente dependente dos frutos e sementes que caem na água (GOULDING et al., 2019; OLIVEIRA et al., 2006). Análises de isótopos estáveis demonstraram a importância das florestas, com o material vegetal terrestre sendo um dos itens que mais contribuíram para a biomassa de peixes das planícies de inundação do rio Apaporis na Amazônia Colombiana (CORREA; WINEMILLER, 2018). Em contrapartida, essas espécies possuem importância na dispersão de

sementes, onde maiores abundâncias das mesmas, está associado a maior diversidade de árvores, e consequentemente na conservação das florestas de várzea (COSTA-PEREIRA et al., 2018) o que proporciona mais estabilidade do ecossistema contra ações antrópicas (NAGELKERKEN et al., 2017). Corrêa et al. (2015) avaliando as consequências ecológicas da pesca excessiva em áreas úmidas neotropicais, mostraram que a pressão em peixes dispersores de semente pode levar a uma redução na quantidade e diversidade de sementes dispersas e que a sobrepesca pode estar conduzindo potencialmente a uma diminuição do sucesso e da diversidade do recrutamento de plantas nas zonas úmidas que dependem desses peixes.

Sabe-se que a redução observada da diversidade de espécies com um aumento nos índices funcionais é menos provável, sendo o padrão inverso o mais esperado (MAYFIELD et al., 2010). Entretanto, sugerimos que o padrão constatado de aumento da FDiv, FEve e FR no lago de acesso aberto à pesca em relação ao restrito, seja resultado de remoção de espécies ou de abundância das espécies dominantes de interesse da atividade pesqueira. Essa remoção é mitigada pela colonização de outras espécies (o que explica também as diferenças na CWM entre os tipos de acesso), incluindo espécies com características funcionais semelhantes, como é o caso dos detritívoros periódicos de pequeno porte. Particularmente, a remoção de espécies ou declínio dos estoques de espécies como pirarucu e tambaqui (CASTELLO et al., 2013) e outros piscívoros de grande porte no lago de acesso aberto, pode ter reduzido a predação e competição por recursos, ocasionando um efeito ecológico compensatório, aumentando assim a abundância de peixes não explorados pela pesca comercial. A remoção de espécies dominantes tende a aumentar a FEve do lago de acesso aberto, ao mesmo tempo que espécies com funções raras não afetadas pela pesca (KOUTSIDI et al., 2016; LEITÃO et al., 2016), passaram a ter maior influência na montagem da comunidade, explicando o aumento da FDiv com o passar dos anos sendo superior no acesso aberto à pesca, mas sem modificações significativas no espaço de nicho (FRic) entre os tipos de acesso.

Sugerimos também, que a elevada riqueza de espécies de peixes da bacia amazônica e mudanças na β diversidade temporal funcional do mesmo lago, conforme já relatado para a diversidade taxonômica (RÖPKE et al., 2016; BOGOTÁ-GREGORY et al., 2023), podem ter contribuído para a recolonização do lago de acesso aberto à pesca e aumento dos índices funcionais. Esse cenário é sustentado por modelos teóricos de cadeia alimentar com diferença simulada na riqueza inicial de espécies de peixes propostos por Heilpern et al., 2022, onde demonstraram que embora a manutenção do rendimento pesqueiro na Amazônia necessite de um aumento nas taxas de exploração ao longo do tempo, a compensação e a elevada biodiversidade, podem reduzir a probabilidade de colapso da comunidade. Isso porque, sob

efeitos da sobreexploração de longo prazo ou ambientais adversos, as espécies que conseguem equilibrar melhor a mortalidade adulta com respostas compensatórias (por exemplo, maturação sexual precoce, aumento da fertilidade) podem apresentar dinâmicas populacionais mais sustentáveis ao longo do tempo (RÖPKE et al. 2021; HEILPERN et al., 2022; RÖPKE et al., 2022). Em relação aos efeitos compensatórios do pulso de inundação, poucos estudos consideraram o forte potencial da mudança sazonal intranual do nível dos rios e lagos nos padrões funcionais (FITZGERALD et al., 2017; RÖPKE et al., 2017), mas taxonomicamente, há amplas evidências que as comunidades aquáticas são fortemente reguladas pelo regime hidrológico (JUNK; BAYLEY; SPARKS, 1989; LARSEN et al., 2019; SILVA et al., 2020; PETSCH et al., 2021).

Em função da indisponibilidade de algumas informações foram utilizadas métricas com resoluções mais grosseiras, como por exemplo, afirmar que uma espécie é onívora, utilizando somente informações da literatura, sem quantificar o volume e a quantidade de cada item alimentar ingerido. Utilizar resoluções mais detalhas resulta em uma melhor representação da variabilidade dos padrões de diversidade das comunidades e na sua capacidade de compreensão dos processos ecossistêmicos. Entretanto, esse aumento de resolução demanda um maior tempo e recursos, especialmente quando o número de espécies é tão elevado, como no estudo realizado. Mesmo utilizando uma resolução mais ampla, nossos resultados baseados em características taxonômicas e funcionais são ferramentas de avaliação da pressão pesqueira e servem como base para gestão dos lagos da região, tais como, áreas onde a pesca é permitida serem associadas a uma cadeia de lagos com restrição ou até mesmo a um rodízio de lagos com algum grau de restrição, afim de promover a conservação dos recursos pesqueiros e a sustentabilidade da pesca.

7. CONCLUSÃO

Destacamos a importância das áreas protegidas para a conservação da diversidade de peixes de lagos de várzea e os potenciais impactos da pesca comercial na Amazônia. Embora investigações em escalas espaciais maiores sejam necessárias, demonstramos um impacto negativo da pesca a nível local na composição e estrutura taxonômica das assembleias de peixes em contraposição a uma recuperação no ambiente de acesso restrito com o passar dos anos de restrição, o que pode ter ocasionado a diferença na composição funcional entre os lagos. A exploração pela pesca das espécies dominantes, associado a elevada riqueza de espécies e o efeito homogeneizador do pulso de inundação na bacia, podem explicar o aumento dos índices

funcionais que levam em consideração a abundância, mas não representa melhorias ou ausência de impacto na diversidade de peixes. Enfatizamos a necessidade de considerar as múltiplas facetas da diversidade taxonômica e funcional como ferramentas que permitem visualizar as alterações induzidas pela pesca.

8. REFERÊNCIAS

- AGOSTINHO, A. A.; JÚLIO, H. F.; LOWE-MCCONNEL, R. H. **Estudos de comunidades de peixes tropicais**. 1999.
- ALMEIDA, O. T. DE; LORENZEN, K.; MCGRATH, D. G. Commercial fishing in the Brazilian Amazon: regional differentiation in fleet characteristics and efficiency. **Fisheries Management and Ecology**, v. 10, n. 2, p. 109–115, 2003.
- ALMEIDA, O.T.; LORENZEN, K.; MCGRATH, D. G. Fishing agreements in the lower Amazon: for gain and restraint. **Fisheries Management and Ecology**, v. 16, n. 1, p. 61-67, 2009.
- ALMEIDA, O. et al. Pescadores rurais de pequena escala e o co-manejo no Baixo Amazonas (Paper 287). **Papers do NAEA**, v. 20, n. 1, 2011.
- ALMEIDA, O. T.; MCGRATH, D. G.; RUFFINO, M. L. The commercial fisheries of the lower Amazon: an economic analysis. **Fisheries Management and ecology**, v. 8, n. 3, p. 253–269, 2001.
- AMADEU SANTANA, A.R.; WERTH, M.; BENEDITO-CECILIO, E. Use of food resources by detritivorous fish in floodplains: a synthesis. **Acta Biológica Colombiana**, v. 20, n. 1, p. 514, 2015.
- ARANTES, C. C. et al. Relationships between forest cover and fish diversity in the Amazon River floodplain. **Journal of Applied Ecology**, v. 55, n. 1, p. 386–395, 1 jan. 2018.
- ARANTES, C. C. et al. Floodplain land cover affects biomass distribution of fish functional diversity in the Amazon River. **Scientific Reports**, v. 9, n. 1, 1 dez. 2019.
- BARTHEM, R. B. et al. Goliath catfish spawning in the far western Amazon confirmed by the distribution of mature adults, drifting larvae and migrating juveniles. **Scientific Reports**, v. 7, 6 fev. 2017.
- BARTHEM, R. B; FABRÉ, N. N. Biologia e diversidade dos recursos pesqueiros da Amazônia. **A pesca e os recursos pesqueiros na Amazônia brasileira**, v. 1, p. 17-62, 2004.
- BATES, D. et al. Fitting linear mixed-effects models using lme4. **Journal of Statistical Software**, v. 67, n. 1, 2015.
- BATISTA, V. S. et al. **Peixes e pesca no Solimões-Amazonas: uma avaliação integrada**. Brasília: Ibama/ProVárzea. 2012.
- BATISTA, V. da S.; PETRERE JÚNIOR, M.. Characterization of the commercial fish production landed at Manaus, Amazonas State, Brazil. **Acta Amazonica**, v. 33, p. 53-66, 2003.
- BAUMGARTNER, G. et al. **Peixes do baixo rio Iguaçú**. Eduem, 2012.

- BELLWOOD, D. R.; HOEY, A. S.; CHOAT, J. H. Limited functional redundancy in high diversity systems: resilience and ecosystem function on coral reefs. **Ecology letters**, v. 6, n. 4, p. 281-285, 2003.
- BENEDITO-CECILIO, E.; ARAUJO-LIMA, C. A. R. M. Variation in the carbon isotope composition of *Semaprochilodus insignis*, a detritivorous fish associated with oligotrophic and eutrophic Amazonian rivers. **Journal of Fish Biology**, v. 60, n. 6, p. 1603–1607, 2002.
- BIGGS, C. R. et al. Does functional redundancy affect ecological stability and resilience? A review and meta-analysis. **Ecosphere**, v. 11, n. 7, p. e03184, 2020.
- BOGOTÁ-GREGORY, J. D. et al. Biogeochemical water type influences community composition, species richness, and biomass in megadiverse Amazonian fish assemblages. **Scientific Reports**, 10(1), 15349, 2020.
- BOGOTÁ-GREGORY, J. D. et al. Geomorphological habitat type drives variation in temporal species turnover but not temporal nestedness in Amazonian fish assemblages. **Oikos**, v. 2023, n. 11, 25 nov. 2023
- BRITO, J. G.; ALVES, L. F.; ESPIRITO SANTO, H. M.V. Seasonal and spatial variations in limnological conditions of a floodplain lake (Lake Catalão) connected to both the Solimões and Negro Rivers, Central Amazonia. **Acta amazonica**, v. 44, p. 121-133, 2014.
- CAMPOS, C. P. et al. Population dynamics and stock assessment of *Colossoma macropomum* caught in the Manacapuru Lake system (Amazon Basin, Brazil). **Fisheries Management and Ecology**, v. 22, n. 5, p. 400-406, 2015.
- CAMPOS-SILVA, J. V.; PERES, C. A. Community-based management induces rapid recovery of a high-value tropical freshwater fishery. **Scientific Reports**, v. 6, n. 1, p. 34745, 2016.
- CARDOSO, D. C. et al. Influência da pesca e de um predador de topo de cadeia sobre a diversidade funcional das assembleias de peixes em lagos de várzea manejados. Tese de doutorado em Ciência Animal e Recursos Pesqueiros, UFAM. 2022.
- CAROLSFELD, J. **Migratory fishes of South America: biology, fisheries and conservation status**. Idrc, 2003.
- CASTELLO, Leandro et al. Lessons from integrating fishers of arapaima in small-scale fisheries management at the Mamirauá Reserve, Amazon. **Environmental management**, v. 43, p. 197-209, 2009.
- CASTELLO, L. et al. **The vulnerability of Amazon freshwater ecosystems**. **Conservation Letters**, jul. 2013.
- CASTELLO, L.; MCGRATH, D. G.; BECK, P. S. A. Resource sustainability in small-scale fisheries in the Lower Amazon floodplains. **Fisheries Research**, v. 110, n. 2, p. 356–364, jul. 2011.
- CASTELLO, L. et al. Understanding fishing-induced extinctions in the Amazon. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, v. 25, n. 5, p. 587–598, 2015.
- CLARO-JR, L. et al. O efeito da floresta alagada na alimentação de três espécies de peixes onívoros em lagos de várzea da Amazônia Central, Brasil. **Acta Amazonica**, v. 34, p. 133-137, 2004.
- CORREA, S. B. et al. Overfishing disrupts an ancient mutualism between frugivorous fishes and plants in Neotropical wetlands. **Biological Conservation**, v. 191, p. 159-167, 2015.

- CORREA, S. B; WINEMILLER, K. Terrestrial–aquatic trophic linkages support fish production in a tropical oligotrophic river. **Oecologia**, v. 186, n. 4, p. 1069-1078, 2018.
- COSTA-PEREIRA, R. et al. Defaunation shadow on mutualistic interactions. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 115, n. 12, p. E2673-E2675, 2018.
- DAGOSTA, F. C. P.; PINNA, M. DE. **The Fishes of the Amazon: Distribution and Biogeographical Patterns, with a Comprehensive List of Species. Bulletin of the American Museum of Natural History**American Museum of Natural History Library, 13 jun. 2019.
- DE AZEVEDO BEMVENUTI, M.; FISCHER, L. G. Peixes: morfologia e adaptações. **Cadernos de Ecologia Aquática**, v. 5, n. 2, p. 31–54, 2010.
- DE BELLO, F. et al. Importance of species abundance for assessment of trait composition: An example based on pollinator communities. **Community Ecology**, v. 8, n. 2, p. 163–170, 2007.
- DE BRITO RIBEIRO, M. C. L.; JUNIOR, M. P. Fisheries ecololgy and management of the Jaraqui (*Semaprochilodus Taeniurus*, S. *Insignis*) in central Amazonia. **Regulated Rivers: Research & Management**, v. 5, n. 3, p. 195–215, 1990.
- DE MÉRONA, B.; BERNARDAC-GARDEL, L. An Attempt To Disentangle The Complexity Of Amazon Fisheries. (The Manaus Fisheries 1976-1988). **Fish Communities**, p. 45, 2004.
- DUPONCHELLE, F. et al. Conservation of migratory fishes in the Amazon basin. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, v. 31, n. 5, p. 1087-1105, 2021.
- FERNANDES, C. C. Lateral migration of fishes in Amazon floodplains. **Ecology of freshwater fish**, v. 6, n. 1, p. 36–44, 1997.
- FITZGERALD, D. B. et al. Seasonal changes in the assembly mechanisms structuring tropical fish communities. **Ecology**, v. 98, n. 1, p. 21–31, 16 jan. 2017.
- FREITAS, C. E. C. et al. Factors determining fish species diversity in Amazonian floodplain lakes. **Amazon Basin: Plant Life, Wildlife and Environment. Environmental Research and Advances Series, Nova Science Publ., Inc. New York**, p. 43–78, 2010.
- FREITAS, C.E.C et al. The importance of spatial scales to analysis of fish diversity in Amazonian floodplain lakes and implications for conservation. **Ecology of Freshwater Fish**, v. 23, n. 3, p. 470-477, 2014.
- FROESE, R.; PAULY, D. **FishBase**. Fisheries Centre, University of British Columbia Vancouver, BC, Canada, 2010.
- GOULDING, M. **The fishes and the forest: explorations in Amazonian natural history**. Univ of California Press, 1980.
- GOULDING, M. et al. Ecosystem-based management of Amazon fisheries and wetlands. **Fish and Fisheries**, v. 20, n. 1, p. 138–158, 2019.
- HEILPERN, S. A. et al. Biodiversity underpins fisheries resilience to exploitation in the Amazon river basin. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 289, n. 1976, 8 jun. 2022.
- HOOPER, D. U. et al. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge **Ecological Monographs**. 2005.
- ISAAC, V. J.; BARTHEM, R. Os Recursos Pesqueiros da Amazônia Brasileira. **Boletim Mus. Para. Emílio Goeldi**, v. 11, n. 2, p. 295–339. 1995.

- ISAAC, V. J. et al. Food consumption as an indicator of the conservation of natural resources in riverine communities of the Brazilian Amazon. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 87, n. 4, p. 2229–2242. 2015.
- JENNINGS, S.; POLUNIN, N. VC. **Impacts of fishing on tropical reef ecosystems**. *Ambio*, p. 44-49, 1996.
- 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.; BAYLEY, P. B.; SPARKS, R. E. The flood pulse concept in river-floodplain systems. **Canadian special publication of fisheries and aquatic sciences**, v. 106, n. 1, p. 110–127, 1989.
- KOUTSIDI, M. et al. Fishing for function: the use of biological traits to evaluate the effects of multispecies fisheries on the functioning of fisheries assemblages. **ICES Journal of Marine Science**, v. 73, n. 4, p. 1091–1103, 1 mar. 2016.
- LALIBERTÉ, E. LEGENDRE, P. A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. **Ecology**, v. 91, n. 1, p. 299-305, 2010.
- LALIBERTÉ, E. et al. Measuring functional diversity from multiple traits, and other tools for functional ecology, v. 1, p. 0-12, 2014.
- LARSEN, S. et al. Flooding and hydrologic connectivity modulate community assembly in a dynamic river-floodplain ecosystem. **PLOS ONE**, v. 14, n. 4, p. e0213227, 12 abr. 2019
- LAVOREL, S. et al. Assessing functional diversity in the field—methodology matters!. **Functional Ecology**, v. 22, n. 1, p. 134-147, 2008.
- LEITÃO, R. P. et al. Disentangling the pathways of land use impacts on the functional structure of fish assemblages in Amazon streams. **Ecography**, v. 41, n. 1, p. 219-232, 2018.
- LEITÃO, R. P. et al. Rare species contribute disproportionately to the functional structure of species assemblages. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 283, n. 1828, p. 20160084, 13 abr. 2016.
- LOPES, G. C. S., CATARINO, M. F., LIMA, A. C.; FREITAS, C. E. Small-scale fisheries in the Amazon basin: General patterns and diversity of fish landings in five sub-basins. **Boletim do Instituto da Pesca**, 42(4): 895 - 909. 2016.
- LUBCHENCO, J. et al. Plugging a hole in the ocean: the emerging science of marine reserves. *Ecological applications*, v. 13, n. 1, p. S3-S7, 2003.
- MAGNEVILLE, C. et al. mFD: an R package to compute and illustrate the multiple facets of functional diversity. *Ecography*, v. 2022, n. 1, 2022.
- MAGURRAN, Anne E. **Ecological diversity and its measurement**. Princeton university press, 1988.
- MASON, N. W. H. et al. Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. **Oikos**, v. 111, n. 1, p. 112–118, 2005.
- MATOS, O. F. de et al. Stable mean trophic level and decreasing fish size in Central Amazonian fishery landings. **Fisheries Management and Ecology**, 2023.
- MAYFIELD, M.M. et al. What does species richness tell us about functional trait diversity? Predictions and evidence for responses of species and functional trait diversity to land-use change. **Global Ecology and Biogeography**, v. 19, n. 4, p. 423-431, 2010.

- MCGILL, B. M.; SUTTON-GRIER, A. E.; WRIGHT, J. P. Plant trait diversity buffers variability in denitrification potential over changes in season and soil conditions. **PLoS ONE**, v. 5, n. 7, 16 jul. 2010.
- MCGRATH, D. et al. Políticas e instituições: uma abordagem ecossistêmica de manejo da várzea do baixo Amazonas (Paper 243). **Papers do NAEA**, v. 18, n. 1, 2009.
- MCGRATH, D. G. et al. Fisheries and the Evolution of Resource Management on the Lower Amazon. **Floodplain Human Ecology**. 1993
- MEDEIROS-LEAL, W. M. et al. Single-Species Co-management Improves Fish Assemblage Structure and Composition in a Tropical River. **Frontiers in Ecology and Evolution**, v. 9, 2 mar. 2021.
- MILLIMAN, J. D.; FARNSWORTH, K. L. **River discharge to the coastal ocean: a global synthesis**. Cambridge University Press, 2013.
- MORAL, R. A.; HINDE, J.; DEMÉTRIO, C. G. B. Half-Normal Plots and Overdispersed Models in R: The hnp Package. **Journal of Statistical Software**, v. 81, n. 10, 2017.
- MORALES, B. F. et al. Ichthyofauna from floodplain lakes of Reserva de Desenvolvimento Sustentável Piagaçu-Purus (RDS-PP), lower rio Purus. **Biota Neotropica**, v. 19, n. 4, 2019.
- MOUILLOT, D. et al. A functional approach reveals community responses to disturbances. **Trends in Ecology and Evolution**, mar. 2013.
- NAGL, P. et al. Protected areas and frugivorous fish in tropical rivers: Small-scale fisheries, conservation and ecosystem services. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, v. 31, n. 10, p. 2752–2771, 2021.
- NAGELKERKEN, I. et al. Species interactions drive fish biodiversity loss in a high-CO₂ world. **Current Biology**, v. 27, n. 14, p. 2177-2184. e4, 2017.
- OKSANEN, J. et al. The vegan package. *Community ecology package*, v. 10, n. 631-637, p. 719, 2007.
- OLIVEIRA, A. C. B. et al. Seasonality of energy sources of *Colossoma macropomum* in a floodplain lake in the Amazon–lake Camaleão, Amazonas, Brazil. **Fisheries Management and Ecology**, v. 13, n. 3, p. 135-142, 2006.
- PEREIRA, D. V. et al. Vulnerability to overfishing of fish stocks in the Amazon Basin. **Fisheries Research**, v. 265, 2023.
- PETCHEY, O. L.; GASTON, K. J. Functional diversity: Back to basics and looking forward. **Ecology Letters**, jun. 2006.
- PETCHEY, L.; O’GORMAN, J.; FLYNN, Dan FB. A functional guide to functional diversity measures. **Biodiversity, Ecosystem Functioning, & Human Wellbeing** Naem S, Bunker DE, Hector A, Loreau M, Perrings C, eds. **Oxford University Press, Oxford**, p. 49-59, 2009.
- PETSCH, D. K. et al. Floods homogenize aquatic communities across time but not across space in a Neotropical floodplain. **Aquatic Sciences**, v. 83, n. 1, p. 19, 20 jan. 2021.
- PRESTES, Luiza et al. Proactively averting the collapse of Amazon fisheries based on three migratory flagship species. **Plos one**, v. 17, n. 3, p. e0264490, 2022.
- R CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. 2013.
- RICOTTA, C.; MORETTI, M. CWM and Rao’s quadratic diversity: a unified framework for functional ecology. **Oecologia**, v. 167, p. 181-188, 2011.

- RÖPKE, C. P. et al. Seasonal dynamics of the fish assemblage in a floodplain lake at the confluence of the Negro and Amazon Rivers. **Journal of Fish Biology**, v. 89, n. 1, p. 194–212, 12 jul. 2016
- RÖPKE, C. P. et al. Simultaneous abrupt shifts in hydrology and fish assemblage structure in a floodplain lake in the central Amazon. **Scientific Reports**, v. 7, 10 jan. 2017.
- RÖPKE, C. et al. Effects of climate-driven hydrological changes in the reproduction of Amazonian floodplain fishes. **Journal of Applied Ecology**, v. 59, n. 4, p. 1134–1145, 11 abr. 2022.
- ROTTA, M. A. **Aspectos gerais da fisiologia e estrutura do sistema digestivo dos peixes relacionados à piscicultura**. 2003.
- SAINT-PAUL, U. et al. **Fish communities in central Amazonian white-and blackwater floodplains** *Environmental Biology of Fishes*. 2000.
- SCHONS, S. Zucchetti et al. Benefícios da gestão comunitária da pesca para famílias individuais nas planícies aluviais do Rio Amazonas no Brasil. **Economia Ecológica**, v. 169, p. 106531, 2020.
- SILVA, P. B. et al. Seasonal hydrology and fish assemblage structure in the floodplain of the lower Amazon River. **Ecology of Freshwater Fish**, 2020.
- SILVANO, R. A. M.; RAMIRES, M.; ZUANON, J. Effects of fisheries management on fish communities in the floodplain lakes of a Brazilian Amazonian Reserve. **Ecology of Freshwater Fish**, v. 18, n. 1, p. 156–166, mar. 2009.
- SHANNON, C. E.. **A mathematical theory of communication**. The Bell system technical journal, v. 27, n. 3, p. 379-423, 1948.
- SIQUEIRA-SOUZA, F. K., & Freitas, C. E. C. Fish diversity of floodplain lakes on the lower stretch of the Solimões river. **Brazilian Journal of Biology**, 64, 501-510, 2004.
- SIQUEIRA-SOUZA, F. K. et al. Amazon floodplain fish diversity at different scales: do time and place really matter? **Hydrobiologia**, v. 776, n. 1, p. 99–110, 1 ago. 2016.
- SIRÉN, A.; VALBO-JØRGENSEN, J. Quantifying fish catches and fish consumption in the Amazon Basin. **Aquatic Ecosystem Health & Management**, v. 25, n. 1, p. 59–71, 2022.
- SOARES, M. G. M.; FREITAS, C. E. C.; OLIVEIRA, A. C. B. DE. Assembleias de peixes associadas aos bancos de macrófitas aquáticas em lagos manejados da Amazônia Central, Amazonas, Brasil. **Acta amazônica**, v. 44, p. 143–152, 2014.
- TEDESCO, P. A. et al. Data Descriptor: A global database on freshwater fish species occurrence in drainage basins. **Scientific Data**, v. 4, 3 out. 2017.
- TERESA, F. B.; RODRIGUES-FILHO, C. A. S.; LEITÃO, R. P. Functional diversity of stream fish. **Oecologia Australis**, v. 25, n. 2, p. 415–432, 2021.
- TISSEUIL, Clement et al. Global diversity patterns and cross-taxa convergence in freshwater systems. **Journal of Animal Ecology**, v. 82, n. 2, p. 365-376, 2013.
- TREGIDGO, D. J. et al. Rainforest metropolis casts 1,000-km defaunation shadow. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 114, n. 32, p. 8655–8659, 8 ago. 2017.
- VENTICINQUE, E. et al. An explicit GIS-based river basin framework for aquatic ecosystem conservation in the Amazon. **Earth System Science Data**, v. 8, n. 2, p. 651–661, 23 nov. 2016.

VILLÉGER, S. et al. Contrasting changes in taxonomic vs. functional diversity of tropical fish communities after habitat degradation. **Ecological applications**, v. 20, n. 6, p. 1512–1522, 2010.

VILLÉGER, S. et al. Functional ecology of fish: current approaches and future challenges. **Aquatic Sciences**, v. 79, n. 4, p. 783–801, 1 out. 2017.

VILLÉGER, S.; MASON, N. W. H.; MOUILLOT, D. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. **Ecology**, v. 89, n. 8, p. 2290–2301, ago. 2008.

WELCOMME, R. L. A review of a model for qualitative evaluation of exploitation levels in multi-species fisheries. **Fisheries Management and Ecology**, v. 6, n. 1, p. 1–19, 25 fev. 1999

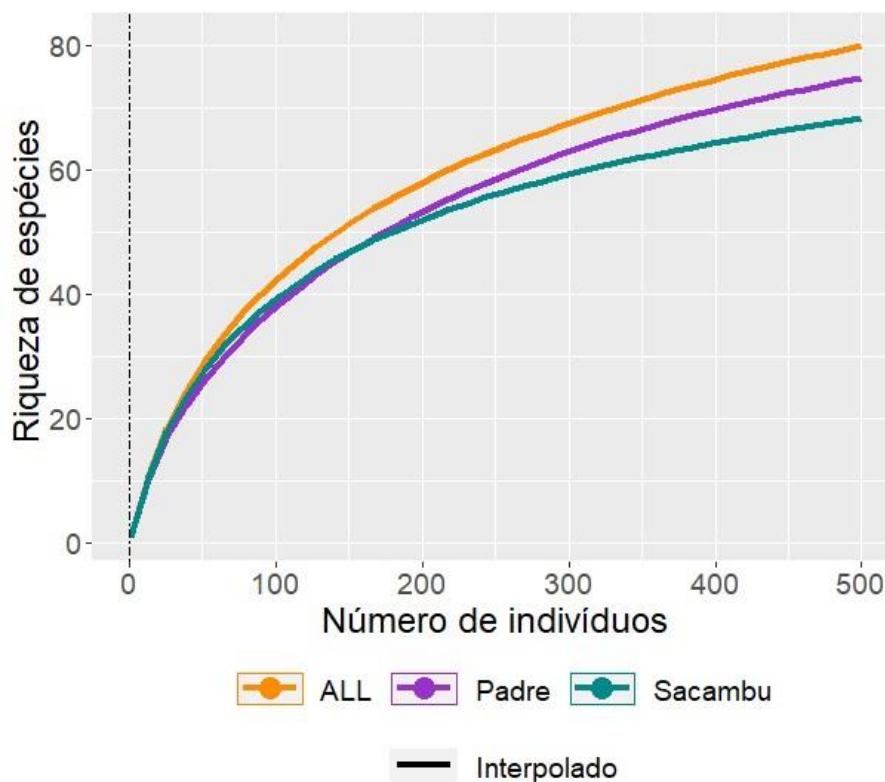
WICKHAM, H. ggplot2. **Wiley Interdisciplinary Reviews: Computational Statistics**, v. 3, n. 2, p. 180–185, mar. 2011.

WINEMILLER, Kirk O. Patterns of variation in life history among South American fishes in seasonal environments. **Oecologia**, v. 81, p. 225-241, 1989.

WINEMILLER, K. O.; ROSE, K.A. Patterns of life-history diversification in North American fishes: implications for population regulation. **Canadian Journal of Fisheries and aquatic sciences**, v. 49, n. 10, p. 2196-2218, 1992.

ZUUR, A. et al. **Mixed effects models and extensions in ecology with R**. New York: Springer, 2009.

9. APÊNDICE



Apêndice A. Curva de Rerafação.

Apêndice B: Seleção dos modelos com melhor estrutura dos fatores fixos através da função ANOVA.

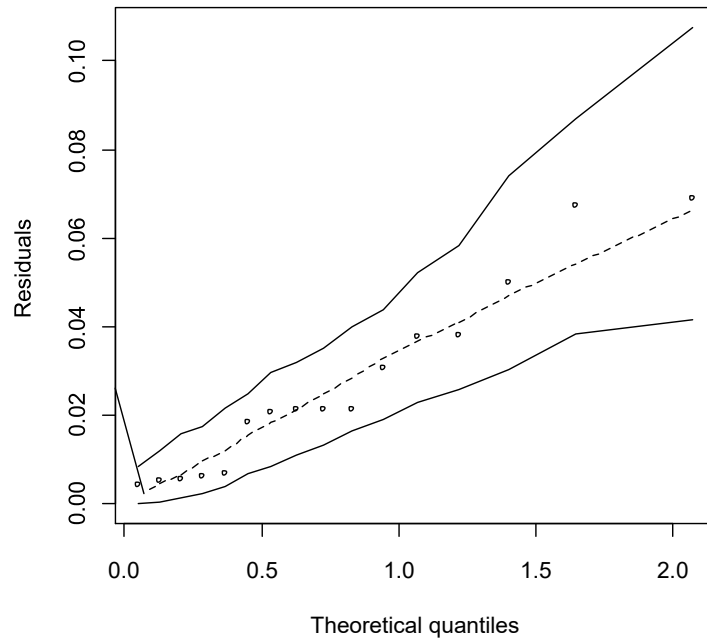
| Modelos | Pr(>Chisq) |
|--------------------------------------|----------------------|
| Riqueza | |
| Modelo1: S ~ Categoria * Anos | 6.77 E-05 |
| Modelo 2: S ~ Categoria + Anos | |
| Pielou | |
| Modelo 1: Pielou ~ Categoria * Anos | 0,2328 |
| Modelo 2: Pielou ~ Categoria + Anos | |
| Modelo 3: Pielou ~ Categoria | 0,0453 |
| Shannon | |
| Modelo 1: Shannon ~ Categoria * Anos | 0,0038 |
| Modelo 2: Shannon ~ Categoria + Anos | |
| Riqueza Funcional | |
| Modelo 1: FRic ~ Categoria * Anos | 0,8379 |
| Modelo 2: FFic ~ Categoria + Anos | |
| Modelo 3: FRic ~ Categoria | 0,2548 |
| Modelo 4: FRic ~ 1 | 0,9656 |
| Redundância Funcional | |
| Modelo 1: FR ~ Categoria * Anos | 0,0010 |
| Modelo 2: FR ~ Categoria + Anos | |
| Divergência Funcional | |
| Modelo 1: FDiv ~ Categoria * Anos | 0,0052 |
| Modelo 2: FDiv ~ Categoria + Anos | |
| Dispersão Funcional | |
| Modelo 1: FDis ~ Categoria * Anos | 0,7949 |
| Modelo 2: FDis ~ Categoria + Anos | |
| Modelo 3: FDis ~ Categoria | 0,7693 |
| Modelo 4: FDis ~ 1 | 0,5678 |
| Equitabilidade Funcional | |
| Modelo 1: FEve ~ Categoria * Anos | 0,0257 |
| Modelo 2: FEve ~ Categoria + Anos | |

Apêndice C. Correlações dos atributos funcionais mais importantes para o eixo um da Análise de Componentes Principais.

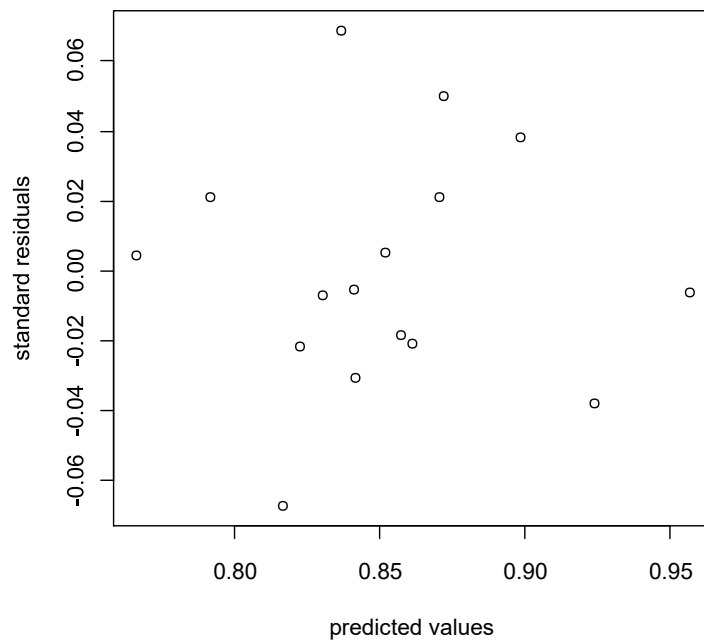
| Atributos Funcionais | Correlação | p. valor |
|----------------------|------------|--------------|
| BFU | 0,7853385 | 3,124414e-04 |
| DET | 0,7670907 | 5,247649e-04 |
| INV | 0,7011322 | 2,477210e-03 |
| MSE | 0,6419144 | 7,344601e-03 |
| BDE | 0,5235206 | 3,741641e-02 |
| LEL | 0,5091966 | 4,395424e-02 |
| LPL | -0,5365803 | 3,212127e-02 |
| MLO | -0,6346575 | 8,266418e-03 |
| MUP | -0,6673860 | 8,212935e-03 |
| BCOA | -0,6673860 | 4,734218e-03 |
| PIS | -0,7642426 | 5,666753e-04 |
| BEL | -0,8043739 | 1,722286e-04 |
| HERB | -0,8767218 | 8,325491e-06 |

Apêndice D. Índices taxonômicos e funcionais dos lagos de acesso livre e restrito a pesca por ano.

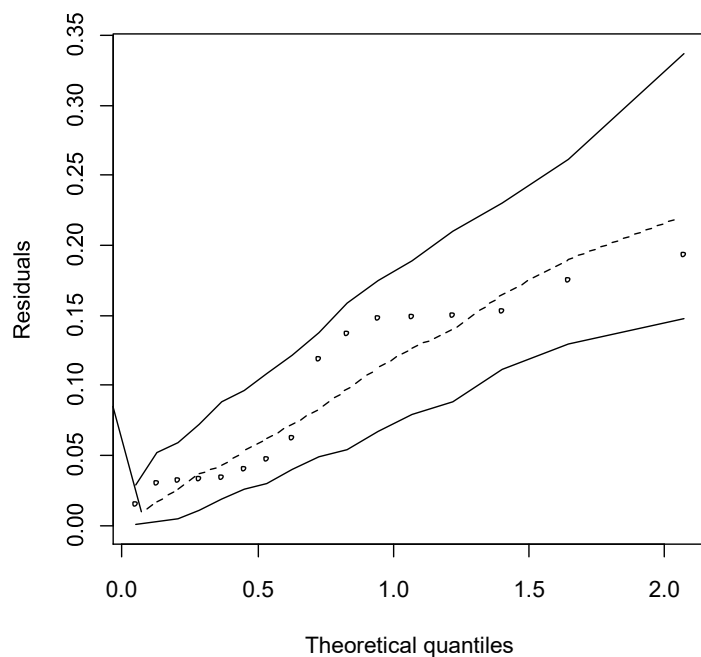
| | Livre | | | | | | | |
|---------|-----------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| | 2011 | 2013 | 2014 | 2015 | 2016 | 2017 | 2018 | 2019 |
| Riqueza | 47 | 26 | 72 | 93 | 48 | 63 | 41 | 45 |
| Shannon | 3,409 | 2,847 | 3,345 | 3,381 | 3,125 | 2,927 | 2,996 | 2,638 |
| Pielou | 0,885 | 0,874 | 0,782 | 0,746 | 0,807 | 0,706 | 0,807 | 0,693 |
| FEve | 0,494 | 0,539 | 0,426 | 0,404 | 0,447 | 0,496 | 0,627 | 0,525 |
| FDiv | 0,601 | 0,590 | 0,515 | 0,594 | 0,645 | 0,758 | 0,795 | 0,818 |
| FDis | 0,422 | 0,420 | 0,389 | 0,393 | 0,464 | 0,387 | 0,386 | 0,420 |
| Fric | 0,665 | 0,354 | 0,993 | 1,000 | 0,993 | 0,993 | 0,998 | 0,696 |
| FR | 0,178 | 0,170 | 0,126 | 0,200 | 0,181 | 0,371 | 0,409 | 0,398 |
| | Restrito | | | | | | | |
| Riqueza | 26 | 48 | 46 | 43 | 54 | 85 | 80 | 56 |
| Shannon | 2,952 | 3,247 | 3,238 | 3,212 | 2,896 | 3,356 | 3,506 | 3,398 |
| Pielou | 0,906 | 0,839 | 0,846 | 0,854 | 0,726 | 0,755 | 0,800 | 0,844 |
| FEve | 0,545 | 0,502 | 0,501 | 0,578 | 0,382 | 0,344 | 0,430 | 0,468 |
| FDiv | 0,712 | 0,661 | 0,714 | 0,650 | 0,610 | 0,666 | 0,682 | 0,793 |
| FDis | 0,438 | 0,412 | 0,430 | 0,413 | 0,368 | 0,397 | 0,447 | 0,433 |
| Fric | 0,412 | 0,941 | 0,984 | 0,670 | 0,986 | 0,998 | 1,000 | 0,706 |
| FR | 0,274 | 0,249 | 0,283 | 0,237 | 0,242 | 0,269 | 0,236 | 0,360 |



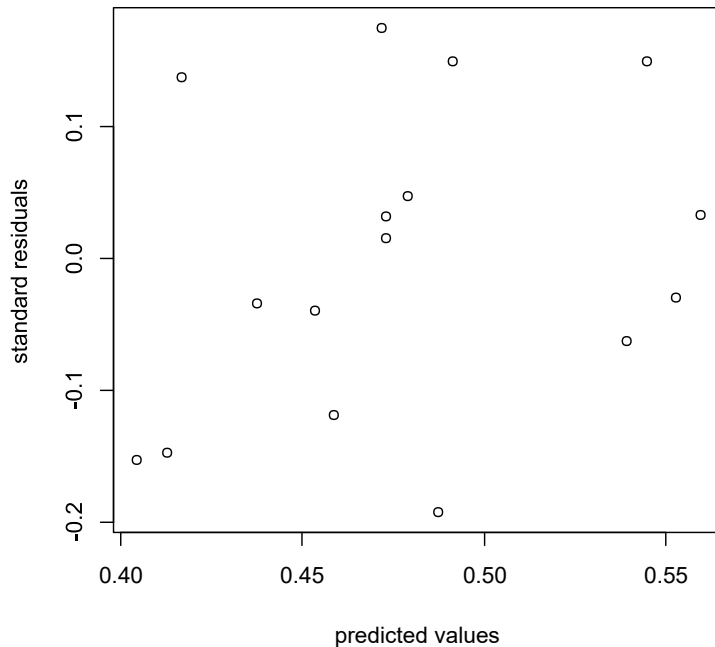
Apêndice E. Gráfico quantil-quantil com envelopes simulados a 99% do modelo final ajustado aos dados de divergência funcional.



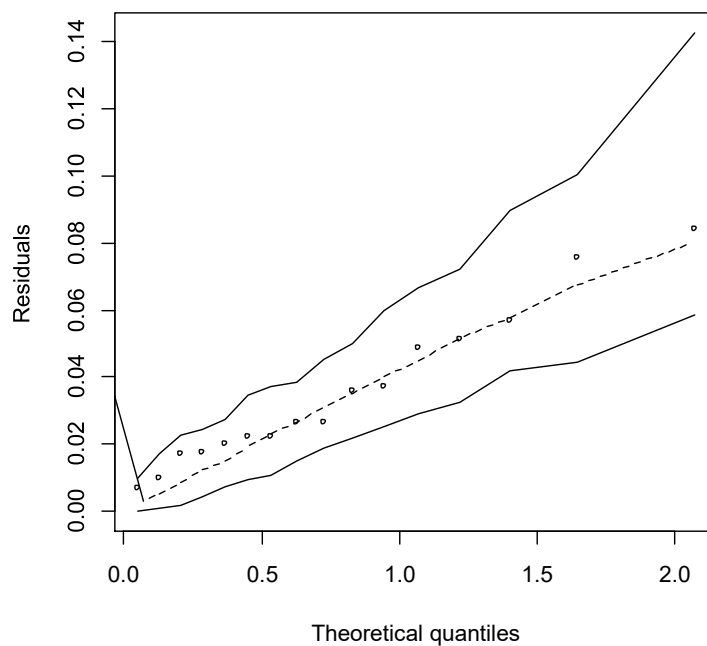
Apêndice F. Gráfico de dispersão dos resíduos normalizados em relação aos valores previstos para o modelo final ajustado aos dados de divergência funcional.



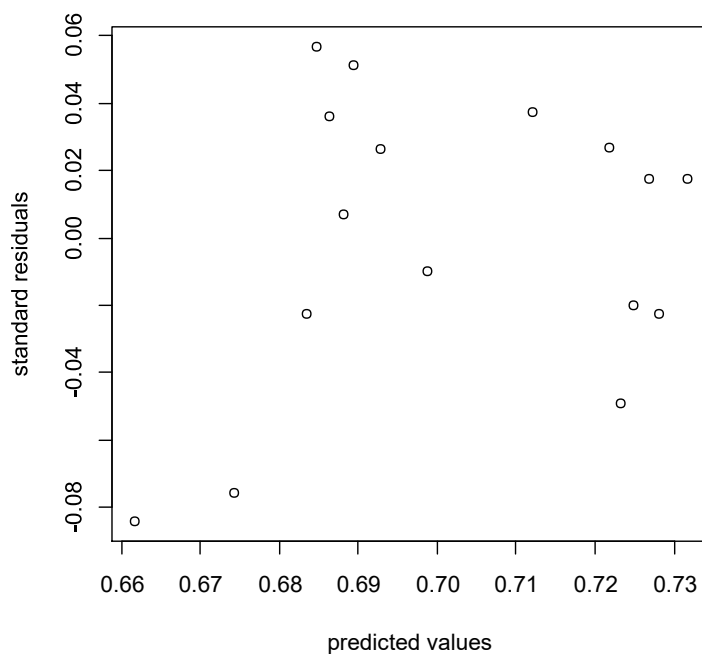
Apêndice G. Gráfico quantil-quantil com envelopes simulados a 99% do modelo final ajustado aos dados de equitabilidade funcional.



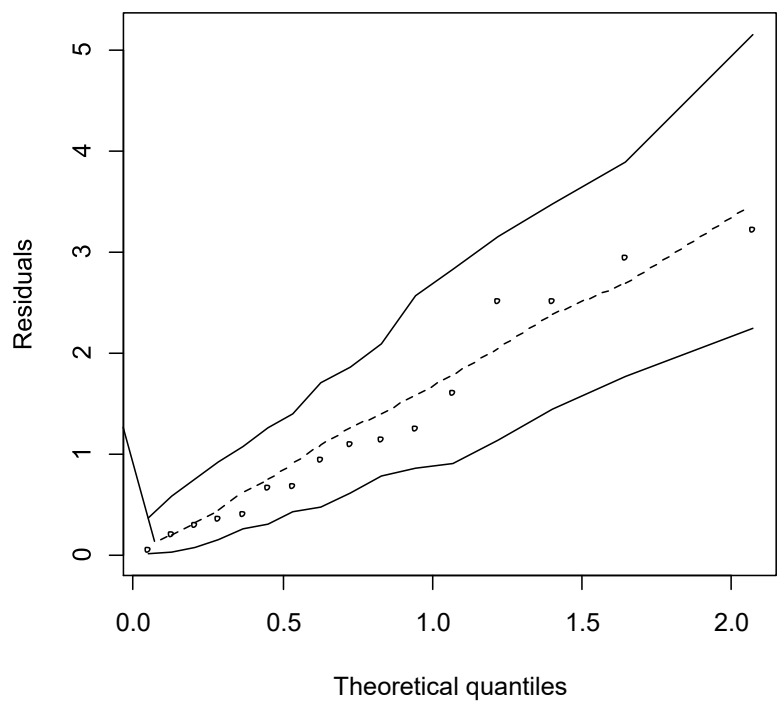
Apêndice H. Gráfico de dispersão dos resíduos normalizados em relação aos valores previstos para o modelo final ajustado aos dados de equitabilidade funcional.



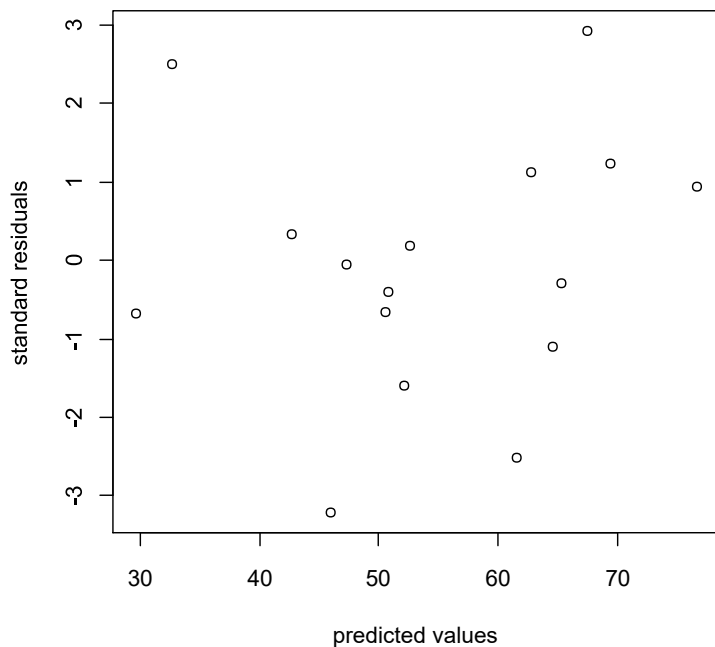
Apêndice I. Gráfico quantil-quantil com envelopes simulados a 99% do modelo final ajustado aos dados de redundância funcional.



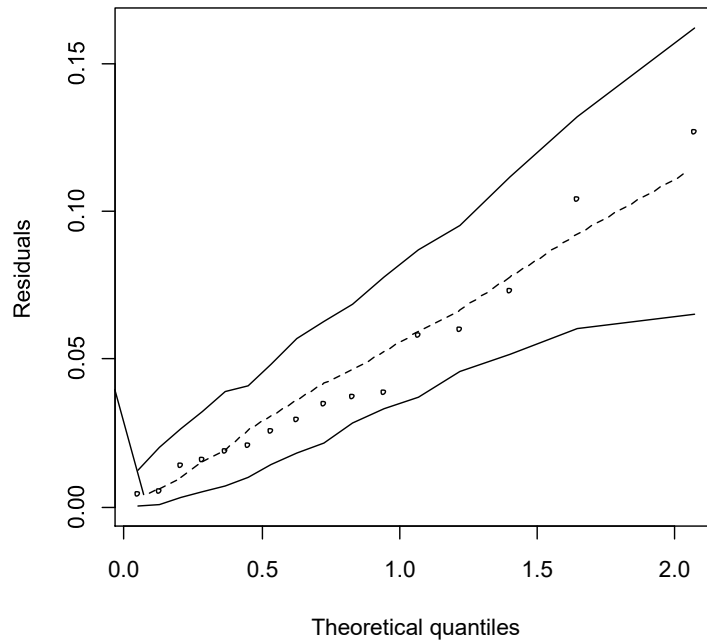
Apêndice J. Gráfico de dispersão dos resíduos normalizados em relação aos valores previstos para o modelo final ajustado aos dados de redundância funcional.



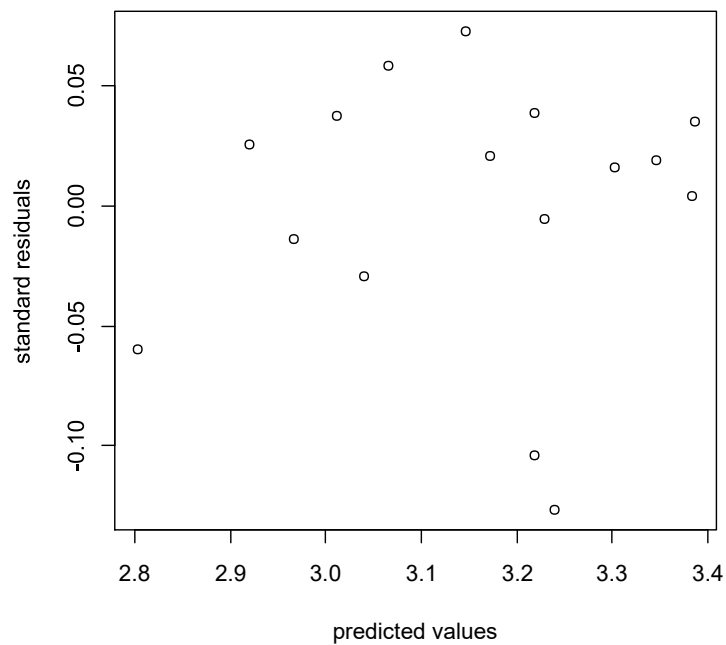
Apêndice K. Gráfico quantil-quantil com envelopes simulados a 99% do modelo final ajustado aos dados de riqueza de espécies.



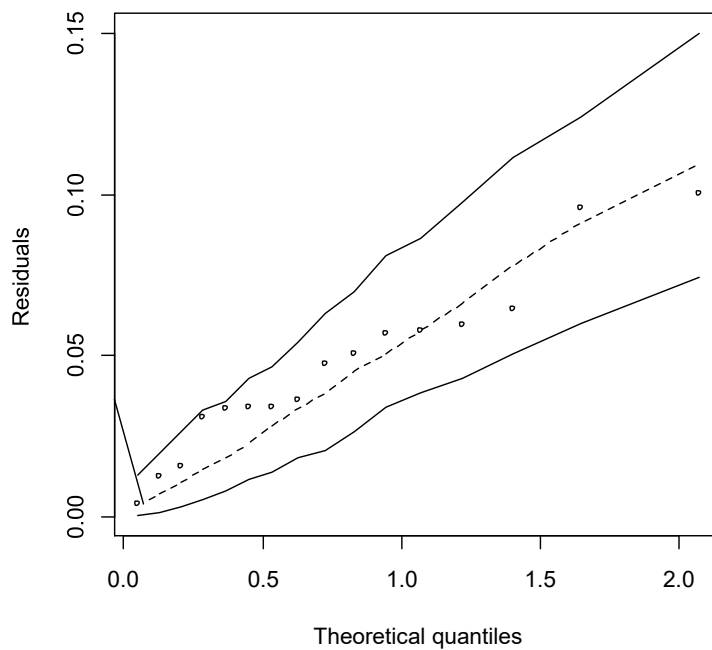
Apêndice L. Gráfico de dispersão dos resíduos normalizados em relação aos valores previstos para o modelo final ajustado aos dados de riqueza de espécies.



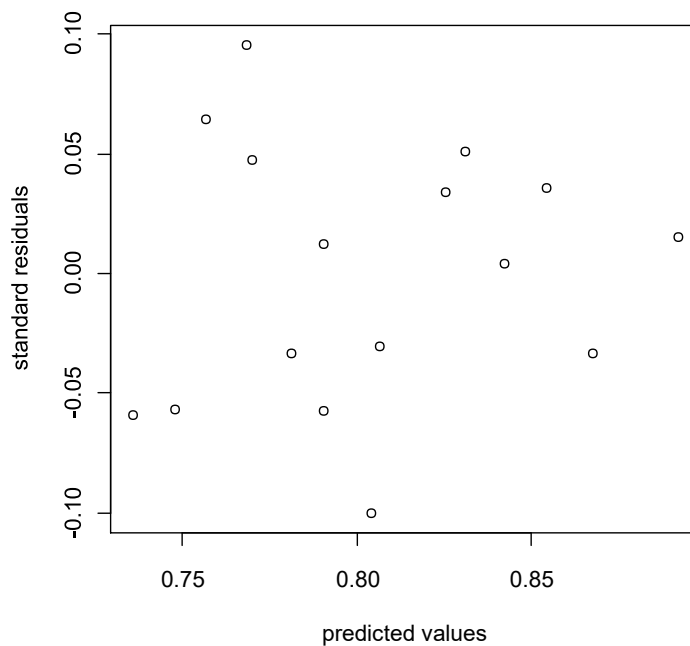
Apêndice M. Gráfico quantil-quantil com envelopes simulados a 99% do modelo final ajustado aos dados de diversidade Shannon.



Apêndice N. Gráfico de dispersão dos resíduos normalizados em relação aos valores previstos para o modelo final ajustado aos dados de diversidade Shannon.



Apêndice O. Gráfico quantil-quantil com envelopes simulados a 99% do modelo final ajustado os dados de equitabilidade de Pielou.



Apêndice P. Gráfico de dispersão dos resíduos normalizados em relação aos valores previstos para o modelo final ajustado aos dados de equitabilidade de Pielou.

Apêndice S. Características das espécies de peixes amostradas nos lagos de acesso livre e restrito à pesca.

| ESPÉCIES | SIGLA | ESTRATÉGIA TRÓFICA | HISTÓRIA DE VIDA | ESTRATÉGIA DE MIGRAÇÃO | FORMATO DO CORPO | POSIÇÃO DA BOCA |
|---------------------------------|-------|----------------------------|----------------------------------|------------------------|------------------------------------|-----------------------|
| Osteoglossiformes | | | | | | |
| Osteoglossidae | | | | | | |
| <i>Osteoglossum bicirrhosum</i> | OB | Invertívoro ^{1,2} | Equilíbrio Grande ^{1,2} | Local ¹ | Comprimido e Alongado ³ | Superior ³ |
| Clupeiformes | | | | | | |
| Pristigasteridae | | | | | | |
| <i>Ilisha amazonica</i> | IA | Planctívoro ^{1,2} | Periódico Pequeno ^{1,2} | Local ¹ | Fusiforme ³ | Terminal ³ |
| <i>Pellona castelnaeana</i> | PC | Piscívoro ^{1,2} | Periódico Grande ^{1,2} | Local ¹ | Fusiforme ³ | Superior ³ |
| <i>Pellona flavipinnis</i> | PF | Piscívoro ^{1,2} | Periódico Pequeno ^{1,2} | Local ¹ | Fusiforme ³ | Superior ³ |
| <i>Pristigaster cayana</i> | PCA | Planctívoro ¹ | Periódico Pequeno ¹ | Local ¹ | Fusiforme ³ | Superior ³ |
| Engraulidae | | | | | | |
| <i>Jurengraulis juruensis</i> | JJ | Planctívoro ^{1,2} | Periódico Pequeno ^{1,2} | Local ¹ | Fusiforme ³ | Inferior ³ |
| <i>Lycengraulis batesii</i> | LB | Invertívoro ^{1,2} | Periódico Pequeno ^{1,2} | Local ¹ | Fusiforme ³ | Inferior ³ |
| Characiformes | | | | | | |
| Hemiodontidae | | | | | | |
| <i>Anodus elongatus</i> | AE | Planctívoro ^{1,2} | Periódico Pequeno ^{1,2} | Local ¹ | Fusiforme ³ | Inferior ³ |
| <i>Hemiodus argenteus</i> | HA | Onívoro ¹ | Periódico Pequeno ¹ | Local ¹ | Fusiforme ³ | Terminal ³ |
| <i>Hemiodus atranalis</i> | HAT | Onívoro ⁵ | Periódico Pequeno ^{1,2} | Local ¹ | Fusiforme ³ | Terminal ³ |
| <i>Hemiodus immaculatus</i> | HI | Onívoro ^{1,2} | Periódico Pequeno ^{1,2} | Local ¹ | Fusiforme ³ | Terminal ³ |
| <i>Hemiodus unimaculatus</i> | HU | Onívoro ¹ | Periódico Pequeno ¹ | Local ¹ | Fusiforme ³ | Terminal ³ |
| Curimatidae | | | | | | |
| <i>Curimata inornata</i> | CI | Detritívoro ¹ | Periódico Pequeno ¹ | Local ¹ | Fusiforme ³ | Terminal ³ |
| <i>Curimata knerii</i> | CK | Detritívoro ¹ | Periódico Pequeno ¹ | Local ¹ | Fusiforme ³ | Terminal ³ |
| <i>Curimata ocellata</i> | CO | Detritívoro ² | Periódico Pequeno ² | Local ⁴ | Fusiforme ³ | Terminal ³ |

| | | | | | | |
|------------------------------------|-----|----------------------------|----------------------------------|-------------------------|-------------------------|-----------------------|
| <i>Curimata vittata</i> | CV | Detritívoro ^{1,2} | Periódico Pequeno ^{1,2} | Local ¹ | Fusiforme ³ | Terminal ³ |
| <i>Curimatella alburna</i> | CA | Detritívoro ¹ | Periódico Pequeno ¹ | Local ¹ | Fusiforme ³ | Terminal ³ |
| <i>Curimatella meyeri</i> | CM | Detritívoro ^{1,2} | Periódico Pequeno ^{1,2} | Local ¹ | Fusiforme ³ | Terminal ³ |
| <i>Cyphocharax spiluroopsis</i> | CSP | Detritívoro ¹ | Periódico Pequeno ¹ | Local ¹ | Fusiforme ³ | Terminal ³ |
| <i>Potamorhina altamazonica</i> | PA | Detritívoro ^{1,2} | Periódico Pequeno ^{1,2} | Local ¹ | Fusiforme ³ | Terminal ³ |
| <i>Potamorhina latior</i> | PL | Detritívoro ^{1,2} | Periódico Pequeno ^{1,2} | Local ¹ | Fusiforme ³ | Terminal ³ |
| <i>Psectrogaster amazonica</i> | PAM | Detritívoro ^{1,2} | Periódico Pequeno ^{1,2} | Local ¹ | Rombóide ³ | Terminal ³ |
| <i>Psectrogaster rutiloides</i> | PRU | Detritívoro ^{1,2} | Periódico Pequeno ^{1,2} | Local ¹ | Fusiforme ³ | Terminal ³ |
| <i>Steindachnerina bimaculata</i> | SB | Detritívoro ¹ | Periódico Pequeno ¹ | Local ¹ | Fusiforme ¹ | Terminal ¹ |
| Prochilodontidae | | | | | | |
| <i>Prochilodus nigricans</i> | PN | Detritívoro ^{1,2} | Periódico Grande ^{1,2} | Regional ¹ | Fusiforme ³ | Inferior ³ |
| <i>Semaprochilodus insignis</i> | SI | Detritívoro ^{1,2} | Periódico Grande ^{1,2} | Regional ¹ | Fusiforme ³ | Inferior ³ |
| <i>Semaprochilodus taeniurus</i> | ST | Detritívoro ^{1,2} | Periódico Grande ^{1,2} | Regional ¹ | Fusiforme ³ | Inferior ³ |
| Anostomidae | | | | | | |
| <i>Leporinus amazonicus</i> | LA | Onívoro ¹ | Periódico Pequeno ¹ | Local ¹ | Fusiforme ³ | Terminal ³ |
| <i>Laemolyta proxima</i> | LP | Herbívoro ⁶ | Periódico Pequeno ¹ | Local ¹ | Fusiforme ³ | Terminal ³ |
| <i>Leporinus fasciatus</i> | LF | Onívoro ¹ | Periódico Grande ¹ | Local ¹ | Fusiforme ³ | Terminal ³ |
| <i>Leporinus friderici</i> | LFR | Onívoro ¹ | Periódico Grande ¹ | Local ¹ | Fusiforme ³ | Terminal ³ |
| <i>Megaleporinus trifasciatus</i> | MT | Piscívoro ¹ | Periódico Grande ¹ | Local ¹ | Fusiforme ³ | Terminal ³ |
| <i>Rhytiodus argenteofuscus</i> | RA | Herbívoro ¹ | Periódico Pequeno ¹ | Local ¹ | Fusiforme ³ | Terminal ³ |
| <i>Rhytiodus microlepis</i> | RM | Herbívoro ¹ | Periódico Pequeno ¹ | Local ¹ | Fusiforme ³ | Terminal ³ |
| <i>Schizodon fasciatus</i> | SF | Herbívoro ¹ | Periódico Pequeno ¹ | Local ¹ | Fusiforme ³ | Terminal ³ |
| <i>Schizodon vittatus</i> | SV | Herbívoro ¹ | Periódico Pequeno ¹ | Local ¹ | Fusiforme ³ | Terminal ³ |
| Erythrinidae | | | | | | |
| <i>Hoplerythrinus unitaeniatus</i> | HUN | Piscívoro ⁷ | Intermediário ¹ | Sedentário ⁸ | Cilíndrico ³ | Terminal ³ |
| <i>Hoplias malabaricus</i> | HM | Piscívoro ¹ | Intermediário ¹ | Sedentário ¹ | Cilíndrico ³ | Terminal ³ |
| Acestrorhynchidae | | | | | | |
| <i>Acestrorhynchus abbreviatus</i> | AA | Piscívoro ¹ | Periódico Pequeno ¹ | Local ¹ | Fusiforme ³ | Inferior ³ |
| <i>Acestrorhynchus falcatus</i> | AF | Piscívoro ^{1,2} | Periódico Pequeno ^{1,2} | Local ¹ | Fusiforme ³ | Inferior ³ |

| | | | | | | |
|-------------------------------------|-----|--------------------------|----------------------------------|-----------------------|------------------------------------|-----------------------|
| <i>Acestrorhynchus falcirostris</i> | AFA | Piscívoro ^{1,2} | Periódico Pequeno ^{1,2} | Local ¹ | Fusiforme ³ | Inferior ³ |
| <i>Acestrorhynchus microlepis</i> | AM | Piscívoro ² | Periódico Pequeno ² | Local ¹ | Fusiforme ³ | Inferior ³ |
| Cynodontidae | | | | | | |
| <i>Cynodon gibbus</i> | CG | Piscívoro ¹ | Periódico Grande ¹ | Local ¹ | Comprimido e Alongado ³ | Superior ³ |
| <i>Hydrolycus scomberoides</i> | HS | Piscívoro ¹ | Periódico Grande ¹ | Local ¹ | Comprimido e Alongado ³ | Superior ³ |
| <i>Rhaphiodon vulpinus</i> | RV | Piscívoro ¹ | Periódico Grande ¹ | Local ¹ | Comprimido e Alongado ³ | Superior ³ |
| Bryconidae | | | | | | |
| <i>Brycon amazonicus</i> | BA | Onívoro ⁹ | Periódico Grande ¹ | Regional ¹ | Fusiforme ³ | Terminal ³ |
| <i>Brycon melanopterus</i> | BM | Onívoro ⁹ | Periódico Grande ¹ | Regional ¹ | Fusiforme ³ | Terminal ³ |
| Iguanodectidae | | | | | | |
| <i>Bryconops melanurus</i> | BME | Onívoro ¹⁰ | Periódico Pequeno ¹⁰ | Local ¹ | Fusiforme ³ | Terminal ³ |
| Serrasalmididae | | | | | | |
| <i>Colossoma macropomum</i> | CMA | Herbívoro ¹ | Periódico Grande ¹ | Regional ¹ | Rombóide ³ | Superior ³ |
| <i>Metynnias argenteus</i> | MA | Herbívoro ¹ | Intermediário ¹ | Local ¹ | Elíptico ³ | Terminal ³ |
| <i>Metynnias hypsauchen</i> | MH | Herbívoro ¹ | Intermediário ¹ | Local ¹ | Elíptico ³ | Terminal ³ |
| <i>Myloplus asterias</i> | MAS | Herbívoro ¹ | Periódico Grande ¹ | Local ¹ | Elíptico ³ | Terminal ³ |
| <i>Myloplus rubripinnis</i> | MR | Herbívoro ¹ | Periódico Grande ¹ | Local ¹ | Elíptico ³ | Terminal ³ |
| <i>Mylossoma albiscopum</i> | MAL | Herbívoro ¹ | Periódico Pequeno ¹ | Local ¹ | Elíptico ³ | Terminal ³ |
| <i>Mylossoma aureum</i> | MAU | Herbívoro ¹ | Periódico Pequeno ¹ | Local ¹ | Elíptico ³ | Terminal ³ |
| <i>Piaractus brachypomus</i> | PB | Herbívoro ¹ | Periódico Grande ¹ | Regional ¹ | Rombóide ³ | Superior ³ |
| <i>Pygocentrus nattereri</i> | PNA | Piscívoro ¹ | Intermediário ¹ | Local ¹ | Rombóide ³ | Superior ³ |
| <i>Serrasalmus altispinis</i> | SA | Piscívoro ¹ | Intermediário ¹ | Local ¹ | Elíptico ³ | Superior ³ |
| <i>Serrasalmus compressus</i> | SC | Piscívoro ¹ | Intermediário ¹ | Local ¹ | Elíptico ³ | Superior ³ |
| <i>Serrasalmus elongatus</i> | SE | Piscívoro ¹ | Intermediário ¹ | Local ¹ | Fusiforme ³ | Superior ³ |
| <i>Serrasalmus hollandi</i> | SH | Piscívoro ¹ | Intermediário ¹ | Local ¹ | Elíptico ³ | Superior ³ |
| <i>Serrasalmus maculatus</i> | SM | Piscívoro ¹ | Intermediário ¹ | Local ¹ | Rombóide ³ | Superior ³ |
| <i>Serrasalmus rhombeus</i> | SR | Piscívoro ¹ | Intermediário ¹ | Local ¹ | Rombóide ³ | Superior ³ |
| <i>Serrasalmus spilopleura</i> | SSP | Piscívoro ¹ | Intermediário ¹ | Local ¹ | Rombóide ³ | Superior ³ |
| Chalceidae | | | | | | |

| | | | | | | |
|---------------------------------------|------------------|--------------------------|----------------------------------|-------------------------|--------------------------------------|-----------------------|
| <i>Chalceus erythrurus</i> | CE | Onívoro ¹¹ | Periódico Pequeno ¹¹ | Local ¹¹ | Fusiforme ³ | Terminal ³ |
| <i>Chalceus macrolepidotus</i> | CML | Onívoro ¹¹ | Periódico Pequeno ¹¹ | Local ¹¹ | Fusiforme ³ | Terminal ³ |
| Characidae | | | | | | |
| <i>Roeboides myersii</i> | RMY | Piscívoro ¹ | Periódico Pequeno ¹ | Local ¹ | Fusiforme ³ | Superior ³ |
| <i>Tetragonopterus argenteus</i> | TA | Onívoro ¹ | Periódico Pequeno ¹ | Local ¹ | Elíptico ³ | Terminal ³ |
| Triporthidae | | | | | | |
| <i>Agoniatas anchovia</i> | AAN | Piscívoro ^{1,2} | Periódico Pequeno ^{1,2} | Local ¹ | Comprimido e Alongado ³ | Superior ³ |
| <i>Triporthes albus</i> | TAL | Onívoro ^{1,2} | Periódico Pequeno ^{1,2} | Local ¹ | Fusiforme ³ | Superior ³ |
| <i>Triporthes angulatus</i> | TAN | Onívoro ^{1,2} | Periódico Pequeno ^{1,2} | Local ¹ | Fusiforme ³ | Superior ³ |
| <i>Triporthes auritus</i> | TAU ¹ | Onívoro ¹ | Periódico Pequeno ¹ | Local ¹ | Fusiforme ³ | Superior ³ |
| <i>Triporthes elongatus</i> | TE | Onívoro ^{1,2} | Periódico Pequeno ^{1,2} | Local ¹ | Fusiforme ³ | Superior ³ |
| Siluriformes | | | | | | |
| Doradidae | | | | | | |
| <i>Amblydoras affinis</i> | AAF | Onívoro ¹ | Periódico Pequeno ¹ | Sedentário ¹ | Deprimido ³ | Inferior ³ |
| <i>Anadoras grypus</i> | AGR | Onívoro ¹ | Periódico Pequeno ¹ | Sedentário ¹ | Deprimido ³ | Inferior ³ |
| <i>Nemadoras elongatus</i> | NE | Onívoro ² | Periódico Pequeno ² | Local ³ | Deprimido ³ | Inferior ³ |
| <i>Nemadoras hemipeltis</i> | NH | Onívoro ² | Periódico Pequeno ² | Local ³ | Deprimido ³ | Inferior ³ |
| <i>Nemadoras humeralis</i> | NHU | Onívoro ² | Periódico Pequeno ² | Local ² | Deprimido ³ | Inferior ³ |
| <i>Opsodoras boulengeri</i> | OB | Invertívoro ¹ | Periódico Pequeno ¹ | Local ¹ | Deprimido ³ | Inferior ³ |
| <i>Ossancora asterophysa</i> | OA | Invertívoro ¹ | Intermediário ¹ | Sedentário ¹ | Moderadamente Deprimido ³ | Inferior ₃ |
| <i>Ossancora punctata</i> | OP | Invertívoro ¹ | Intermediário ¹ | Sedentário ¹ | Moderadamente Deprimido ³ | Inferior ³ |
| <i>Oxydoras niger</i> | ON | Onívoro ¹ | Periódico Grande ¹ | Local ¹ | Deprimido ³ | Inferior ³ |
| <i>Pterodoras granulosus</i> | PG | Herbívoro ¹ | Periódico Grande ¹ | Local ¹ | Deprimido ³ | Inferior ³ |
| <i>Pterodoras lentiginosus</i> | PLE | Herbívoro ¹ | Periódico Grande ¹ | Local ¹ | Deprimido ³ | Inferior ³ |
| Auchenipteridae | | | | | | |
| <i>Auchenipterichthys coracoideus</i> | AC | Onívoro ² | Intermediário ² | Sedentário ¹ | Deprimido ³ | Inferior ³ |
| <i>Ageneiosus dentatus</i> | AD | Piscívoro ¹ | Intermediário ¹ | Sedentário ¹ | Moderadamente Deprimido ³ | Inferior ³ |
| <i>Ageneiosus inermis</i> | AI | Piscívoro ¹ | Periódico Grande ¹ | Local ¹ | Moderadamente Deprimido ³ | Inferior ³ |

| | | | | | | |
|---------------------------------------|-----|---------------------------|---------------------------------|--------------------------|--------------------------------------|-----------------------|
| <i>Ageneiosus ucayalensis</i> | AU | Piscívoro ¹ | Intermediário ¹ | Local ¹ | Moderadamente Deprimido ³ | Inferior |
| <i>Auchenipterus britskii</i> | AB | Invertívoro ¹ | Intermediário ¹ | Sedentário ⁴ | Moderadamente Deprimido ³ | Inferior ³ |
| <i>Auchenipterus nuchalis</i> | AN | Invertívoro ¹ | Intermediário ¹ | Sedentário ¹ | Moderadamente Deprimido ³ | Inferior ³ |
| <i>Centromochlus heckelii</i> | CH | Onívoro ¹ | Intermediário ¹ | Local ¹ | Moderadamente Deprimido ³ | Inferior ³ |
| <i>Trachelyopterus galeatus</i> | TG | Onívoro ¹ | Intermediário ¹ | Sedentário ¹ | Moderadamente Deprimido ³ | Inferior ³ |
| <i>Trachelyopterus porosus</i> | TP | Invertívoro ² | Intermediário ² | Sedentário ¹ | Moderadamente Deprimido ³ | Inferior ³ |
| <i>Tympanopleura brevis</i> | TB | Piscívoro ¹ | Intermediário ¹ | Local ¹ | Moderadamente Deprimido ³ | Inferior ³ |
| <i>Tympanopleura rondoni</i> | TR | Piscívoro ¹ | Intermediário ¹ | Local ¹ | Moderadamente Deprimido ³ | Inferior ³ |
| Pimelodidae | | | | | | |
| <i>Calophysus macropterus</i> | CMR | Piscívoro ¹ | Periódico Grande ¹ | Local ¹ | Moderadamente Deprimido ³ | Inferior ³ |
| <i>Hemisorubim platyrhynchus</i> | HP | Piscívoro ¹ | Periódico Grande ¹ | Local ¹ | Moderadamente Deprimido ³ | Inferior ³ |
| <i>Hypophthalmus edentatus</i> | HE | Plactívoro ¹ | Periódico Grande ¹ | Local ¹ | Fusiforme ³ | Terminal ³ |
| <i>Hypophthalmus fimbriatus</i> | HF | Plactívoro ¹ | Periódico Grande ¹ | Local ¹ | Fusiforme ³ | Terminal ³ |
| <i>Hypophthalmus marginatus</i> | HMA | Plactívoro ¹ | Periódico Grande ¹ | Local ¹ | Fusiforme ³ | Terminal ³ |
| <i>Hypophthalmus oremaculatus</i> | HO | Plactívoro ¹ | Periódico Grande ¹ | Local ¹ | Fusiforme ³ | Terminal ³ |
| <i>Phractocephalus hemioliopterus</i> | PHE | Piscívoro ¹ | Periódico Grande ¹ | Local ¹ | Deprimido ³ | Inferior ³ |
| <i>Pimelodina flavipinnis</i> | PFL | Piscívoro ¹ | Periódico Grande ¹ | Local ¹ | Moderadamente Deprimido ³ | Inferior ³ |
| <i>Pimelodus blochii</i> | PBL | Onívoro ¹ | Periódico Pequeno ¹ | Local ¹ | Moderadamente Deprimido ³ | Inferior ³ |
| <i>Pimelodus maculatus</i> | PM | Onívoro ¹ | Periódico Pequeno ¹ | Local ¹ | Moderadamente Deprimido ³ | Inferior ³ |
| <i>Pinirampus pirinampu</i> | PP | Piscívoro ¹ | Periódico Grande ¹ | Local ¹ | Moderadamente Deprimido ³ | Inferior ³ |
| <i>Pseudoplatystoma punctifer</i> | PPU | Piscívoro ¹ | Periódico Grande ¹ | Local ¹ | Moderadamente Deprimido ³ | Inferior ³ |
| <i>Pseudoplatystoma tigrinum</i> | PT | Piscívoro ¹ | Periódico Grande ¹ | Local ¹ | Moderadamente Deprimido ³ | Inferior ³ |
| <i>Sorubim lima</i> | SL | Piscívoro ¹ | Periódico Grande ¹ | Local ¹ | Moderadamente Deprimido ³ | Inferior ³ |
| <i>Sorubim maniradii</i> | SMA | Piscívoro ¹ | Periódico Grande ¹ | Local ¹ | Moderadamente Deprimido ³ | Inferior ³ |
| Callichthyidae | | | | | | |
| <i>Hoplosternum littorale</i> | HL | Invertívoro ¹² | Intermediário ¹ | Sedentário ¹² | Moderadamente Deprimido ³ | Inferior ³ |
| <i>Megalechis picta</i> | MP | Invertívoro ¹² | Intermediário ¹ | Sedentário ¹² | Moderadamente Deprimido ³ | Inferior ³ |
| Loricariidae | | | | | | |
| <i>Ancistrus dolichopterus</i> | ADO | Detritívoro ² | Equilíbrio Pequeno ² | Sedentário ⁴ | Deprimido ³ | Inferior ³ |

| | | | | | | |
|--------------------------------------|-----|------------------------------|---------------------------------|-------------------------|---------------------------|-----------------------|
| <i>Dekeyseria amazonica</i> | DA | Detritívoro ¹ | Equilíbrio Pequeno ¹ | Sedentário ¹ | Deprimido ³ | Inferior ³ |
| <i>Hypoptopoma gulare</i> | HG | Detritívoro ¹ | Intermediário ¹ | Sedentário ¹ | Deprimido ³ | Inferior ³ |
| <i>Hypoptopoma incognitum</i> | HIN | Detritívoro ³ | Intermediário ¹ | Sedentário ⁴ | Deprimido ³ | Inferior ³ |
| <i>Loricaria cataphracta</i> | LC | Detritívoro ¹ | Equilíbrio Pequeno ¹ | Sedentário ¹ | Deprimido ³ | Inferior ³ |
| <i>Loricariichthys maculatus</i> | LM | Detritívoro ¹ | Equilíbrio Pequeno ¹ | Sedentário ¹ | Deprimido ³ | Inferior ³ |
| <i>Loricariichthys nudirostris</i> | LN | Detritívoro ¹ | Equilíbrio Pequeno ¹ | Sedentário ¹ | Deprimido ³ | Inferior ³ |
| <i>Pterygoplichthys pardalis</i> | PPA | Detritívoro ¹ | Equilíbrio Grande ¹ | Sedentário ¹ | Deprimido ³ | Inferior ³ |
| Gymnotiformes | | | | | | |
| Apteronotidae | | | | | | |
| <i>Parapteronotus hasemani</i> | PHA | Invertívoro ¹ | Periódico Pequeno ¹ | Local ¹ | Anguiliforme ³ | Terminal ³ |
| <i>Sternarchella schotti</i> | SS | Invertívoro ¹ | Periódico Pequeno ¹ | Local ¹ | Anguiliforme ³ | Terminal ³ |
| Rhamphichthyidae | | | | | | |
| <i>Rhamphichthys rostratus</i> | RR | Invertívoro ^{13,14} | Periódico Pequeno ³ | Local ³ | Anguiliforme ³ | Terminal ³ |
| Sternopygidae | | | | | | |
| <i>Eigenmannia limbata</i> | EL | Invertívoro ¹ | Periódico Pequeno ¹ | Local ¹ | Anguiliforme ³ | Terminal ³ |
| <i>Sternopygus macrurus</i> | SMC | Invertívoro ¹⁵ | Equilíbrio Grande ³ | Local ³ | Anguiliforme ³ | Terminal ³ |
| Perciformes | | | | | | |
| Sciaenidae | | | | | | |
| <i>Plagioscion montei</i> | PMO | Piscívoro ² | Periódico Grande ² | Local ¹ | Fusifforme ³ | Terminal ³ |
| <i>Plagioscion squamosissimus</i> | PS | Piscívoro ¹ | Periódico Grande ¹ | Local ¹ | Fusifforme ³ | Terminal ³ |
| Cichlidae | | | | | | |
| <i>Acaronia nassa</i> | ANA | Piscívoro ¹ | Equilíbrio Pequeno ¹ | Sedentário ¹ | Elíptico ³ | Terminal ³ |
| <i>Acarichthys heckelii</i> | AH | Onívoro ¹ | Equilíbrio Pequeno ¹ | Local ¹ | Elíptico ³ | Terminal ³ |
| <i>Astronotus crassipinnis</i> | ACR | Piscívoro ³ | Equilíbrio Grande ³ | Sedentário ³ | Elíptico ³ | Terminal ³ |
| <i>Astronotus ocellatus</i> | AO | Piscívoro ¹ | Equilíbrio Grande ¹ | Sedentário ¹ | Elíptico ³ | Terminal ³ |
| <i>Chaetobranchopsis orbicularis</i> | COR | Planctívoro ¹ | Equilíbrio Pequeno ¹ | Sedentário ¹ | Elíptico ³ | Terminal ³ |
| <i>Chaetobranchus flavescens</i> | CF | Planctívoro ¹ | Equilíbrio Pequeno ¹ | Sedentário ¹ | Elíptico ³ | Terminal ³ |
| <i>Chaetobranchus semifasciatus</i> | CS | Planctívoro ³ | Equilíbrio Pequeno ³ | Sedentário ³ | Elíptico ³ | Terminal ³ |
| <i>Cichla monoculus</i> | CMO | Piscívoro ¹ | Equilíbrio Grande ¹ | Sedentário ¹ | Fusifforme ³ | Terminal ³ |

| | | | | | | |
|-------------------------------|-----|------------------------|----------------------------------|--------------------------|------------------------------------|-----------------------|
| <i>Cichlasoma amazonarum</i> | CAM | Onívoro ¹ | Equilíbrio Pequeno ¹ | Sedentário ¹ | Elíptico ³ | Terminal ³ |
| <i>Crenicichla reticulata</i> | CR | Piscívoro ¹ | Equilíbrio Grande ¹ | Sedentário ¹ | Elíptico ³ | Terminal ³ |
| <i>Geophagus proximus</i> | GP | Onívoro ¹ | Equilíbrio Pequeno ¹ | Sedentário ¹ | Elíptico ³ | Terminal ³ |
| <i>Heros notatus</i> | HN | Onívoro ¹ | Equilíbrio Pequeno ¹ | Sedentário ¹ | Elíptico ³ | Terminal ³ |
| <i>Heros severus</i> | HSE | Herbívoro ³ | Intermediário ³ | Sedentário ³ | Elíptico ³ | Terminal ³ |
| <i>Mesonauta festivus</i> | MF | Onívoro ¹ | Equilíbrio Pequeno ¹ | Sedentário ¹ | Elíptico ³ | Terminal ³ |
| <i>Pterophyllum scalare</i> | PSC | Onívoro ¹ | Equilíbrio Pequeno ¹ | Sedentário ¹ | Elíptico ³ | Terminal ³ |
| <i>Satanoperca acuticeps</i> | SAC | Onívoro ¹² | Equilíbrio Pequeno ¹² | Sedentário ¹² | Elíptico ³ | Terminal ³ |
| <i>Satanoperca jurupari</i> | SJ | Onívoro ¹² | Equilíbrio Pequeno ¹² | Sedentário ¹² | Elíptico ³ | Terminal ³ |
| <i>Ceratodontiformes</i> | | | | | | |
| <i>Lepidosiren paradoxa</i> | LPA | Onívoro ¹⁶ | Equilíbrio Grande ³ | Sedentário ¹⁶ | Cilíndrico e Alongado ³ | Terminal ³ |

- 1- ARANTES, Caroline C. et al. Floodplain land cover affects biomass distribution of fish functional diversity in the Amazon River. **Scientific Reports**, v. 9, n. 1, p. 16684, 2019.
- 2- RÖPKE, C.P. et al. Simultaneous abrupt shifts in hydrology and fish assemblage structure in a floodplain lake in the central Amazon. **Scientific Reports**, v. 7, n. 1, p. 1-10, 2017.
- 3- FROESE, R.; PAULY, D. **FishBase**. Fisheries Centre, University of British Columbia Vancouver, BC, Canada, 2010.
- 4- FREITAS, C. E. C. et al. Fish species richness is associated with the availability of landscape components across seasons in the Amazonian floodplain. **PeerJ**, v. 6, p. e5080, 2018.
- 5- SILVA, C. C. da; FERREIRA, E. JG; DEUS, C. P. de. Dieta de cinco espécies de Hemiodontidae (Teleostei, Characiformes) na área de influência do reservatório de Balbina, rio Uatumã, Amazonas, Brasil. **Iheringia**. Série Zoologia, v. 98, p. 465-468, 2008.
- 6- MARINELLI, C.E. et al. Atributos ecomorfológicos para determinação de guildas tróficas da ictiofauna de igapó no arquipélago das Anavilhanas, Amazônia Central. Curso de Campo Ecologia da Floresta Amazônica–2001. Livro do curso de, p. 59-62, 2001.
- 7- LEAL, M. E. et al. Primeiro registro e aspectos ecológicos de *Hoplerythrinus unitaeniatus* (Agassiz, 1829)(Characiformes, Erythrinidae) como espécie introduzida na Bacia do Rio dos Sinos, RS, Brasil. **Biota Neotropica**, v. 10, p. 33-37, 2010.
- 8- SATO, Y. Padrões reprodutivos de peixes da bacia do São Francisco. Águas, peixes e pescadores do São Francisco das Minas Gerais, p. 229-274, 2003.

- 9- ARIAS, J.A. Estado actual del conocimiento sobre el yamú, *Brycon amazonicus*. **Revista Colombiana de Ciencias Pecuarias**, v. 19, n. 2, p. 125-133, 2006.
- 10- SILVA et al. Diet of *Bryconops alburnoides* and *B. caudomaculatus* (Osteichthyes: Characiformes) in the region affected by Balbina Hydroelectric Dam (Amazon drainage, Brazil), 2008.
- 11- HERCOS, A.P.; QUEIROZ, H.L.; ALMEIDA, H.L. **Peixes ornamentais do Amanã**. IDSM, Tefé, Brasil. 79pp. 2009.
- 12- SANTOS, G. M. dos; FERREIRA, E. J. G.; ZUANON, J. A. S. **Peixes comerciais de Manaus**. editora INPA, 2009.
- 13- LUIZ, E. A. et al. Ecologia trófica de peixes em dois riachos da bacia do rio Paraná. 2018.
- 14- OLAYA-NIETO, C.; SOTO-FERNÁNDEZ, P.; BARRERA-CHICA, J. Feeding habits of *Mayupa* (*Sternopygus macrurus* Bloch & Schneider, 1801) in the Sinu River, Colombia. **Revista MVZ Córdoba**, v. 14, n. 3, p. 1787-1795, 2009.
- 15- MONTENEGRO et al. Biologia alimentar do mussum, *Synbranchus marmoratus* (Bloch, 1795) (Osteichthyes: Synbranchidae) no açude Marechal Dutra localizado no semi-árido brasileiro, 2011.
- 16- BEMIS, W. E; LAUDER, G. V. Morphology and function of the feeding apparatus of the lungfish, *Lepidosiren paradoxa* (Dipnoi). **Journal of Morphology**, v. 187, n. 1, p. 81-108, 1986.

