

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS DA AMAZÔNIA - INPA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA DE ÁGUA DOCE E PESCA
INTERIOR-BADPI

IMPACTOS DA VARIABILIDADE HIDROCLIMÁTICA NA ESTRUTURA DE UMA
ASSEMBLEIA DE PEIXES EM UM LAGO DE VÁRZEA AMAZÔNICO

VICTOR ENZO SANTOS DAMASCENO

Manaus, Amazonas

Abril, 2023

VICTOR ENZO SANTOS DAMASCENO

**IMPACTOS DA VARIABILIDADE HIDROCLIMÁTICA NA ESTRUTURA DE UMA
ASSEMBLEIA DE PEIXES EM UM LAGO DE VÁRZEA AMAZÔNICO**

ORIENTADORA: CRISTHIANA PAULA RÖPKE

Dissertação apresentada ao Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ciências Biológicas (Biologia de Água Doce e Pesca Interior).

Manaus, Amazonas

Abril, 2023

FICHA CATALOGRÁFICA**Sinopse:**

Estudou-se a dominância e diversidade de peixes em uma planície de inundação no município de Iranduba, Amazonas. Sendo avaliada a resposta à severidade de eventos hidroclimáticos.

Palavras-chave: Dominância, diversidade, planície inundada, pulso de inundação

Dedico esse trabalho ao meu irmão, Antonio Neto (*in memoriam*),
pelas vivências e ensinamento de que duas coisas não são duradouras
na vida, as horas boas e as horas ruins.

AGRADECIMENTOS

Agradeço à minha família, orientadora, professores, técnicos, assim como amigos que contribuíram de alguma forma para a conclusão deste trabalho.

Aos meus pais, Lindomar Miranda e Polúcia Maria, minha tia, Crisleide dos Santos, meus irmãos, Emme Caroline e Antonio Francisco (*in memorian*), por me ensinaram que não devo desistir dos meus sonhos apesar das dificuldades que a vida imponha.

A minha orientadora, Dra. Cristhiana Paula Röpke, pela paciência e dedicação com o que trabalha. Sendo um exemplo profissional e inspiração para todos os seus orientandos. Sempre visando a produção de conhecimento com qualidade. Bem como ao Dr. Luis Espinola - INALI, Santa Fé – Argentina, pela colaboração no aperfeiçoamento da dissertação.

A todos os colaboradores do Laboratório de Dinâmica de Populações de Peixes do INPA, pelos aprendizados, experiências e conversas. E por ajudarem direta ou indiretamente na construção do banco de dados utilizado neste trabalho.

Aos amigos que viraram família, Bruna Vieira, Geovani Santana, Suene Vanessa, Lindemberg Paulino, Carina Silva e em especial, Gilcilene Santana e Scarlet Isabelle. Pelo apoio, risadas, lágrimas e abraços que ajudaram a continuar persistindo.

Aos docentes e técnicos do INPA pelo incentivo à união do conhecimento tradicional dos povos amazônicos ao científico, buscando sempre o beneficiamento de todos.

Ao Programa de Pós-Graduação em Biologia de Água Doce e Pesca Interior (BADPI) componente do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), pela oportunidade de estudo, logística e infraestrutura disponibilizada e pelas experiências acadêmicas dentro e fora da instituição.

Ao Projeto Catalão, pela autorização no uso da série temporal de dados. Ao CNPq, pela bolsa ofertada durante o mestrado (131326/2020-1) e ao suporte financeiro (2008-2010 (CT Amazônia # 575738/2008-1); 2017-2020 (PELD # 441668/2016-0)), oferecido também pela FAPEAM (2013-2015 (UNIVERSAL # 062003342013; 062003422013); 2020-2022 (UNIVERSAL # 062.00345/2020); 2017-2020 (PELD # 35736.UNI678.1713.31102017); 2019-2021 (PAMEQ # 062.01108/2019)), para a manutenção do monitoramento a longo prazo realizado no lago do Catalão.

Todos foram fundamentais nessa caminhada.

RESUMO

Investigamos como a dominância em diferentes escalas e a diversidade de uma assembleia de peixes, em uma planície de inundação na confluência dos rios Negro e Solimões, respondem as variações hidroclimáticas. No estudo foram utilizados dados de abundância das espécies obtidas durante as fases de seca entre os anos de 1999 e 2020 na planície inundada do Catalão, em adição ao registro histórico do nível do rio Negro no porto de Manaus e de imagens de satélite da área, disponíveis em sites de livre acesso. Análises de regressão indicaram variação dos índices de dominância e diversidade não associadas diretamente as variáveis hidrométricas, relação entre as classes de dominância agrupadas com base em componentes principais e a severidade das secas e relação entre a abundância de duas espécies dominantes com as variáveis hidrométricas ligadas a seca. Os resultados mostram uma crescente homogeneização biótica com o passar dos anos, pelo aumento da dominância e redução da diversidade. Apesar da recessão das águas e o estabelecimento de secas intensas representarem uma condição estressora para muitas espécies, seu efeito foi notabilizado apenas nas escalas menos abrangentes, com o aumento do número de espécies classificadas como subraras, e dentre as dominantes, pela identificação da maior sensibilidade de *Hemiodus* sp. em relação as demais. Eventos hidroclimáticos atípicos influenciam indiretamente a estrutura das assembleias de peixes em planícies inundadas. Os resultados indicam que a frequência de eventos de seca irregulares potencializa a fragilidade das assembleias isoladas no ambiente de várzea, prejudicando seu papel como zonas de refúgio.

Palavras-chave: Dominância, diversidade, planície inundada, pulso de inundação.

ABSTRACT

We investigated how the dominance at different scales and the diversity of a fish assemblage in a floodplain at the confluence of the Negro and Solimões rivers respond to hydroclimatic variations. The study used species abundance data obtained during the dry periods between 1999 and 2020 in the Catalão floodplain, in addition to the historical record of the level of the Negro River in the port of Manaus and satellite images of the area, available on freely accessible websites. Regression analyzes indicated variation in dominance and diversity indices not directly associated with hydrometric variables, relationship between dominance classes grouped based on principal components and drought severity, and relationship between the abundance of two dominant species with hydrometric variables linked to dry. The results show a growing biotic homogenization over the years, by increasing dominance and reducing diversity. Despite the recession of the waters and the establishment of intense droughts representing a stressful condition for many species, its effect was notable only in the less comprehensive scales, with the increase in the number of species classified as subrare, and among the dominant ones, by the identification of the greater sensitivity from *Hemiodus* sp. in relation to the others. Unusual hydroclimatic events indirectly influence the structure of fish assemblages in floodplains. The results indicate that the frequency of irregular drought events enhances the fragility of isolated assemblages in the floodplain environment, undermining their role as refuge zones.

Key words: Dominance, diversity, floodplain, flood pulse.

Sumário

LISTA DE TABELAS	VIII
LISTA DE FIGURAS	IX
APRESENTAÇÃO	1
OBJETIVOS	4
INTRODUÇÃO	5
MATERIAL E MÉTODOS	8
RESULTADOS	14
DISCUSSÃO.....	21
CONCLUSÃO	26
AGRADECIMENTOS.....	26
REFERÊNCIAS	27
APÊNDICE	36
Espécies registradas.....	36
Variáveis preditoras.....	37
Estrutura de dominância.....	40
Diversidade	41
Agrupamento de classes de dominância.....	42
Flutuação populacional de <i>A. elongatus</i>	43
Flutuação populacional de <i>A. falcistrostris</i>	44
Flutuação populacional de <i>Hemiodus</i> sp.....	44
Flutuação populacional de <i>P. flavipinnis</i>	45
Flutuação populacional de <i>P. rutiloides</i>	45
Flutuação populacional de <i>T. albus</i>	46
Flutuação populacional de <i>T. angulatus</i>	46

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1. Resultado da seleção do modelo baseado no AIC para os índices selecionados. D = índice de dominância; div = índice de diversidade avaliado; min = anomalia mínima da seca; max = anomalia máxima da cheia; vaz = velocidade da vazante; conect = conectividade lateral.....16
- Tabela 2. Efeitos fixos do modelo linear para os índices selecionados. D = índice de dominância; div = índice de diversidade avaliado; min = anomalia mínima da seca; max = anomalia máxima da cheia; vaz = velocidade da vazante.....16
- Tabela 3. Espécies dominantes na assembleia de peixes com base na classificação de Heydemann durante as fases de seca dos anos de 1999 - 2020. Na tabela são exibidos: nome da espécie; número total de indivíduos da espécie capturados durante todo o período de coletas; representatividade em % da espécie durante todo o período de coletas; valor mínimo e máximo da abundância absoluta e relativa convertidos em CPUE, seguidos do desvio padrão.....20
- Tabela 4. Resultado da seleção do modelo baseado no AIC para a abundância absoluta das espécies dominantes e eudominantes. min = anomalia mínima da seca; vaz = velocidade da vazante; conect = conectividade lateral.....21
- Tabela 5. Resultado da seleção do modelo baseado no AIC para as espécies dominantes. rel = abundância relativa; min = anomalia mínima da seca; max = anomalia máxima da cheia; vaz = velocidade da vazante.....21

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1. Mapa da área de estudo evidenciando o complexo de lagos do Catalão em uma planície de inundação próxima a confluência do rio Negro e Solimões, na Amazônia Central, estado do Amazonas/Brasil. As fases de cheia no ano de 2022 e seca em 2009 são ilustradas à direita, as regiões delimitadas indicam o Poção (A.) e o Lago do Padre (B.).....10
- Figura 2. Relação entre a variável tempo (1999 – 2020) e os índices de dominância e diversidade. A. Associação positiva entre o tempo e o índice de dominância. B. Associação negativa entre o tempo e o índice de Simpson. C. Associação negativa entre o tempo e o índice de Shannon.....17
- Figura 3. Proporção das classes de dominância de Heydemann com base na quantidade de indivíduos por espécie durante o período seco de cada ano. Dentre as dominantes: *A. falcistrostris* (2002; 2008; 2011; 2015/2016; 2016), *A. elongatus* (2013), *H. argenteus* (1999), *Hemiodus* sp. (2000; 2005; 2012), *P. flavipinnis* (2014), *P. rutiloides* (2002; 2003; 2004; 2005; 2007; 2009; 2010; 2011; 2012; 2013; 2017; 2020), *T. albus* (2000; 2003; 2004; 2005; 2006; 2007; 2008; 2009; 2011; 2013; 2015; 2016; 2020) e *T. angulatus* (2004; 2006; 2011; 2016; 2017). Enquanto as eudominantes compreendem: *A. elongatus* (2014), *P. rutiloides* (2006; 2008; 2012; 2018) e *T. albus* (2010). Abaixo é ilustrado a relação entre o eixo dos componentes principais mais explicativo e a severidade da seca.....19
- Figura 4. Relação entre a variável anomalia mínima e o 1º eixo dos componentes principais selecionado a partir da estrutura temporal na composição de dominância de Heydemann. Valores positivos do eixo 1 estão relacionados ao aumento da proporção de espécies raras em detrimento das subraras, enquanto valores negativos representam o inverso.....20

APRESENTAÇÃO

Em ambientes dulcícolas, os principais fatores modeladores das populações naturais são os eventos que promovem a retração e ampliação do volume da água, que influenciam os padrões de movimentação, reprodução, alimentação, taxas de predação e parasitismo. Como observado pelo impacto negativo causado pela redução da profundidade e volume associado a degradação da qualidade de lagos na Índia e a um córrego em Portugal (Magalhães et al. 2007, Mondal et al. 2010), ou positivo, quando em períodos de águas altas é possível o acesso a ambientes com mais recursos ou refúgios pelos peixes em lagos do Camboja (Chea et al. 2020). Em redes hídricas da América do Sul, esse efeito é exemplificado por flutuações na abundância de peixes em bacias como dos rios Amazonas, Paraná/Prata e São Francisco, podendo estar ou não ligado a atividades antrópicas (Pompeu e Godinho 2006, Espínola et al. 2020, Barros et al. 2021).

Destas, a bacia amazônica se destaca pela abrangência, com área aproximada de $5,8 \times 10^6 \text{ km}^2$, e pelos distintos tipos de água que compõe esse sistema (Salati e Vose 1984). Dos três principais, dois se sobressaem e podem ser representados pelas águas dos rios Negro e Solimões. O rio Negro tem extensão aproximada de 1.700 km e reduzida elevação de sua bacia, entre 0 e 100 m acima do nível do mar (IBGE 1998). É um típico rio de água preta, drena solos arenosos e pobres em nutrientes da Amazônia Central, carreando poucos sedimentos suspensos e sólidos dissolvidos. Apresenta baixa concentração de oxigênio dissolvido ocasionada pela demanda bioquímica e fotoquímica desse elemento associada a grande quantidade de matéria orgânica (acima de $20,7 \text{ mg C l}^{-1}$) (Amon e Benner 1996, Fadini e Jardim 2001). Além da condutividade média de $15 \mu\text{S cm}^{-1}$ e valor de pH em torno de 4,86, dada as altas concentrações de ácidos húmicos e fúlvicos (Sioli 1968, Kùchler et al. 1994). O reduzido pH é decorrente em parte da dissociação e liberação de íons H^+ de grupos carboxílicos ($-\text{COOH}$) e hidroxílicos ($-\text{OH}$) na estrutura desses ácidos. Enquanto o Solimões, caracterizado como rio de água branca, apresenta grande quantidade de material em suspensão e sais dissolvidos derivados dos Andes e do desgaste das bacias de drenagem adjacentes, pH fracamente ácido a neutro entre 6,5 e 7 e propriedade carbonatada, devido a riqueza de Ca^{2+} e HCO_3^- (Konhauser et al. 1994, Gaillardet et al. 1997, Queiroz et al. 2009). O fenômeno de tamponamento promovido pelas reações de silicatos com espécies de CO_2 na água possibilita a manutenção aproximadamente neutra do pH, pois a dissolução dos silicatos por hidrólise consome íons H^+ , contrabalanceando a acidez gerada pela matéria orgânica (Stallard e Edmond 1987). Apresenta condutividade elétrica em torno de $98,8 \mu\text{S cm}^{-1}$ e águas majoritariamente cálcicas bicarbonatadas (Queiroz et al. 2009).

Esses rios apresentam propriedades físico-químicas distintas que também modelam a vida dos organismos e que podem ser modificadas tanto pela composição de afluentes como pela precipitação sazonal (Queiroz et al. 2009). Essa influência sobre a ictiofauna é evidenciada em zonas transicionais como as planícies sujeitas a inundação por grandes tributários, que podem apresentar um regime hidrológico monomodal, com um preditivo evento de cheia e seca de grande amplitude anualmente (Junk 1997). A bacia amazônica apresenta valores de precipitação em torno de 1.500 e 3.000 mm anualmente com distribuição regular na extremidade leste e oeste, enquanto que na parte central e locais a oeste da bacia apresentam um período seco mais definido (Salati e Vose 1984). Sob condição pluviométrica regular, durante o inverno austral é observada uma estação seca na parte da bacia situada no hemisfério Sul e chuvosa no Norte, como resposta ao aquecimento alternado de cada hemisfério e ao ciclo do Sistema de Monções na América do Sul (Vera et al. 2006). Complementarmente, a foz do Amazonas apresenta precipitação máxima entre março e maio, enquanto a seca prevalece de setembro a novembro, visto a migração sazonal da Zona de Convergência Intertropical (ZCIT). De modo oposto, a região noroeste tropical apresenta reduzida variação pluviométrica e umidade elevada durante todo o ano. Com base nessa dinâmica climática, o regime dos grandes rios amazônicos pode ser dividido em quatro períodos, compreendendo enchente, cheia, vazante e seca, que se modificam de acordo com a localização das sub-bacias (Bittencourt e Amadio 2007).

A inundação de planícies na região central da bacia, que abrange a área de confluência dos rios Negro e Solimões, ocorre aproximadamente entre março e junho. Nesse processo, há a conexão entre estes ambientes e os canais principais que aumentam a disponibilidade de recursos para ictiofauna que pode também realizar migrações reprodutivas (Bittencourt e Amadio 2007, Almeida e Melo 2009, Brito et al. 2014, Röpke et al. 2016, Paes et al. 2020). Com a regressão do nível da água durante os meses de outubro a dezembro, ocorre a migração de diversas espécies para dentro das áreas de várzea em decorrência da maior produtividade biológica autóctone em relação ao trecho de rio adjacente (Fernandes 1997, Almeida e Melo 2011). Com o estabelecimento da estação seca, pode ocorrer o isolamento total da planície de inundação, de modo que as características limnológicas e os organismos são influenciadas principalmente pelos processos locais (Brito et al. 2014).

Em decorrência dessa flutuação, sujeita a modificações na periodicidade e duração, há uma resposta da biomassa de peixes capturada nos canais dos rios e nos ambientes de várzea (Correa e Winemiller 2018, Arantes et al. 2019, Silva et al. 2021). Este fato está intimamente

ligado a tolerância das espécies aos processos limnológicos, disponibilidade de recursos como os refúgios e as interações intra e interespecíficas. Nas áreas de várzea, essas condições são exploradas por diversos autores. Röpke *et al.* (2021) destacam como a regulação do tamanho das populações é mediada por características como tamanho do corpo e equilíbrio entre investimento em reprodução e crescimento, sendo indiretamente afetada pelo investimento somático antes da maturação sexual. De modo complementar a trabalhos que evidenciam como um maior tamanho corporal está ligado a longevidade e crescimento lento, bem como uma maior tolerância a estocasticidade ambiental (Winemiller 2005, Morris *et al.* 2008). As cheias intensas estão associadas a abundância de piscívoros, planctívoros e omnívoros, bem como espécies com história de vida periódica e intermediária (Silva *et al.* 2021). Isto é associado a expansão da área e incidência solar que favorecem o desenvolvimento de zooplâncton, bem como a alta disponibilidade de juvenis de diferentes espécies de peixes durante esta fase (Mérona e Rankin-de-Mérona 2004, Lindholm e Hessen 2007). A redução da área inundada da várzea em secas intensas são relacionadas a formação de refúgios com baixas concentrações de oxigênio para as presas, visto a aparente tolerância reduzida de diversos piscívoros a esta condição (Anjos *et al.* 2008). Há também uma maior associação com a abundância de herbívoros, insetívoros e detritívoros, assim como espécies que apresentam história de vida de equilíbrio e corpos relativamente menos hidrodinâmicos. Nas fases de transição, enchente e vazante, há relevante associação entre a abundância das espécies com corpos hidrodinâmicos e com nado mais eficiente, conforme sugerido por Silva *et al.* (2021).

Em relação a fase de seca, Jiménez-Muñoz *et al.* (2016) e Carlo *et al.* (2018) indicam a associação das anomalias na precipitação e ocorrência de incêndios provocados pelo fenômeno de El Niño nos anos de 1906, 1912, 1916, 1925-1926, 1948 e 2015-2016 e as secas extremas nos anos de 1963-1964, 1979-1981 e 2005, associados ao aumento da temperatura da superfície do mar no Atlântico Norte Tropical. Quando os dois eventos ocorrem em um espaço temporal curto, seus efeitos são mais intensos, como foi observado na seca de 1982-1983, 1995, 1997-1998 e 2010 (Sombroek 2001, Marengo *et al.* 2008, Espinoza *et al.* 2011, Marengo e Espinoza 2016). Em relação a esses períodos, pode-se destacar os anos de 2005, 2010 e 2015, em que houve um contraste entre a distribuição dos déficits hídricos na região, apesar do impacto semelhante nos rios. No primeiro ano, a intensidade da seca foi maior no sudoeste da Amazônia, enquanto no segundo e terceiro ano citado, o centro e o leste da região foram mais afetados (Lewis *et al.* 2011, Jiménez-Muñoz *et al.* 2016, Marengo and Espinoza 2016). As cheias também apresentam tendência de intensificação como observado em 2014 na bacia do rio

Madeira, que apresentou níveis de precipitação acima da média e provocou inundações em diversas cidades no sudoeste da Amazônia (Espinoza et al. 2014). Essa inundação atípica também é ligada a sobreposição de picos de cheia em diferentes bacias próximas, como no sistema Beni-Madre de Dios e sistema do rio Mamoré-Guaporé que influenciam o Madeira, como no ano citado anteriormente e em 2007 e 2008 (Ovando et al. 2016). Um outro exemplo corresponde a cheia histórica de 2021, em que o nível da água registrado no Porto de Manaus alcançou 30,02 m, ultrapassando a maior cheia registrada anteriormente, de 2012 com 29,97 m. Esse evento foi ligado as chuvas intensas provocadas pelo fenômeno de La Niña no Pacífico equatorial central, aquecimento do Atlântico tropical, bem como a variações de elementos que compõem as circulações de Hadley e Walker (Espinoza et al. 2022).

OBJETIVOS

Objetivo geral

Avaliar o efeito de eventos hidroclimáticos na dominância e na diversidade taxonômica de uma assembleia de peixes em uma planície de inundação na confluência dos rios Negro e Solimões

Objetivos específicos

- 1 - Analisar se a variabilidade hidrométrica, conectividade e tempo influenciam a estrutura de dominância da assembleia;
- 2 - Analisar se a variabilidade hidrométrica, conectividade e tempo influenciam a riqueza de espécies da assembleia;

Capítulo único: Impactos da variabilidade hidroclimática na estrutura de uma assembleia de peixes em um lago de várzea amazônico.

Impacts of hydroclimatic variability on the structure of a fish assemblage in an Amazonian floodplain lake.

Victor Enzo Santos Damasceno¹, Cristhiana Paula Röpke²

1. Programa de Pós-Graduação em Biologia de Água Doce e Pesca Interior (BADPI), Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), Av. André Araújo, 2936, Petrópolis, Manaus, AM, Brasil. E-mail: victorenzosan@gmail.com
2. Programa de Pós-Graduação em Biologia de Água Doce e Pesca Interior (BADPI), Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), Av. André Araújo, 2936, Petrópolis, Manaus, AM, Brasil. E-mail: krikaropke@gmail.com

INTRODUÇÃO

A ameaça à biodiversidade aquática em ambientes fluviais resultante das mudanças climáticas compreende, dentre outros fatores, a irregularidade dos padrões de precipitação e vazão (Death et al. 2015, Marengo et al. 2021). Em redes hidrográficas tropicais, essas modificações podem ser exemplificadas por alterações estruturais das comunidades, associadas a eventos de cheias e secas prolongados e intensos (Marengo e Espinoza 2016, Pontes et al. 2022, Diniz et al. 2023). Ao nível de espécie, esse impacto é representado por flutuações populacionais positivas ou negativas ligadas às interações e recursos no habitat disponível (Röpke et al. 2017, Eagle et al. 2021). Quando obtidas continuamente em uma série temporal, essas informações possibilitam ainda caracterizar transições discretas nos padrões de abundância associados a eventos esporádicos ou a tendências hidroclimáticas, bem como a outros agentes antropogênicos (Abrial et al. 2019, Silva et al. 2021).

O exposto acima é evidenciado em ambientes marcadamente transicionais como as planícies sujeitas ao pulso de inundação monomodal (Junk 1997, Castello et al. 2015a). Eventualmente, essas áreas estão sujeitas às modificações severas de atributos do pulso de inundação como a previsibilidade, duração e magnitude, que ocasionam na manutenção do ecossistema em estágio inicial de sucessão e na redução da produtividade e da biodiversidade (Winemiller 2004, Jardine et al. 2015, Correa et al. 2022). Estudos prévios relatam a relação entre a mudança atípica do nível do rio e a abundância de organismos dependentes da sazonalidade. Como representado pelo aumento populacional de peixes e da ariranha,

Pteronura brasiliensis, durante anos consecutivos com níveis elevados da água, observado em planícies dos rios Amazonas e Samiria, na região amazônica (Röpke et al. 2017, Bodmer et al. 2018). Padrão oposto ao encontrado em répteis, como *Podocnemis expansa* (Eisemberg et al. 2016), e algumas aves aquáticas (Zarza et al. 2013) dependentes de bancos de areia para nidificação no período seco, na mesma região e para as quais a redução no tamanho populacional foi observado.

Em relação à ictiofauna, essa influência pode ser exemplificada pela regulação dos padrões de alimentação, reprodução e migração que alteram crescimento, taxa de mortalidade e recrutamento (Hurd et al. 2016, Arantes et al. 2019, Röpke et al. 2019, 2022). Para a compreensão dessa dinâmica populacional nas planícies inundadas, as fases do pulso podem ser subdivididas e caracterizadas da seguinte forma: as cheias estão relacionadas ao aumento da qualidade e quantidade de recursos alóctones, bem como de refúgios e berçários para as espécies dependentes da floresta inundada (Bayley et al. 2018, Arantes et al. 2019, Castello et al. 2019). Inversamente, as secas estão relacionadas a redução do volume e qualidade da água, hipóxia ou anóxia e reduzida visibilidade, fatores que associados ao aumento da densidade (aumento da competição e predação) potencializam as taxas de mortalidade e atrasam a geração de uma nova prole (Saint-Paul e Soares 1987, Castello et al. 2015b, Hurd et al. 2016, Röpke et al. 2022). Nessa fase, grupos que dependem da migração entre habitats para minimizar estas condições podem permanecer isolados (Hurd et al. 2016). As fases intermediárias, enchente e a vazante, destacam-se pela respectiva entrada e saída da água nos lagos de várzea, também influenciando padrões de movimentação lateral pela direta associação entre duração da conectividade e acessibilidade aos recursos (Fernandes 1997, Abrial et al. 2019).

Devido às diferenças ecomorfológicas interespecíficas, as condições as quais as assembleias estão sujeitas podem beneficiar determinados grupos em detrimento de outros (Bodmer et al. 2018). Arantes *et al.* (2019) evidenciaram a relação positiva entre acesso a cobertura florestal alagada durante a cheia e a biomassa de detritívoros, piscívoros-macroinvertebrados, sedentários e bentônicos-lênticos, além de espécies que realizam migrações regionais. A resposta do efeito da disponibilidade de habitat na dinâmica das populações sendo mediada pela vazão dos rios é corroborada também por estudos temporais que detectaram resposta positiva da densidade populacional de espécies com hábito migratório como *Prochilodus nigricans* e *Colossoma macropomum*, à disponibilidade temporal do ambiente alagado da várzea (Bayley et al. 2018, Castello et al. 2019). Em relação à seca, Freitas *et al.* (2013) e Röpke *et al.* (2017) ressaltam o efeito negativo principalmente sobre espécies com

estratégia de história de vida de equilíbrio, mas também destacam a alta resiliência de espécies periódicas de pequeno porte (e.g., *Hemiodus* sp., *Psectrogaster rutiloides* e *Triportheus angulatus*).

Compreendendo o panorama espacial e temporal, admite-se que as mudanças na assembleia, representadas por exemplo pelo número de espécies e uniformidade de distribuição da abundância destas, podem ser utilizadas como modelos eficientes para indicar o real efeito das alterações hidrométricas na planície inundada. De maneira complementar, a avaliação através de agrupamentos baseados na abundância pode levar a indicativos de como composições mais e menos representativas, respectivamente dominantes e raras, podem se comportar no cenário climático recente (Leitão et al. 2016, Moyes e Magurran 2019). Ressalta-se que durante a seca, o efeito redutor e o isolamento da área alagada pode ser mais deletério para espécies raras, mais fragmentadas no espaço e/ou com tamanhos populacionais menores do que em espécies comuns, amplamente distribuídas e muito abundantes (Hurd et al. 2016, Benone et al. 2020). A contraponto, um distúrbio ambiental pode possibilitar que espécies raras sejam beneficiadas pela lacuna de nicho obtida após o impacto negativo em dominantes, viabilizando o aumento dos taxa competitivamente inferiores (Nee e May 1992). Essas informações evidenciam como as variações hidroclimáticas podem predizer padrões populacionais que os peixes apresentarão na assembleia.

Para a bacia Amazônica, anomalias na circulação atmosférica têm promovido mais eventos de chuvas volumosas nos meses de verão que resultam em cheias intensas, como em 2021, e eventos extremos de calor recorrentes que prolongam a fase seca, fato representado pelo aumento em 1,5 m da amplitude do nível do rio Negro nos últimos 30 anos (Costa et al. 2022, Espinoza et al. 2022). Essas anomalias são relacionadas a fenômenos como La Niña, El Niño - Oscilação Sul (ENSO) e ao aumento da temperatura da superfície do mar no Atlântico Tropical, como indicado pelas secas severas em 2005, 2010 e 2015, relacionadas aos dois últimos fatores (Carlo et al. 2018, Espinoza et al. 2022). A atuação também não é uniforme, como exemplificado pelo primeiro ano citado, em que a intensidade da seca foi maior no sudoeste da Amazônia, enquanto no segundo e terceiro, o centro e o leste da região foram mais afetados (Jiménez-Muñoz et al. 2016, Marengo e Espinoza 2016). Com as mudanças no padrão de flutuação fluvial das últimas décadas, é necessária a compreensão de como parâmetros populacionais estão se comportando, visando a elaboração de medidas mais efetivas de conservação, dado também a predita importância do acesso e a qualidade do habitat para a resiliência populacional (Abrial et al. 2019).

Neste estudo, foi avaliado o efeito hidroclimático sobre componentes da dominância e diversidade de uma assembleia de peixes em um lago de várzea, durante uma série temporal de 20 anos. A pesquisa foi conduzida com base em dados individuais para a ictiofauna monitorada em uma planície inundada residual durante as fases de seca, visto que a estrutura populacional remanescente é resultante dos processos que atuam nesta e nas fases que a antecedem. Para isso, visou-se (1) analisar se há influência da sazonalidade e conectividade sobre o índice de dominância obtido anualmente e (2) sobre a diversidade das espécies na planície inundada, além de (3) analisar se a abundância das espécies dominantes são modificadas pelas mesmas variáveis hidrométricas. Hipotetizou-se que a ocorrência de secas e cheias mais severas associadas a irregularidade da conectividade, promovem homogeneização da assembleia pela redução da diversidade e aumento da dominância, de modo que as espécies menos abundantes sejam mais sensíveis às mudanças na planície, aumentando a diferença populacional entre estas e as mais abundantes, em decorrência da reduzida capacidade de recolonização após um distúrbio (Gray e Harding 2009).

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

A amostragem de dados de campo foi conduzida no Lago do Padre na Ponta do Catalão (Figura 1), localizado no município de Iranduba, Amazonas (3°09' S, 59°54' O). A área corresponde a uma planície de inundação composta por lagos interconectados na confluência dos rios Solimões e Negro. É caracterizada predominantemente pela grande carga de sedimentos na água, pH fracamente ácido a neutro, condutividade elétrica elevada e por apresentar um regime de inundação monomodal (Junk 1997, Bittencourt e Amadio 2007, Brito et al. 2014). A vegetação marginal presente é sazonalmente inundada e uma maior concentração de macrófitas pode ser observada no período final da enchente e início da cheia, cobrindo aproximadamente metade da região pelágica do ambiente alagado (Aprile e Darwich 2013). O regime fluvial que configura essa planície, considerando o efeito do represamento pelo rio Solimões/ Amazonas, pode ser categorizado de acordo com o nível médio da água do rio Negro: o período de enchente é representado pelo nível crescente da água entre as cotas de 20 e 26 m (comumente entre Dezembro-Abril), a cheia corresponde ao intervalo de parcial estagnação do nível alto, com cota igual ou superior a 26 m (Abril-Agosto), a vazante é indicada pela redução do nível, entre as cotas de 26 e 20 m (Agosto-Outubro) e a seca, pela constância do nível baixo da água, com cota igual ou inferior a 20 m (Outubro-Dezembro) (Bittencourt e Amadio 2007).

Durante o período seco, a pequena ou ausente conexão com os canais dos rios e a inexistência de pequenos afluentes promovem a redução da área alagada. Nessa fase, há a diminuição da entrada de material alóctone vegetal ou animal e potencialização da influência de eventos autogênicos nas condições limnológicas, de modo que a atividade microbiana e a ressuspensão de sedimentos parecem ter maior efeito sobre o aumento da alcalinidade, concentração de CO₂ e amônia, além da redução de O₂ (Brito et al. 2014). Associado a esses fatores, também é observada uma diminuição da transparência e uma maior homogeneização da temperatura da coluna de água devido a desestratificação noturna, contrapondo o período de cheia (Almeida e Melo 2009). Apesar das modificações, o Catalão ainda representa um importante ponto de refúgio para a biodiversidade durante os períodos extremos de seca fluvial, como as regiões do lago do Padre e o Poção, relativamente profundas (Röpke et al. 2017).

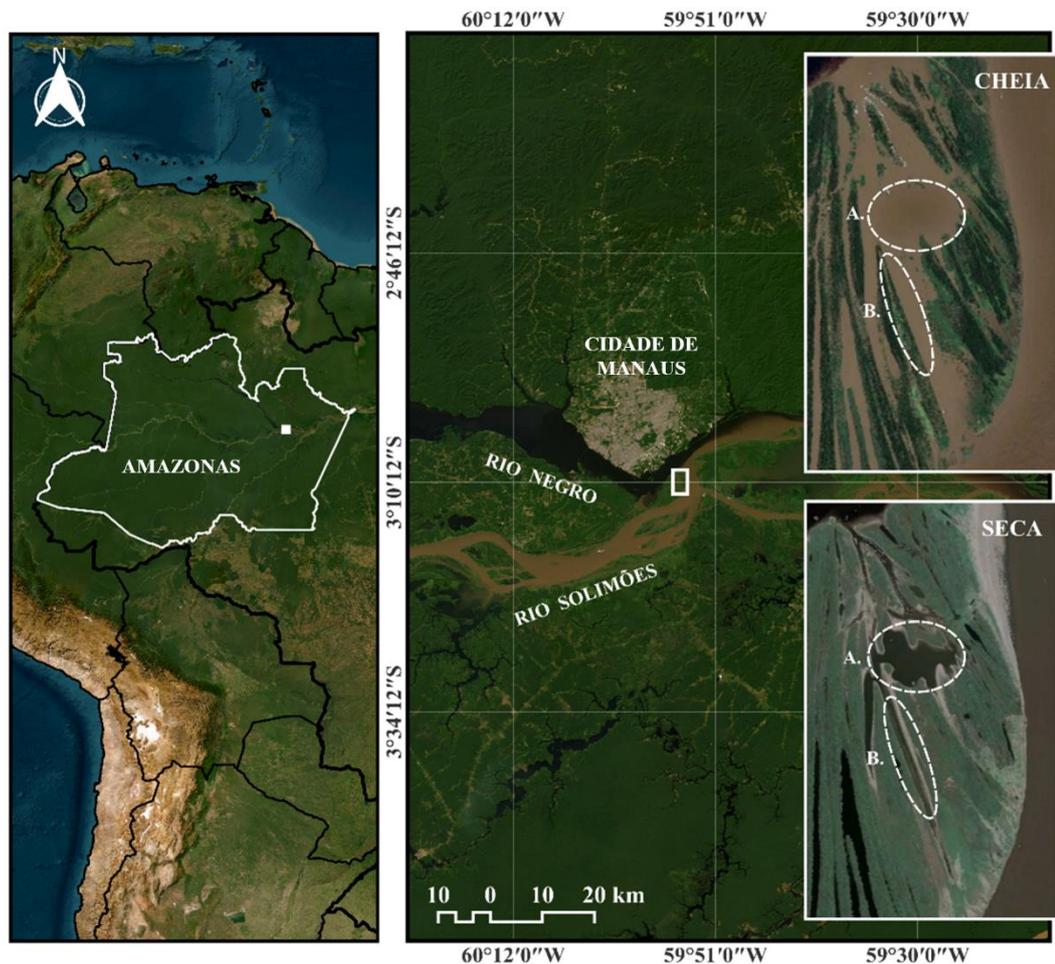


Figura 1. Mapa da área de estudo evidenciando o complexo de lagos do Catalão em uma planície de inundação próxima a confluência do rio Negro e Solimões, na Amazônia Central, estado do Amazonas/Brasil. As fases de cheia no ano de 2022 e seca em 2009 são ilustradas à direita, as regiões delimitadas indicam o Poção (A.) e o Lago do Padre (B.).

Compilação dos dados

Esse estudo abrangeu os dados de coleta da ictiofauna obtidos na fase da seca entre os anos de 1999 e 2021, sendo parte do projeto de monitoramento de longa duração realizado pelo Laboratório de Dinâmica de Populações de Peixes do INPA. O material empregado nas coletas correspondeu a um conjunto de 10 redes de emalhar em cada amostragem, com tamanhos padronizados de malha variados (30, 40, 50, 60, 70, 80, 90, 100, 110, 120 mm entre nós opostos), cada uma com 10 metros de comprimento e 1,5 a 3,5 m de altura, totalizando 257,26 m².

As redes foram postas na transição entre área alagável e área pelágica do lago, partindo de próximas à margem em direção a águas mais profundas no local denominado “Lago do Padre”, e em anos de seca mais intensa na parte remanescente do corpo d’água denominado “Poção” (Figura 1). O procedimento envolveu esforço padronizado, de modo que a atividade de pesca ocorreu em cada mês durante um período de 24 horas, com intervalos de 6 horas para averiguação e despesca nas malhadeiras. Após a captura, os poucos peixes que ainda encontravam-se vivos foram eutanasiados, armazenados em caixas de isopor com gelo e levadas ao laboratório para identificação. A coleta foi realizada com autorização do IBAMA nº 101932 e os procedimentos seguiram as regras do Comitê de Ética no Uso de Animais em pesquisas científicas do INPA (protocolo CEUA números 33/2012 e 025/2020). Cada indivíduo amostrado foi identificado pela equipe de especialistas locais, os quais foram responsáveis por manter a consistência temporal na identificação das espécies.

Para a caracterização da variação hidrométrica na área de interesse para o mesmo intervalo de tempo, foram utilizados os registros diários do nível da água no rio Negro, compilados do site da Empresa Porto de Manaus (<http://www.portodemanaus.com.br>) e Agência Nacional de Águas do Brasil (<http://www.snirh.gov.br/hidroweb/serieshistoricas>), estes foram analisados para a série histórica de 116 anos. Imagens de satélite obtidas a partir do software Google Earth Pro e do catálogo do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - INPE (<http://www.dgi.inpe.br/catalogo/>) e do EarthExplorer (<https://earthexplorer.usgs.gov/>) também foram incluídas. A partir deste conjunto de dados foram determinados: valores máximos anuais da cheia (em metros); valores mínimos anuais da seca (em metros); a velocidade da vazante que precede a seca; e a cota de isolamento da planície inundada

Variáveis resposta

A partir das amostragens foram estimados os índices e medidas descritivas da assembleia: índice de dominância, índices de diversidade de Shannon e Simpson, e abundância absoluta e relativa das espécies dominantes.

Para as análises, os valores anuais de abundância absoluta de cada espécie na seca foram convertidos em capturas por unidade de esforço (CPUE). Essa conversão foi realizada visando reduzir o efeito das diferenças interanuais de esforço associadas à durabilidade do período seco em cada ano (Moyes e Magurran 2019, Barros et al. 2021). Anos com período de seca com coletas incompletas não foram incluídos nas análises (2001; 2006; 2019).

Objetivando quantificar a representatividade da espécie mais abundante em relação às demais, inicialmente foi realizado o cálculo do índice de dominância (D) para cada ano, obtido por meio da divisão da abundância da espécie mais abundante pelo número total de indivíduos na assembleia. Devido ao caráter de dependência interanual entre os valores de dominância (mesmas espécies costumam ser dominantes por anos consecutivamente), visou-se para a composição desse índice, a não repetição da espécie mais abundante por mais de um ano subsequente. Neste caso, seguindo o implementado por Moyes e Magurran (2019), a abundância da segunda espécie dominante foi considerada para o cálculo de dominância.

Posteriormente, a seguinte fórmula foi aplicada para todas as espécies capturadas:

$$D = \sum \left[\frac{n_i(n_i - 1)}{N(N - 1)} \right]$$

Onde: n_i = número de indivíduos na i -ésima espécie; e N = número total de indivíduos.

Utilizando-se o índice de diversidade de Simpson como representativo da equitabilidade na assembleia anualmente, por meio da fórmula $1/D$. Neste índice, espera-se um aumento no valor dessa medida conforme a abundância das espécies se torna mais uniformemente distribuída na assembleia (Magurran 1988). Ponderado pela espécie mais abundante, esse índice é menos sensível à riqueza de espécies.

Outra medida também utilizada, focada na riqueza, corresponde ao índice de Shannon:

$$H = - \sum_{i=1}^S p_i \log_b p_i$$

Onde: p_i = proporção de indivíduos encontrados na i -ésima espécie; S = número de espécies; e b = base do logarítmo.

Por meio de ambos os índices é possível identificar a variação dos padrões de diversidade e proporção de cada uma das espécies em relação ao número total de indivíduos na assembleia (Magurran 1988). Ressalta-se que, devido às especificidades quanto ao peso atribuído às espécies raras e dominantes, as interpretações desses índices foram realizadas separadamente (Melo 2008). Para essas etapas foi utilizado a função *diversity* do pacote Vegan (Oksanen et al. 2020).

A estrutura de dominância foi complementada pela classificação das espécies baseados na abundância de cada uma daquelas presentes anualmente no período de seca no lago, seguindo o critério de Heydemann. Desta forma, as espécies foram classificadas em: Espécies eudominantes - aquelas que compõem <30% de todos os espécimes capturados, dominante (10–30%), subdominante (5–10%), raro (1–5%) e subraro (<1%) (Nikookar et al. 2015, Amao et al. 2018).

As espécies anualmente eudominantes e dominantes foram selecionadas para a análise da flutuação da abundância. Para isso, foram consideradas abundância relativa e absoluta de cada espécie. A abundância relativa (p_i) foi estimada por meio da divisão entre a abundância absoluta de cada espécie com o somatório da abundância absoluta de todas as espécies coletadas no ano (Moyes e Magurran 2019). Ambas as métricas foram utilizadas para caracterizar a variação populacional observada, uma vez que a pesca e padrões de migração podem resultar em mudanças no número absoluto de indivíduos, mas não necessariamente modificam a abundância relativa (Fernandes 1997a, Arndt et al. 2018). Esses dados foram log-transformados quando necessária a adequação ao teste de normalidade e à homogeneidade da variância.

Variáveis preditoras

Visando abranger parâmetros fluviais que influenciam o uso de habitat pelos peixes, foram selecionadas três variáveis hidrométricas, mais a conectividade lateral do lago com o canal e o tempo (anos desde o início das amostragens). Os dados de máximo nível da água e

mínimo nível da água foram convertidos em valores de anomalia, estimados a partir dos dados de cota do rio Negro dos últimos 116 anos (1904-2020), procedimento adaptado de Feldpausch *et al.* (2016) e Borba *et al.* (2020). Para a obtenção dessas informações, foram realizadas as seguintes operações: anomalia máxima = valor da cota máxima na cheia – média histórica das cotas máximas na cheia; anomalia mínima = valor da cota mínima na seca – média histórica das cotas mínimas na seca. Essas variáveis possibilitam a quantificação da severidade desses eventos sazonais.

A velocidade da vazante foi estimada como o coeficiente angular - b - da regressão entre os valores de cota no ápice da cheia até o ápice da seca contra os dias linearmente, neste sentido os menores valores deste coeficiente, os mais negativos, representam os eventos mais abruptos, de vazante rápida (similar ao adotado por Röpke *et al.* 2022 para a velocidade da enchente).

A presença e ausência de conectividade lateral foi estabelecida com base nos níveis diários obtidos através do site do Porto de Manaus e por imagens de satélite, com resolução espacial aproximada de 2 m, provindos do conjunto de dados históricos do Google Earth Pro, da divisão de geração de imagens do site do INPE e EarthExplorer. Cada imagem obtida cobre a área de estudo (13 km²) em uma data específica e, conseqüentemente, em um nível hidrométrico específico conhecido. Os níveis de água definidos foram: 15,45, 17,39, 17,68, 18,02, 18,34, 18,56, 19,01 e 19,77 m. A partir do software QGIS, cada imagem foi georreferenciada e o contorno dos lagos “Poção” e “Lago do Padre”, bem como das demais áreas alagadas conectadas aos dois locais, foram digitalizados, similar a metodologia de Abrial *et al.* 2019. Desta forma, obtivemos uma caracterização do aumento da conectividade da planície de inundação ao longo de um gradiente de níveis de água.

Além das métricas ambientais, incluiu-se o tempo, que foi representado pela sequência ordinal dos anos. Essa variável foi aplicada visando identificar interações entre efeitos negativos cumulativos (antropogênicos e naturais) que podem não ser representados isoladamente pelas variáveis hidrométricas selecionadas, mas que são percebidos em uma sequência temporal linear (Röpke *et al.* 2017, Borba *et al.* 2020).

Análise de dados

Para a identificação do efeito das flutuações hidrológicas interanuais e o tempo sobre os índices e as métricas de abundância elaboradas, foram gerados modelos abrangendo todas as variáveis preditoras: anomalia da cota mínima, anomalia da cota máxima, velocidade da

vazante, conectividade lateral (convertida em variável *dummy*) e tempo. A partir dos modelos completos, eliminamos e ordenamos estas variáveis de acordo com o método *backward*, baseado no Critério de Informação de Akaike (AIC) (Gotelli e Ellison 2013). Nessa etapa, o modelo completamente saturado tem suas variáveis independentes retiradas uma de cada vez, visto a identificação de correlação entre a variável selecionada e o conjunto destas (Gotelli e Ellison 2013). Para essa etapa, foi utilizado a função AICtab do pacote AICcmodavg (Mazerolle 2020) objetivando a obtenção também do valor do delta de AIC, peso e logLik (logaritmo da máxima verossimilhança). Para a análise das classes de Heydemann, inicialmente utilizamos a análise de componentes principais (ACP) para explorar a variação dos agrupamentos de dominância através do tempo. A partir disso, o componente principal mais representativo foi aplicado às análises previamente citadas.

Com as variáveis definidas, a modelagem de regressão linear simples ou múltipla foi utilizada para quantificar o quanto esses processos associados à sazonalidade, isolados e em conjunto, modificam a captura durante o período seco e se explicam a estrutura de dominância, diversidade e flutuações populacionais anuais das espécies dominantes. O modelo foi avaliado em relação a independência dos resíduos (teste de Durbin-Watson), normalidade da distribuição (Teste de Shapiro-Wilk), homocedasticidade (teste de Breusch-Pagan) e multicolinearidade, esse último apenas em casos de regressão linear múltipla. Quando verificamos efeito de autocorrelação de resíduos no modelo, aplicamos o método de mínimos quadrados generalizados (GLS), na inexistência de efeito de autocorrelação, apenas o modelo linear (LM) foi aplicado (Zuur et al. 2009). As interações resultantes foram plotadas em gráficos utilizando o pacote ggplot2 (Wickham 2016). Todos os procedimentos estatísticos foram realizados através do programa R, versão 3.6.3 (R Core Team, 2021).

RESULTADOS

No total foram capturados 47.508 indivíduos de 168 espécies, compreendendo 28 famílias em 19 eventos de seca (Tabela S1). As variáveis preditoras obtidas a partir dos dados hidrométricos e de satélite podem ser descritas da seguinte forma (Figura S1, S2 e S3): a anomalia mínima apresentou uma taxa decrescente no decorrer dos últimos anos, a ocorrência de valores negativos é associada às fases de seca em que o nível da água ficou abaixo da média histórica; padrão oposto ao encontrado para a anomalia máxima, a taxa crescente é associada aos valores positivos em que o nível da água na cheia se sobressai a média dessa fase; a velocidade da vazante apresentou tendência de redução para o mesmo intervalo de tempo que as variáveis anteriores, o que está ligado aos valores mais negativos do coeficiente angular,

referentes a vazantes mais abruptas ou curto intervalo entre o pico da cheia e da seca; a cota de isolamento foi estimada como < 17 m.

O índice de dominância anual da assembleia variou de 0,113 a 0,448 ($\pm 0,08$). O índice de Shannon variou de 0,253 a 0,363 ($\pm 0,03$), enquanto o índice de Simpson variou de 0,785 a 0,958 ($\pm 0,04$). Para o índice de dominância (D), o modelo explicativo mais ajustado dentre os propostos, compreendeu o tempo e a velocidade da vazante como variáveis preditoras (Tabela 1; Figura S4). A regressão linear múltipla mostrou que a dominância tem relação positiva com a série temporal. A cada ano, esse índice aumenta, em média, 0,006 ($t = 2,234$; $p < 0,05$). Apesar de compor o modelo, a velocidade da vazante não exibiu efeito significativo ($p > 0,05$) (Tabela 2; Figura S4).

Tabela 1. Resultado da seleção do modelo baseado no AIC para os índices selecionados. D = índice de dominância; div = índice de diversidade avaliado; min = anomalia mínima da seca; max = anomalia máxima da cheia; vaz = velocidade da vazante; conect = conectividade lateral.

Variável resposta	Seleção do modelo	df	logLik	AICc	Delta	Weight
Índice de Dominância	D ~ vaz + temp	17	24,52	-38,19	0,00	0,76
	D ~ conect + vaz + temp	16	25,06	-35,50	2,69	0,20
	D ~ min + conect + vaz + temp	15	25,52	-32,05	6,14	0,04
	D ~ max + min + conect + vaz + temp	14	25,75	-27,32	10,87	0,00
Índice de Simpson	div ~ vaz + tempo	17	40,02	-69,19	0,00	0,77
	div ~ conect + vaz + tempo	16	40,53	-66,44	2,75	0,20
	div ~ min + conect + vaz + tempo	15	40,78	-62,56	6,63	0,03
	div ~ max + min + conect + vaz + tempo	14	40,78	-57,38	11,81	0,00
Índice de Shannon	div ~ vaz + tempo	17	45,79	-80,72	0,00	0,75
	div ~ conect + vaz + tempo	16	46,43	-78,25	2,47	0,22
	div ~ min + conect + vaz + tempo	15	46,76	-74,52	6,21	0,03
	div ~ max + min + conect + vaz + tempo	14	46,98	-69,77	10,95	0,00

Tabela 2. Efeitos fixos do modelo linear para os índices selecionados. D = índice de dominância; div = índice de diversidade avaliado; min = anomalia mínima da seca; max = anomalia máxima da cheia; vaz = velocidade da vazante.

Resposta	Preditor	B	SE	t	p
Índice de Dominância	Intercepto	-11,937	5,489	-2,175	0,045
	Tempo	0,006	0,003	2,234	0,040
	Vaz	0,704	0,411	1,714	0,106

Índice de Simpson	Intercepto	7,543	2,723	2,770	0,013
	Tempo	-0,003	0,001	-2,447	0,026
	Vaz	-0,297	0,186	-1,594	0,131
Índice de Shannon	Intercepto	4,408	1,795	2,456	0,026
	Tempo	-0,002	0,001	-2,310	0,034
	Vaz	-0,209	0,137	-1,519	0,148

Em relação aos índices de diversidade, os modelos explicativos mais ajustados retiveram as variáveis independentes velocidade da vazante e o tempo (Tabela 1; Figura S5 e S6). Para o índice de Simpson, o modelo explicou 30% da variância. Foi identificada uma relação negativa significativa entre o índice e o tempo ($t = -2,447$; $p < 0,05$) (Figura 2), apesar da relação negativa também ser observada entre a velocidade da vazante, essa não foi significativa ($p > 0,05$). O modelo mais preciso para o índice de Shannon também explicou 30% da variância. Das variáveis selecionadas, foi identificada uma relação negativa significativa entre o índice e o tempo ($t = -2,310$; $p < 0,05$) (Figura 2), a velocidade da vazante também exibiu relação negativa não significativa ($p > 0,05$) (Tabela 2).

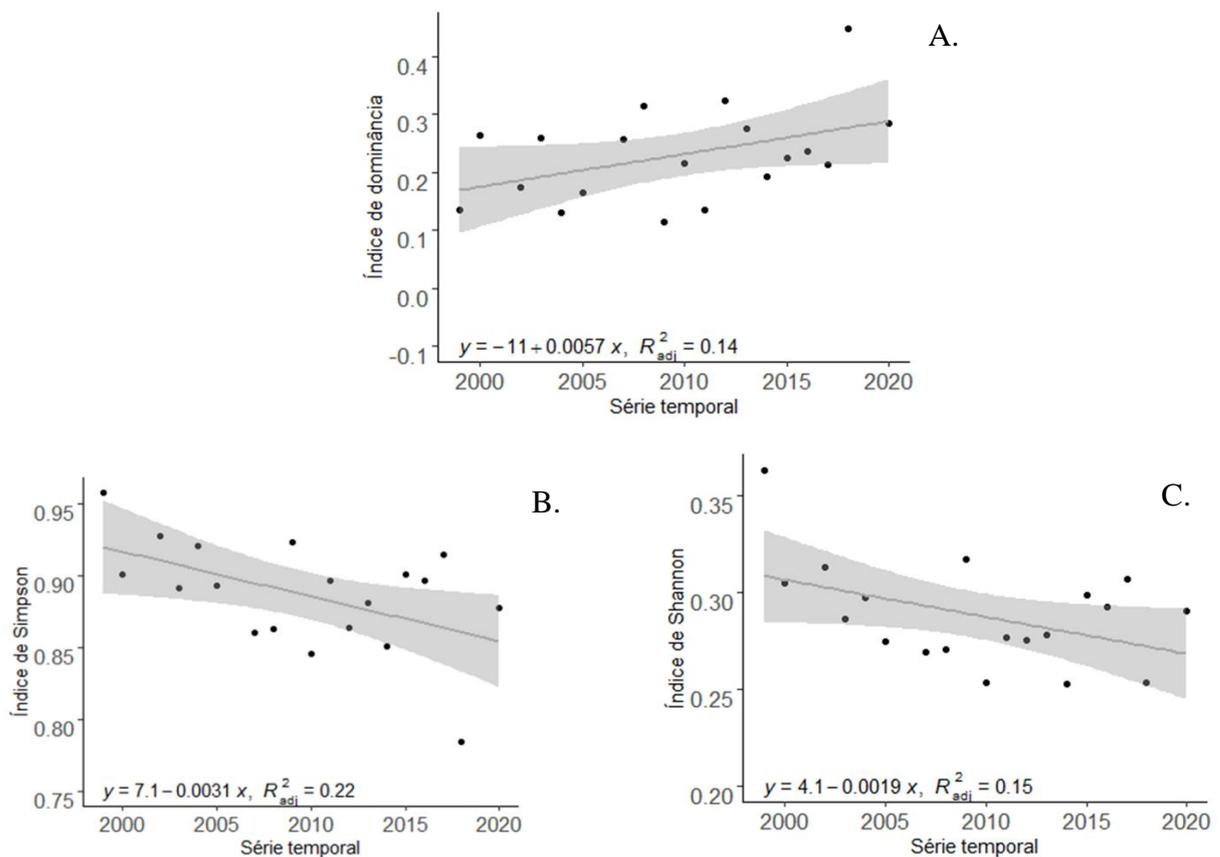


Figura 2. Relação entre a variável tempo (1999 – 2020) e os índices de dominância e diversidade. A. Associação positiva entre o tempo e o índice de dominância. B. Associação negativa entre o tempo e o índice de Simpson. C. Associação negativa entre o tempo e o índice de Shannon.

A partir da classificação de Heydemann (Figura 3), foi selecionado o eixo dos componentes principais que mais explicava as variações dos agrupamentos de abundância (eixo 1 com 81%, enquanto o eixo 2 explica somente 11%). Os valores mais negativos foram associados ao aumento das espécies categorizadas como subraras, enquanto valores positivos são associados ao aumento daquelas categorizadas como raras e subdominantes. Esses dados foram significativa e positivamente associados a anomalia mínima da seca ($t= 2,485$; $p < 0,05$) (Figura 4).

Em relação as mais representativas da assembleia, oito espécies são caracterizadas como dominantes e/ou eudominantes (Figura 3; Tabela 3): *Acestrorhynchus falcirostris*, *Anodus elongatus*, *Hemiodus argenteus*, *Hemiodus* sp., *Pellona flavipinnis*, *Psectrogaster rutiloides*, *Triportheus albus* e *Triportheus angulatus*. Apesar do número reduzido, essas taxa representam 33,22% da abundância total (15.781 indivíduos). Destes, apenas *H. argenteus* não foi selecionada para as análises seguintes devido à ausência em 8 anos de amostragem.

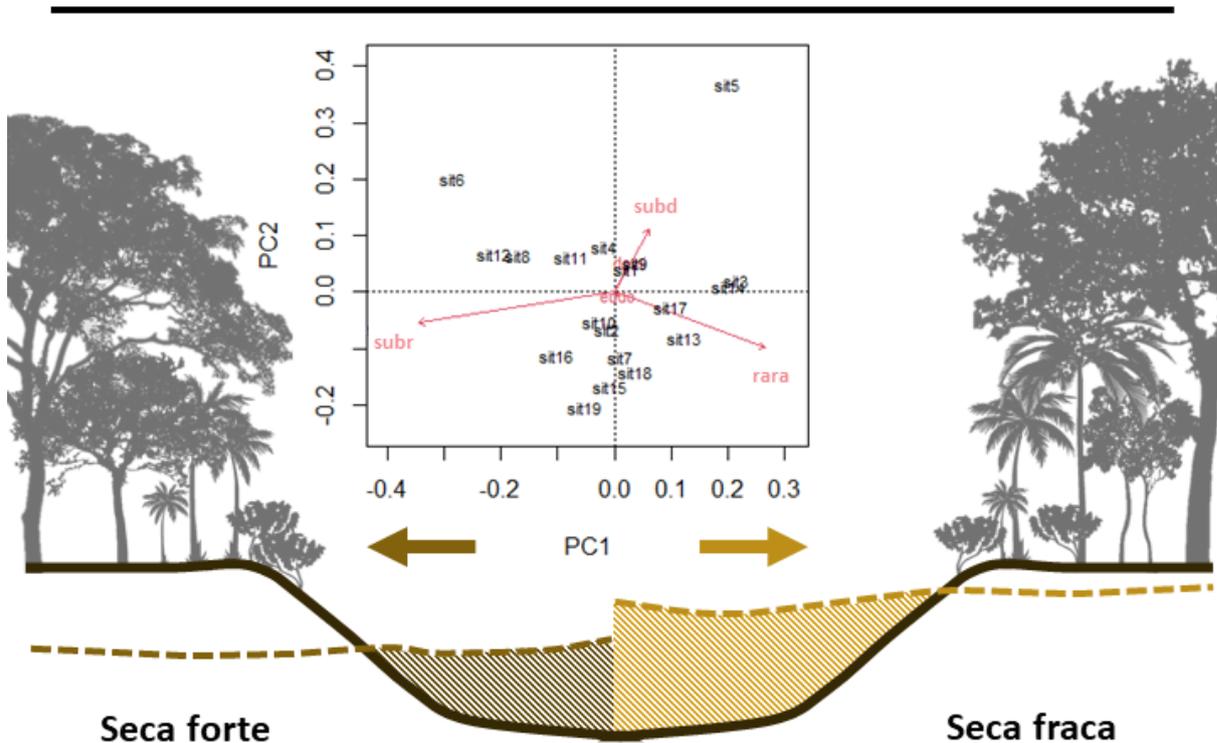
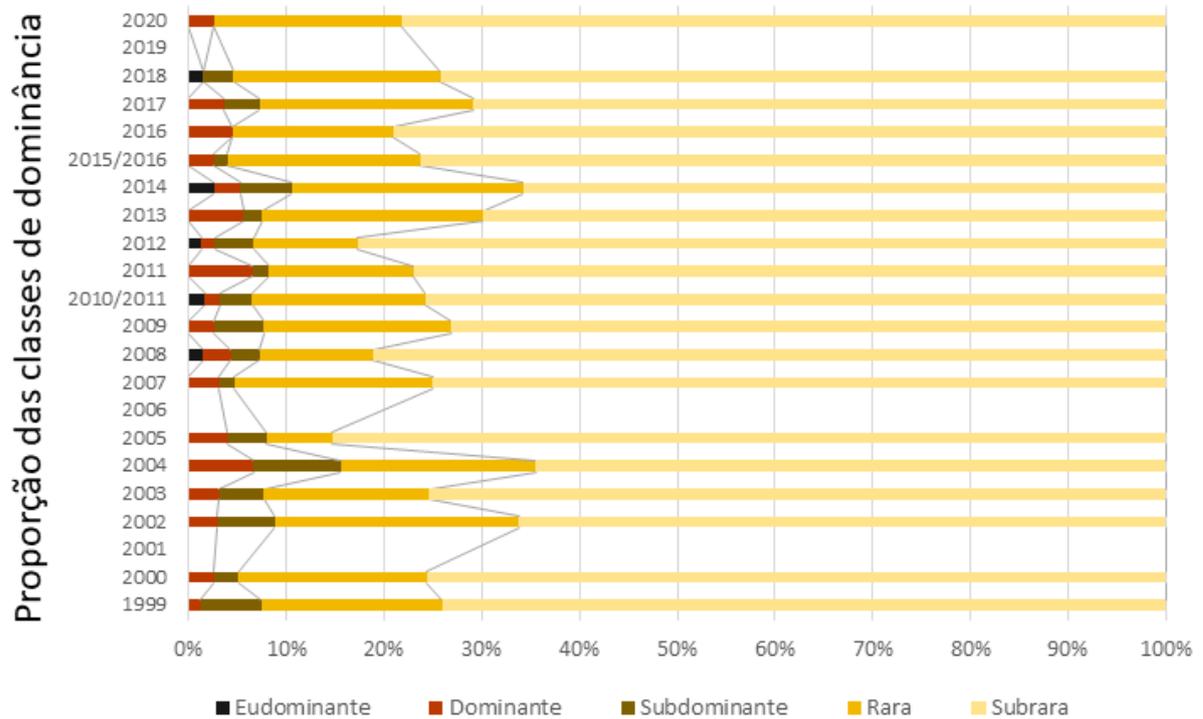


Figura 3. Proporção das classes de dominância de Heydemann com base na quantidade de indivíduos por espécie durante o período seco de cada ano. Dentre as dominantes: *A. falcirostris* (2002; 2008; 2011; 2015/2016; 2016), *A. elongatus* (2013), *H. argenteus* (1999), *Hemiodus* sp. (2000; 2005; 2012), *P. flavipinnis* (2014), *P. rutiloides* (2002; 2003; 2004; 2005; 2007; 2009; 2010; 2011; 2012; 2013; 2017; 2020), *T. albus* (2000; 2003; 2004; 2005; 2006; 2007; 2008; 2009; 2011; 2013; 2015; 2016; 2020) e *T. angulatus* (2004; 2006; 2011; 2016; 2017). Enquanto

as eudominantes compreendem: *A. elongatus* (2014), *P. rutiloides* (2006; 2008; 2012; 2018) e *T. albus* (2010). Abaixo é ilustrado a relação entre o eixo dos componentes principais mais explicativo e a severidade da seca.

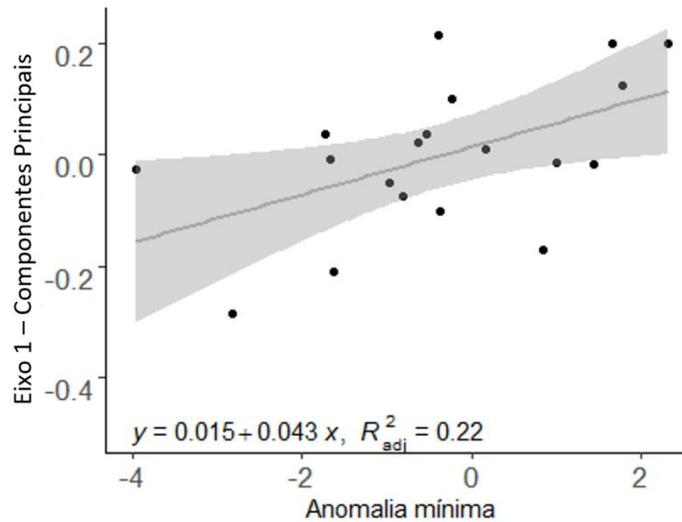


Figura 4. Relação entre a variável anomalia mínima e o 1º eixo dos componentes principais selecionado a partir da estrutura temporal na composição de dominância de Heydemann. Valores positivos do eixo 1 estão relacionados ao aumento da proporção de espécies raras em detrimento das subraras, enquanto valores negativos representam o inverso.

Tabela 3. Espécies dominantes na assembleia de peixes com base na classificação de Heydemann durante as fases de seca dos anos de 1999 - 2020. Na tabela são exibidos: nome da espécie; número total de indivíduos da espécie capturados durante todo o período de coletas; representatividade em % da espécie durante todo o período de coletas; valor mínimo e máximo da abundância absoluta e relativa convertidos em CPUE, seguidos do desvio padrão.

Espécie	Nº total	Representatividade	Abundância absoluta	Abundância relativa (CPUE)
		(%)	(CPUE)	
<i>A. falcirostris</i>	1840	7,44	0,022027 - 0,336236 (± 0,08)	0,011568 - 0,233864 (± 0,05)
<i>A. elongatus</i>	1210	4,89	0,003887 - 0,598616 (± 0,15)	0,0048 - 0,309148 (± 0,08)
<i>Hemiodus</i> sp.	1512	6,12	0,006479 - 0,418837 (± 0,12)	0,00469 - 0,166925 (± 0,04)
<i>P. flavipinnis</i>	832	3,36	0,006802 - 0,237114 (± 0,06)	0,003089 - 0,192429 (± 0,04)
<i>P. rutiloides</i>	4983	20,15	0,029801 - 1,364378 (± 0,35)	0,025527 - 0,451157 (± 0,12)
<i>T. albus</i>	3804	15,39	0,068672 - 0,697738	0,039203 - 0,316858

			(± 0,21)	(± 0,08)
<i>T. angulatus</i>	1360	5,50	0,007774 - 0,187877	0,006309 - 0,144284
			(± 0,06)	(± 0,04)

Os valores de AIC indicaram diferentes combinações de variáveis com potencial preditor da abundância das espécies. Para algumas, o modelo mais parcimonioso não incluiu nenhuma das variáveis consideradas, esse foi o caso de *T. angulatus* e *A. falcirostris* para abundância relativa e absoluta (Tabelas S3 e S8). Enquanto para as demais, houve retenção de uma ou mais variáveis por modelo (Tabelas 4, 5, S2, S4, S5, S6 e S7). Para a abundância absoluta, os modelos de *Hemiodus* sp. e *T. albus* explicaram respectivamente 40% e 26% da variância, enquanto os valores foram abaixo de 20% nas outras espécies (Tabela 4). De modo semelhante, os modelos mais explicativos da abundância relativa de *Hemiodus* sp. e *A. elongatus* explicaram respectivamente 40% e 26% da variância (Tabela 5).

Tabela 4. Resultado da seleção do modelo baseado no AIC para a abundância absoluta das espécies dominantes e eudominantes. min = anomalia mínima da seca; vaz = velocidade da vazante; conect = conectividade lateral.

Espécie	Modelo selecionado	Explicação do modelo	df	logLik	AICc	Delta	Weight
<i>A. elongatus</i>	abs ~ min + max	19%	18	12,79	-14,50	0,00	0,86
<i>Hemiodus</i> sp.	abs ~ min + vaz + conect + tempo	40%	14	21,73	-24,46	0,00	0,93
<i>P. flavipinnis</i>	abs ~ vaz + conect	10%	18	27,11	-43,15	0,00	0,85
<i>P. rutiloides</i>	abs ~ max + min	16%	18	-0,58	12,01	0,00	0,85
<i>T. albus</i>	abs ~ max + min + vaz + conect	26%	16	17,55	-16,09	0,00	0,93

Tabela 5. Resultado da seleção do modelo baseado no AIC para as espécies dominantes. rel = abundância relativa; min = anomalia mínima da seca; max = anomalia máxima da cheia; vaz = velocidade da vazante.

Espécie	Modelo selecionado	Explicação do modelo	df	logLik	AICc	Delta	Weight
<i>A. elongatus</i>	rel ~ max	7%	19	24,93	-42,02	0,00	0,71

<i>Hemiodus sp.</i>	rel ~ min + vaz + tempo + conect	48%	14	39,25	-59,50	0,00	0,93
<i>P. flavipinnis</i>	rel ~ min	11%	19	32,97	-58,22	0,00	0,73
<i>P. rutiloides</i>	rel ~ max + min	25%	18	17,16	-23,47	0,00	0,83
<i>T. albus</i>	rel ~ max + min	21%	19	21,69	-35,79	0,00	0,79

Em *T. albus*, foi observada relação positiva entre a abundância absoluta e a velocidade da vazante ($t = 2,967$; $p < 0,05$). Apesar da retenção no modelo, as variáveis anomalia máxima, mínima e conectividade não apresentaram significância. Enquanto para a abundância absoluta de *Hemiodus sp.* houve relação positiva com a velocidade da vazante ($t = 2,630$; $p < 0,05$) e negativa para a anomalia mínima ($t = -2,950$; $p < 0,05$), conectividade ($t = -2,514$; $p < 0,05$) e tempo ($t = -2,314$; $p < 0,05$). Para a abundância relativa dessa espécie, com exceção da velocidade da vazante que não apresentou significância, todas as variáveis foram associadas negativamente, sendo estas a anomalia mínima ($t = -2,950$; $p < 0,05$), conectividade ($t = -2,514$) e tempo ($t = -2,314$).

DISCUSSÃO

A dinamicidade hidrométrica da várzea amazônica direciona as respostas da estrutura populacional das espécies (Abrial et al. 2019, Bouska 2020), de acordo com a influência de variáveis temporalmente discretas ou não. Visto essa condição, foi possível a partir do monitoramento contínuo, identificar elementos da assembleia de peixes do Catalão que podem atuar como indicadores refinados dessas mudanças. Neste trabalho, a conectividade, os parâmetros hidrométricos com exceção da anomalia máxima e as modificações históricas não abrangidas por estas variáveis representaram os principais fatores associados aos padrões de dominância e diversidade. No cenário de mudanças climáticas e de uso irregular do solo na área de várzea em que o trabalho está inserido, observou-se o aumento do índice representativo da dominância no decorrer da série temporal, tendência oposta à observada para os índices descritores da diversidade. Enquanto para as classes de dominância, excepcionalmente raras e subraras, observou-se a relação com severidade das secas. A partir dessa classificação também foi possível caracterizar *Hemiodus sp.* como a espécie dominante mais sensível às variáveis de interesse. A seguir, são explorados como fatores ambientais podem conduzir os achados e as tendências a qual essa assembleia de peixes na Amazônia Central está sujeita.

As mudanças de proporção e da identidade das espécies que compuseram o índice de dominância indicam a susceptibilidade da assembleia a fatores não somente associados à variabilidade hidroclimática. A taxa crescente de dominância no tempo é concordante com estudos prévios, que indicam um padrão de homogeneização biótica (Moyes and Magurran 2019, Ferraz et al. 2021). Hipotetiza-se para essa área que o desmatamento da vegetação marginal tem contribuído para a tendência, conforme os achados de Castello *et al.* (2017), Arantes (2019) e Barros *et al.* (2020) em planícies inundadas do baixo rio Amazonas, pela redução de recursos tróficos disponibilizados durante a fase de cheia. Fator corroborado pelo histórico madeireiro na região (Vergopolan e Fisher 2016, Staal et al. 2020) e pela dependência reduzida da floresta inundada para obtenção de alimento pelas espécies selecionada no índice de dominância (*T. albus* e *H. argenteus* – omnívora; *P. rutiloides* – detritívora; *A. elongatus* – planctívoro; *P. favipinnis* e *A. falcistrostris* – piscívoro) (Mérona e Rankin-de-mérona 2004, Arantes et al. 2019)). No período seco, espécies generalistas podem obter recursos com base na disponibilidade, piscívoros com hábito nectônico podem explorar a coluna d'água do centro da planície e das zonas com vegetação herbácea, enquanto planctívoros podem ser beneficiar do aumento da produtividade primária associada a maior incidência de luz e entrada de nutrientes inorgânicos provindo de atividades agropecuárias (Affonso et al. 2011, Arantes et al. 2019). A ausência de espécies naturalmente muito abundantes na várzea e que são alvo da pesca (i.e. *Triporthus angulatus*, *Triporthus auritus*, *Potamorhina latior*, *Potamorhina altamazonica*) entre as selecionadas por esse método também podem representar o efeito histórico de sobrepesca na região.

Alguns autores relatam também a influência de parâmetros físico-químicos da água sobre a variação da dominância (Mondal et al. 2010). A potencial irregularidade temporal do tipo de água predominante no ambiente de várzea pode pressionar seletivamente as espécies mais sensíveis. Na área do Catalão, a influência das águas do Solimões/ Amazonas depende do tempo de conexão via extravasamento da planície de inundação. Com a redução da durabilidade da vazante e o aumento da severidade da seca, há o prolongamento do período sem conectividade com este trecho, fazendo com que a qualidade da água do lago ao longo do tempo seja determinada principalmente por fatores autogênicos (Brito et al. 2014). Afetando pH, oxigênio dissolvido, compostos nitrogenados e vários outros que agem como filtros ambientais mais fortes (Anjos et al. 2008, Almeida e Melo 2009). Locais com pH muito ácidos ou muito alcalinos prejudicam o crescimento de diferentes espécies, como pela redução de taxas de fertilização (*Prochilodus* sp., Baldisserotto 2011), crescimento e peso das larvas (*Rhamdia*

quelen, Lopes et al. 2001). Bem como a dureza que também pode influenciar a taxa de eclosão (*Rhamdia quelen*, Silva et al. 2005).

Os resultados dos índices de diversidade foram condizentes com o de dominância, reiterando o aumento da uniformidade da assembleia no tempo. A perda de diversidade taxonômica identificada, representada pela ausência das capturas nos últimos anos de espécies como *Lycengraulis grossidens*, é exemplificada em outros ambientes dulcícolas neotropicais. Como na bacia dos rios Paraná e Paranapanema (Queiroz et al. 2015, Ferraz et al. 2021). Sendo relacionada a atividades antrópicas e a distúrbios imprevisíveis no pulso de inundação. Para o índice de Simpson, caracterizado pelo pequeno peso dado às espécies raras em comparação ao índice de Shannon, houve uma redução mais discreta. Apesar das divergências sutis entre estes, ambos em adição ao de dominância reforçam o padrão de aumento da diferença entre a abundância da espécie dominante e as demais da assembleia, indicando a redução da equitatividade somada à perda de riqueza anualmente. Fatores associados à diminuição da diversidade funcional e a ineficiência de determinados serviços ecossistêmicos (Queiroz et al. 2015, Ferraz et al. 2021). A flutuação de todos os três índices deve ser considerada ao avaliar a tendência de comportamento da biodiversidade e projetar políticas de sustentabilidade a longo prazo dos lagos de várzea.

Para as classes de dominância, a anomalia mínima da seca atuou como um indicador de variância, principalmente entre os agrupamentos mais representativos. Sendo observado um aumento da proporção de espécies categorizadas como subraras durante secas mais intensas, enquanto em secas brandas houve um aumento das categorizadas como raras e subdominantes. Como citado anteriormente, secas severas, que podem estar associadas a vazantes curtas, promovem a redução das áreas com qualidade ambiental no sistema rio-planície de inundação, prejudicando excepcionalmente populações pequenas dada a sensibilidade a danos genéticos, demográficos e ambientais aleatórios (Leitão et al. 2016, Perkin et al. 2019). Nesse processo, papéis funcionais específicos podem ser mais susceptíveis à irrelevância no sistema, como em *Schizodon fasciatus*, uma das poucas espécies capazes de se alimentar de macrófitas C4 (Forsberg et al. 1993) e categorizada como rara ou subrara no período avaliado; e *Ilisha amazonica*, um predador de insetos noturno. Quando acrescida a redução taxonômica, além da pouca significância, pode ocorrer a extinção local dessas funções e de interações interespecíficas necessárias para a manutenção de processos ecológicos (Leitão et al. 2016). Ressalta-se ainda que esses resultados são parcialmente explicados pelas migrações laterais realizadas por diferentes grupos como prochilodontidae e curimatidae durante a vazante

(Fernandes 1997), após armazenarem energia pelo acúmulo de gordura. Em complemento, atividades pesqueiras dadas como produtivas nesse mesmo período podem favorecer a redução de diferentes espécies de gêneros como *Schizodon*, *Leporinus*, *Anodus* e *Pellona* com alta e média importância pesqueira (Fernandes 1997, Filho et al. 2021, Sousa et al. 2022).

Poucas foram as alterações perceptíveis a nível intraespecífico no agrupamento dominante e eudominante. A abundância da maioria das espécies avaliadas não exibiu relação relevante com os parâmetros selecionados, indicando uma alta tolerância que pode estar interligada ao grande tamanho populacional e a conectividade do habitat, isolado somente em secas intensas. Populações grandes podem amortecer o risco de extinção pela estocasticidade demográfica e ambiental, apesar do efeito relevante da última pela pressão simultânea em toda a população (Melbourne e Hastings 2008). Algumas características dessas espécies também contribuem para a estabilidade nesse sistema, como a história de vida periódica caracterizada pela reprodução sazonal, baixo investimento em cuidado parental e sobrevivência do estágio inicial da vida dependente dos recursos disponíveis (Winemiller et al. 2015, Arantes et al. 2019, Röpke et al. 2021). A compensação populacional também é atribuída também a reprodução precoce em indivíduos com tamanhos menores, bem como a resistência à hipóxia, fator limitante para diversas espécies (Saint-Paul e Soares 1987, Soares et al. 2006, Anjos et al. 2008, Röpke et al. 2022).

Deste agrupamento, somente duas espécies apresentaram respostas relevantes às condições do meio: *T. albus* e *Hemiodus* sp. Para a primeira, houve um aumento da abundância absoluta associada a maior duração da vazante. Nessa espécie com ciclo de vida sazonal, média importância pesqueira e que realiza migração lateral, são esperadas respostas rápidas às pressões do meio (Fernandes 1997, Prestes et al. 2010). Com o prolongamento da vazante, é possível que mais indivíduos acessem a planície inundada para forragear e reservar energia para a estação reprodutiva seguinte, semelhante a *T. angulatus* (Yamamoto et al. 2004, Röpke et al. 2019). Contudo, uma menor sensibilidade às condições estressoras da seca em comparação a *T. angulatus* levaria a uma migração tardia e conseqüentemente uma maior quantidade de *T. albus* permaneceria isolada durante a seca. Enquanto para *Hemiodus* sp., a abundância absoluta respondeu a vazante de forma similar a *T. albus*, mas também apresentou redução associada a maior severidade das secas, mais eventos de desconexão e ao decorrer da série temporal, conforme achados diferentes autores (Freitas et al. 2013, Röpke et al. 2015, 2017). A abundância relativa apresentou semelhanças, com exceção do efeito da vazante. Evidenciando que a representatividade dessa espécie na assembleia é fortemente predita por eventos que

caracterizam a seca nessa série temporal. Conforme achados de Röpke *et al.* (2022), considerando uma assembleia de peixes de várzea, *Hemiodus* sp. é uma das espécies que apresenta maior acúmulo de respostas negativas aos eventos de seca, com redução de abundância, do L_{100} e do tamanho médio das fêmeas e dos adultos.

O aumento da frequência de eventos hidroclimáticos ligados a redução da qualidade do habitat de planícies inundadas na bacia Amazônica é usualmente associado ao detrimento das populações (Hurd *et al.* 2016, Barros *et al.* 2021, Silva *et al.* 2021, Röpke *et al.* 2022). Para a obtenção de uma visão geral dessa reestruturação, medidas como dominância e a diversidade são utilizadas e demonstram um padrão geral em assembleias de peixes, concordante com os achados deste estudo. Contudo, relata-se que a detecção do efeito hidrológico na ictiofauna pode ser amortecido com base na metodologia de amostragem e na escala em que é avaliado (Magalhães *et al.* 2007, Fischer *et al.* 2010, Bennett *et al.* 2016). Dado a ineficiência das capturas de indivíduos com idade 0, classe que responde bem a variação de condições climáticas (Schlosser *et al.* 2000) e a redução da interferência em escalas menores, como a nível de população, da resposta de agrupamento de espécies com demandas de nicho variadas. Visando a complementação e detalhamento, a classificação com base na abundância permitiu a identificação da severidade das secas como variável que indiretamente influencia os índices selecionados, mesmo sem a identificação inicial.

A variação da dominância e diversidade foi atribuída diretamente a elementos não explorados pelas variáveis hidrométricas, enquanto a severidade das secas influenciou a reorganização dos agrupamentos menos abundantes, influenciando a resposta dos índices. A homogeneização biótica resultante também é relacionada as alterações populacionais das espécies dominantes, apesar de poucas apresentarem variações estatisticamente relevantes. Portanto, destaca-se a importância do particionamento de medidas abrangentes objetivando a identificação de padrões ecológicos discretos, possibilitando a geração de informações mais precisas para a conservação e gestão da biodiversidade. Além disso, apesar da significativa influência da cheia nos processos ecológicos, é possível que seus efeitos sejam minimizados pela migração lateral durante a vazante que a sucede, enfatizando o papel da seca como modelador das populações residentes. Devido ao padrão similar de flutuação hidrométrica, é possível que os resultados encontrados sejam representativos para outros grandes ambientes de várzea próximos a zona de confluência dos rios Negro e Solimões. Por fim, ressalta-se que nesse estudo a avaliação foi direcionada para aspectos da abundância da assembleia. Trabalhos posteriores devem ser realizados considerando a identificação taxonômica da diversidade e a

caracterização do real impacto da conexão do habitat, dado também o pulso de sedimentos na várzea que a modifica constantemente, visando o entendimento dos padrões ecológicos.

CONCLUSÃO

A susceptibilidade às cheias e secas é uma constante para as espécies dependentes da várzea. Com a elevação da temperatura global associada ao uso irregular da área da bacia amazônica, são esperados ciclos fluviais mais irregulares sujeitos a eventos hidrométricos severos. Neste trabalho, defende-se uma perspectiva que ressalta a resposta da assembleia em microescala (Classes de dominância e flutuação populacional intraespecífica) mediada pela seca como um gatilho para mudanças em macroescala (índices de dominância e diversidade). Dados de captura em ambientes de várzea sugerem que populações pequenas, já impactadas pela estocasticidade demográfica, são mais susceptíveis a estocasticidade ambiental, principalmente no período seco que apresenta mais fatores estressores. Por fim, argumenta-se que o nível da água nesse período pode ser extremamente importante para a manutenção da riqueza e equitatividade e que as espécies dominantes identificadas apresentam uma alta resistência às flutuações hidroclimáticas na escala de tempo avaliada. Pesquisas futuras devem explorar se há um intervalo maior para a resposta da assembleia às demais variáveis, abrangendo também o efeito da reestruturação físico-química do habitat.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos especialmente ao CNPq pela bolsa disponibilizada durante o mestrado (131326/2020-1), a todos os colaboradores do Projeto Catalão (financiado pelo CNPq em 2008-2010 (CT Amazônia # 575738/2008-1) e 2017-2020 (PELD # 441668/2016-0); FAPEAM em 2013-2015 (UNIVERSAL # 062003342013; 062003422013), 2020-2022 (UNIVERSAL # 062.00345/2020), 2017-2020 (PELD # 35736.UNI678.1713.31102017) e 2019-2021 (PAMEQ # 062.01108/2019)) pela manutenção do banco de dados e as sugestões do Dr. Luis Espinola - INALI, Santa Fé – Argentina principalmente direcionadas ao uso e interpretação das variáveis hidroclimáticas exploradas neste trabalho.

REFERÊNCIAS

- Abrial, E.; Espínola, L.A.; Amsler, M.L.; Rabuffetti, A.P.; Latosinski, F.G.; Szupiany, R.N.; et al. 2019. Fish Structure in Channel Networks of a Large Anabranching Floodplain: Effect of Isolation/Connection Processes. *Water Resources Research* 55: 10993–11006.
- Affonso, A.G.; Barbosa, C.; Novo, E.M.L.M. 2011. Water quality changes in floodplain lakes due to the amazon river flood pulse: Lago grande de curuaí (Pará). *Brazilian Journal of Biology* 71: 601–610.
- Almeida, F.F. de; Melo, S. 2009. Considerações limnológicas sobre um lago da planície de inundação amazônica (lago Catalão – Estado do Amazonas, Brasil). *Acta Scientiarum Biological Sciences* 31: 387–395.
- Almeida, F.F. de; Melo, S. 2011. Estrutura da comunidade fitoplanctônica de um lago de inundação amazônico (Lago Catalão, Amazonas, Brasil). *Neotropical Biology and Conservation* 6: 112–123.
- Amao, H.; Idowu, E.; Oyeniyim, T.; Otubanjo, O.A.; Awolola, T.. 2018. Relative abundance, distribution and diversity of *Culex* (Diptera: Culicidae) mosquito species in Lagos, Southwest Nigeria. *Nigeria Journal of Entomology* 34: 39–49.
- Amon, R.M.W.; Benner, R. 1996. Photochemical and microbial consumption of dissolved organic carbon and dissolved oxygen in the Amazon River system. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 60: 1783–1792.
- Anjos, M.B.; De Oliveira, R.R.; Zuanon, J. 2008. Hypoxic environments as refuge against predatory fish in the Amazonian floodplains. *Brazilian Journal of Biology* 68: 45–50.
- Aprile, F.; Darwich, A.J. 2013. Nutrients and water-forest interactions in an Amazon floodplain lake: an ecological approach. *Acta Limnologica Brasiliensia* 25: 169–182.
- Arantes, C.C.; Winemiller, K.O.; Asher, A.; Castello, L.; Hess, L.L.; Petrere, M.; et al. 2019. Floodplain land cover affects biomass distribution of fish functional diversity in the Amazon River. *Scientific Reports* 9: 1–13.
- Arndt, E.; Givan, O.; Edelist, D.; Sonin, O.; Belmaker, J. 2018. Shifts in Eastern Mediterranean Fish Communities : Abundance Changes , Trait Overlap , and Possible Competition between Native and Non-Native Species. *Fishes* 3: 15.
- Baldisserotto, B. 2011. Water pH and hardness affect growth of freshwater teleosts. *Revista Brasileira de Zootecnia* 40: 138–144.
- Barros, D.; Petrere, M.; Castello, L.; Santos, P.B.; Butturi-Gomes, D.; Isaac, V.J. 2021. Hydrologic

- variability effects on catches of *Prochilodus nigricans* in the lower Amazon. *Aquatic Sciences* 83: 1–9.
- Barros, D. de F.; Petreire, M.; Lecours, V.; Butturi-Gomes, D.; Castello, L.; Isaac, V.J. 2020. Effects of deforestation and other environmental variables on floodplain fish catch in the Amazon. *Fisheries Research* 230: 105643.
- Bayley, P.B.; Castello, L.; Batista, V.S.; Fabr e, N.N. 2018. Response of *prochilodus nigricans* to flood pulse variation in the central Amazon. *Royal Society Open Science* 5.
- Bennett, M.G.; Whiles, M.R.; Whitley, G.W. 2016. Population-level responses of life history traits to flow regime in three common stream fish species. *Ecohydrology* 9: 1388–1399.
- Benone, N.L.; Soares, B.E.; Lobato, C.M.C.; Seabra, L.B.; Bauman, D.; de Assis Montag, L.F. 2020. How modified landscapes filter rare species and modulate the regional pool of ecological traits? *Hydrobiologia* 9.
- Bittencourt, M.M.; Amadio, S.A. 2007. Proposta para identifica o rápida dos períodos hidrol gicos em áreas de várzea do rio Solimões-Amazonas nas proximidades de Manaus. *Acta Amazonica* 37: 303–308.
- Bodmer, R.; Mayor, P.; Antunez, M.; Chota, K.; Fang, T.; Puertas, P.; et al. 2018. Major shifts in Amazon wildlife populations from recent intensification of floods and drought. *Conservation Biology* 32: 333–344.
- Borba, G.C.; Costa, F.R.C.; Leitão, R.P.; Dias, M.S.; Zuanon, J. 2020. Temporal changes in rainfall affect taxonomic and functional composition of stream fish assemblages in central Amazonia. *Freshwater Biology*: 1–12.
- Bouska, K. 2020. Regime change in a large-floodplain river ecosystem : patterns in body-size and functional biomass indicate a shift in fish communities. *Biological Invasions* 22: 3371–3389.
- Brito, J.G. De; Alves, L.F.; Espirito-Santo, H.M.V. 2014. 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* 44: 121–134.
- Carlo, J.; Josyane, E.; Jos e, R.; Marengo, A.; Segura, H. 2018. Contrasting North-South changes in Amazon wet-day and dry-day frequency and related atmospheric features (1981- 2017). *Climate Dynamics*: 1–18.
- Castello, L.; Isaac, V.J.; Thapa, R. 2015a. Flood pulse effects on multispecies fishery yields in the Lower Amazon. *Royal Society Open Science* 2.
- Castello, L.; Bayley, P.B.; Fabr e, N.N.; Batista, V.S. 2019. Flooding effects on abundance of an

- exploited, long-lived fish population in river-floodplains of the Amazon. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 29: 487–500.
- Castello, L.; Arantes, C.C.; McGrath, D.G.; Stewart, D.J.; De Sousa, F.S. 2015b. Understanding fishing-induced extinctions in the Amazon. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 25: 447–458.
- Castello, L.; Hess, L.L.; Thapa, R.; McGrath, D.G.; Arantes, C.C.; Renó, V.F.; et al. 2017. Fishery yields vary with land cover on the Amazon River floodplain. *Fish and Fisheries* 19: 431–440.
- Chea, R.; Pool, T.K.; Chevalier, M.; Ngor, P.; So, N.; Winemiller, K.O.; et al. 2020. Impact of seasonal hydrological variation on tropical fish assemblages: abrupt shift following an extreme flood event. *Ecosphere* 11.
- Correa, S.B.; Winemiller, K. 2018. Terrestrial–aquatic trophic linkages support fish production in a tropical oligotrophic river. *Oecologia* 186: 1069–1078.
- Correa, S.B.; van der Sleen, P.; Siddiqui, S.F.; Bogotá-Gregory, J.D.; Arantes, C.C.; Barnett, A.A.; et al. 2022. Biotic Indicators for Ecological State Change in Amazonian Floodplains. *BioScience* 72: 753–768.
- Costa, D.F.; Gomes, H.B.; Silva, M.C.L.; Zhou, L. 2022. The most extreme heat waves in Amazonia happened under extreme dryness. *Climate Dynamics*.
- Death, R.G.; Fuller, I.A.N.C.; Macklin, M.G. 2015. Resetting the river template: the potential for climate-related extreme floods to transform river geomorphology and ecology. *Freshwater Biology* 60: 2477–2496.
- Diniz, L.P.; Petsch, D.K.; Mantovano, T.; Rodrigues, L.C.; Agostinho, A.A.; Bonecker, C.C. 2023. A prolonged drought period reduced temporal β diversity of zooplankton, phytoplankton, and fish metacommunities in a Neotropical floodplain. *Hydrobiologia*.
- Eagle, L.J.B.; Milner, A.M.; Klaar, M.J.; Carrivick, J.L.; Wilkes, M.; Brown, L.E. 2021. Extreme flood disturbance effects on multiple dimensions of river invertebrate community stability. *Journal of Animal Ecology* 90: 2135–2146.
- Edgar, G.J.; Alexander, T.J.; Lefcheck, J.S.; Bates, A.E.; Kininmonth, S.J.; Thomson, R.J.; et al. 2017. Abundance and local-scale processes contribute to multi-phylo gradients in global marine diversity. *Science Advances* 3.
- Eisemberg, C.C.; Machado Balestra, R.A.; Famelli, S.; Pereira, F.F.; Diniz Bernardes, V.C.; Vogt, R.C. 2016. Vulnerability of giant South American turtle (*Podocnemis expansa*) nesting habitat to climate-change-induced alterations to fluvial cycles. *Tropical Conservation Science* 9.

- Espínola, L.A.; Abrial, E.; Rabuffetti, A.P.; Simões, N.R.; Amsler, M.L.; Blettler, M.C.M.; et al. 2020. Discrimination of hydrologic variations for spatial distribution of fish assemblage in a large subtropical temperate river. *Ecohydrology* 13.
- Espinoza, J.-C.; Marengo, J.A.; Schongart, J.; Jimenez, J.C. 2022. The new historical flood of 2021 in the Amazon River compared to major floods of the 21st century: Atmospheric features in the context of the intensification of floods. *Weather and Climate Extremes* 35.
- Espinoza, J.C.; Ronchail, J.; Guyot, J.L.; Junquas, C.; Vauchel, P.; Lavado, W.; et al. 2011. Climate variability and extreme drought in the upper Solimões River (western Amazon Basin): Understanding the exceptional 2010 drought. *Geophysical Research Letters* 38: 1–6.
- Espinoza, J.C.; Marengo, J.A.; Ronchail, J.; Carpio, J.M.; Flores, L.N.; Guyot, J.L. 2014. The extreme 2014 flood in south-western Amazon basin: The role of tropical-subtropical South Atlantic SST gradient. *Environmental Research Letters* 9.
- Fadini, P.S.; Jardim, W.F. 2001. Is the Negro River Basin Amazon impacted by naturally occurring mercury? *The Science of the Total Environment* 275: 71–82.
- Feldpausch, T.R.; Phillips, O.L.; Brienen, R.J.W.; Gloor, E.; Lloyd, J.; Malhi, Y.; et al. 2016. Global Biogeochemical Cycles. : 964–982.
- Fernandes, C.C. 1997. Lateral migration of fishes in Amazon floodplains. *Ecology of Freshwater Fish* 6: 36–44.
- Ferraz, J.D.; Casimiro, A.C.R.; Garcia, D.A.Z.; Pereira, A.D.; Jarduli, L.R.; de Almeida, F.S.; et al. 2021. Taxonomic loss and functional reduction over time in the ichthyofauna of the taquaruçu reservoir, lower paranapanema river, southern brazil. *Neotropical Ichthyology* 19: 1–20.
- Filho, F.A.M.; Pedroza, D.; Corrêa, F. 2021. Fish marketed in an urban center of a sub-region of the southwestern Brazilian Amazon. *Biota Amazônia* 11: 24–28.
- Fischer, J.R.; Quist, M.C.; Wigen, S.L.; Schaefer, A.J.; Stewart, T.W.; Isenhardt, T.M. 2010. Assemblage and Population-Level Responses of Stream Fish to Riparian Buffers at Multiple Spatial Scales. *Transactions of the American Fisheries Society* 139: 185–200.
- Forsberg, B.R.; Araujo-Lima, C.A.R.M.; Martinelli, L.A.; Victoria, R.L.; Bonassi, J.A. 1993. Autotrophic carbon sources for fish of the Central Amazon. *Ecology* 73: 643–652.
- Freitas, C.E.C.; Siqueira-Souza, F.K.; Humston, R.; Hurd, L.E. 2013. An initial assessment of drought sensitivity in Amazonian fish communities. *Hydrobiologia* 705: 159–171.
- Froese e Pauly. FishBase, 2023. Banco de dados global sobre peixes. Disponível em: <https://www.fishbase.se/search.php>. Acesso em: 03 fev 2023.

- Gaillardet, J.; Dupré, B.; Allègre, C.J.; Négrel, P. 1997. Chemical and physical denudation in the Amazon River Basin. *Chemical Geology* 142: 141–173.
- Gotelli, N.J.; Ellison, A.M. 2013. *A primer of ecological statistics*. 2nd ed. Sinauer Associates, Sunderland, 638p.
- Gray, D.; Harding, J.S. 2009. Braided river benthic diversity at multiple spatial scales: A hierarchical analysis of β diversity in complex floodplain systems. *Journal of the North American Benthological Society* 28: 537–551.
- Hurd, L.E.; Sousa, R.G.C.; Siqueira-souza, F.K.; Cooper, G.J.; Kahn, J.R.; Freitas, C.E.C. 2016. Amazon floodplain fish communities: Habitat connectivity and conservation in a rapidly deteriorating environment. *Biological Conservation* 195: 118–127.
- Jardine, T.D.; Bond, N.R.; Burford, M.A.; Kennard, M.J.; Ward, D.P.; Bayliss, P.; et al. 2015. Does flood rhythm drive ecosystem responses in tropical riverscapes? *Ecology* 96: 684–692.
- Jiménez-Muñoz, J.C.; Mattar, C.; Barichivich, J.; Santamaría-Artigas, A.; Takahashi, K.; Malhi, Y.; et al. 2016. Record-breaking warming and extreme drought in the Amazon rainforest during the course of El Niño 2015-2016. *Scientific Reports* 6: 1–7.
- Junk, W.J. 1997. General Aspects of Floodplain Ecology with Special Reference to Amazonian Floodplains. In: W.J., J. (Ed.), *The Central Amazon Floodplain. Ecological Studies (Analysis and Synthesis)*, Vol. 126, Springer, Berlin,.
- Konhauser, K.O.; Fyfe, W.S.; Kronberg, B.I. 1994. Multi-element chemistry of some Amazonian waters and soils. *Chemical Geology* 111: 155–175.
- Küchler, I.L.; Miekeley, N.; Forsberg, B.R. 1994. Molecular mass distributions of dissolved organic carbon and associated metals in waters from Rio Negro and Rio Solimões. *Science of the Total Environment, The* 156: 207–216.
- Leitão, R.P.; Zuanon, J.; Villéger, S.; Williams, S.E.; Baraloto, C.; Fortune, C.; et al. 2016. Rare species contribute disproportionately to the functional structure of species assemblages. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 283.
- Lewis, S.L.; Brando, P.M.; Phillips, O.L.; Van Der Heijden, G.M.F.; Nepstad, D. 2011. The 2010 Amazon drought. *Science* 331: 554.
- Lindholm, M.; Hessen, D.O. 2007. Zooplankton succession on seasonal floodplains: Surfing on a wave of food. *Hydrobiologia* 592: 95–104.
- Lopes, J.M.; Silva, L.V.F.; Baldisserotto, B. 2001. Survival and growth of silver catfish larvae exposed to different water pH. *Aquaculture International* 9: 73–80.

- Magalhães, M.F.; Beja, P.; Schlosser, I.J.; Collares-Pereira, M.J.. 2007. Effects of multi-year droughts on fish assemblages of seasonally drying Mediterranean streams. *Freshwater Biology* 52: 1494–1510.
- Magurran, A.E. 1988. *Ecological diversity and its measurement*. Croom Helm, London, UK, 178p.
- Manjarrés-Hernández, A.; Guisande, C.; García-Roselló, E.; Heine, J.; Pelayo-Villamil, P.; Pérez-Costas, E.; et al. 2021. Predicting the effects of climate change on future freshwater fish diversity at global scale. *Nature Conservation* 43: 1–24.
- Marengo, J.A.; Espinoza, J.C. 2016. Extreme seasonal droughts and floods in Amazonia: Causes, trends and impacts. *International Journal of Climatology* 36: 1033–1050.
- Marengo, J.A.; Nobre, C.A.; Tomasella, J.; Cardoso, M.F.; Oyama, M.D. 2008. Hydro-climatic and ecological behaviour of the drought of Amazonia in 2005. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 363: 1773–1778.
- Marengo, J.A.; Cunha, A.P.; Cuartas, L.A.; Deusdará Leal, K.R.; Broedel, E.; Seluchi, M.E.; et al. 2021. Extreme Drought in the Brazilian Pantanal in 2019–2020: Characterization, Causes, and Impacts. *Frontiers in Water* 3.
- Melbourne, B.A.; Hastings, A. 2008. Extinction risk depends strongly on factors contributing to stochasticity. *Nature* 454: 100–103.
- Melo, A.S. 2008. O que ganhamos “confundindo” riqueza de espécies e equabilidade em um índice de diversidade? *Biota Neotropica* 8: 21–27.
- Mérona, B.; Rankin-de-Mérona, J. 2004. Food resource partitioning in a fish community of the central Amazon floodplain. *Neotrop. Ichthyol.* 2: 75–84.
- Mondal, D.K.; Kaviraj, A.; Saha, S. 2010. Water quality parameters and fish biodiversity indices as measures of ecological degradation: a case study in two floodplain lakes of India. *Journal of Water Resource and Protection* 02: 85–92.
- Morris, W.F.; Pfister, C.A.; Tuljapurkar, S.; Haridas, C. V.; Boggs, C.L.; Boyce, M.S.; et al. 2008. Longevity can buffer plant and animal populations against changing climatic variability. *Ecology* 89: 19–25.
- Moyes, F.; Magurran, A.E. 2019. Change in the dominance structure of two marine-fish assemblages over three decades. *Journal of Fish Biology* 94: 96–102.
- Nee, S.; May, R.M. 1992. Dynamics of Metapopulations : Habitat Destruction and Competitive Coexistence. *Journal of Animal Ecology* 61: 37–40.

- Nikookar, S.H.; Moosa-Kazemi, S.H.; Oshaghi, M.A.; Vatandoost, H.; Yaghoobi-Ershadi, M.R.; Enayati, A.A.; et al. 2015. Biodiversity of culicid mosquitoes in rural Neka township of Mazandaran province, northern Iran. *Journal of Vector Borne Diseases* 52: 63–72.
- Ovando, A.; Tomasella, J.; Rodriguez, D.A.; Martinez, J.M.; Siqueira-Junior, J.L.; Pinto, G.L.N.; et al. 2016. Extreme flood events in the Bolivian Amazon wetlands. *Journal of Hydrology: Regional Studies* 5: 293–308.
- Paes, E. dos R.; Souza, S. do N.G. de; Leite, R.G. 2020. Abundância e densidade das larvas de peixes e sua relação com nível das águas na confluência dos rios Solimões e Negro e no lago Catalão, Amazonas-Brasil. *Biota Amazônia* 10: 20–24.
- Perkin, J.S.; Starks, T.A.; Pennock, C.A.; Gido, K.B.; Hopper, G.W.; Hedden, S.C. 2019. Extreme drought causes fish recruitment failure in a fragmented Great Plains riverscape. *Ecohydrology* 12: 1–12.
- Pompeu, P.D.S.; Godinho, H.P. 2006. Effects of extended absence of flooding on the fish assemblages of three floodplain lagoons in the middle São Francisco River, Brazil. *Neotropical Ichthyology* 4: 427–433.
- Pontes, P.R.M.; Cavalcante, R.B.L.; Giannini, T.C.; Tedeschi, R.G.; Melo, A.M.Q.; Carolina, A.; et al. 2022. Effects of Climate Change on Hydrology in the Most Relevant Mining Basin in the Eastern Legal Amazon. *Water* 14.
- Prestes, L.; Soares, M.G.M.; Silva, F.R.; Bittencourt, M.M. 2010. Dynamic population from *tripturus albus*, *t. angulatus* and *t. auritus* (Characiformes: Characidae) in Amazonian central lakes. *Biota Neotropica* 10: 177–181.
- Queiroz, J.; Brandão, H.; Britto, S.; Nobile, A.B.; Silva, R.J. 2015. Composition and diversity of the fish assemblages under influence of a gradient river/dam of Taquari River, São Paulo, Brazil. *Sustainable Development* 1: 357–368.
- Queiroz, M.M.A.; Horbe, A.M.C.; Seyler, P.; Moura, C.A.V. 2009. Hidroquímica do rio Solimões na região entre Manacapuru e Alvarães – Amazonas – Brasil. *Acta Amazonica* 39: 943–952.
- Röpke, C.; Pires, T.H.S.; Zuchi, N.; Zuanon, J.; Amadio, S. 2022. Effects of climate-driven hydrological changes in the reproduction of Amazonian floodplain fishes. *Journal of Applied Ecology* 59: 1134–1145.
- Röpke, C.; Pires, T.H.S.; Zuanon, J.; Freitas, C.E.C.; Hernandez, M.C.; Souza, F.; et al. 2021. Growth–reproduction trade-off and fecundity regulate population stability in Amazon floodplain fishes. *Freshwater Biology* 66: 1101–1109.

- Röpke, C.P.; Amadio, S.A.; Winemiller, K.O.; Zuanon, J. 2015. Seasonal dynamics of the fish assemblage in a floodplain lake at the confluence of the Negro and Amazon Rivers. *Journal of fish biology* 89: 194–212.
- Röpke, C.P.; Amadio, S.; Winemiller, K.O.; Zuanon, J. 2016. Seasonal dynamics of the fish assemblage in a floodplain lake at the confluence of the Negro and Amazon Rivers Seasonal dynamics of the fish assemblage in a floodplain lake at the confluence of the Negro and Amazon Rivers. *Journal of Fish Biology* 89: 194–212.
- Röpke, C.P.; Amadio, S.; Zuanon, J.; Ferreira, E.J.G.; De Deus, C.P.; Pires, T.H.S.; et al. 2017. Simultaneous abrupt shifts in hydrology and fish assemblage structure in a floodplain lake in the central Amazon. *Scientific Reports* 7: 1–10.
- Röpke, C.P.; Pires, T.H.S.; Winemiller, K.O.; de Fex Wolf, D.; Deus, C.P.; Amadio, S. 2019. Reproductive allocation by Amazon fishes in relation to feeding strategy and hydrology. *Hydrobiologia* 826: 291–305.
- Saint-Paul, U.; Soares, G.M. 1987. Diurnal distribution and behavioral responses of fishes to extreme hypoxia in an Amazon floodplain lake. *Environmental Biology of Fishes* 20: 91–104.
- Salati, E.; Vose, P.B. 1984. Amazon Basin: A System in Equilibrium. *Science* 225: 129–138.
- Schlosser, I.J.; Johnson, J.D.; Knotek, W.L.; Lapinska, M. 2000. Climate variability and size-structured interactions among juvenile fish along a lake-stream gradient. *Ecology* 81: 1046–1057.
- Silva, L.V.F. da; Golombieski, J.I.; Baldisserotto, B. 2005. Growth and survival of silver catfish larvae, *Rhamdia quelen* (Heptapteridae), at different calcium and magnesium concentrations. *Neotropical Ichthyology* 3: 299–304.
- Silva, P.B.; Arantes, C.C.; Freitas, C.E.C.; Petreire, M.; Ribeiro, F.R.V. 2021. Seasonal hydrology and fish assemblage structure in the floodplain of the lower Amazon River. *Ecology of Freshwater Fish* 30: 162–173.
- Sioli, H. 1968. Hydrochemistry and Geology in the Brazilian Amazon Region. *Amazoniana* 1: 267–277.
- Soares, M.G.M.; Menezes, N.A.; Junk, W.J. 2006. Adaptations of fish species to oxygen depletion in a central Amazonian floodplain lake. *Hydrobiologia* 568: 353–367.
- Sombroek, W. 2001. Spatial and Temporal Patterns of Amazon Rainfall. *AMBIO: A Journal of the Human Environment* 30: 388.
- Sousa, R.G.C.; Oliveira, N.S.; Rosa, F.R. da. 2022. The flood pulse regulates the longitudinal distribution of fish assemblages in the amazonian floodplain lakes. *Boletim do Instituto de Pesca*

48: 1–14.

- Staal, A.; Flores, B.M.; Aguiar, A.P.D.; Bosmans, J.H.C.; Fetzer, I.; Tuinenburg, O.A. 2020. Feedback between drought and deforestation in the Amazon. *Environmental Research Letters* 15.
- Stallard, R.F.; Edmond, J.M. 1987. Geochemistry of the Amazon: 3. Weathering chemistry and limits to dissolved inputs. *Journal of Geophysical Research* 92: 8293–8302.
- Vera, C.; Higgins, W.; Amador, J.; Ambrizzi, T.; Garreaud, R.; Gochis, D.; et al. 2006. Toward a unified view of the American monsoon systems. *Journal of Climate* 19: 4977–5000.
- Vergopolan, N.; Fisher, J.B. 2016. The impact of deforestation on the hydrological cycle in Amazonia as observed from remote sensing. *International Journal of Remote Sensing* 37: 5412–5430.
- Winemiller, K.O. 2004. Floodplain River Food Webs: Generalizations and Implications for Fisheries Management. *Second International Symposium on the Management of Large Rivers for Fisheries*.
- Winemiller, K.O. 2005. Life history strategies, population regulation, and implications for fisheries management. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 62: 872–885.
- Winemiller, K.O.; Fitzgerald, D.B.; Bower, L.M.; Pianka, E.R. 2015. Functional traits, convergent evolution, and periodic tables of niches. *Ecology Letters* 18: 737–751.
- Yamamoto, K.C.; Soares, M.G.M.; Freitas, C.E. de C. 2004. Alimentação de *Triporthus angulatus* (Spix & Agassiz, 1829) no lago Camaleão, Manaus, AM, Brasil. *Acta Amazonica* 34: 653–659.
- Zarza, R.; Cintra, R.; Anciães, M. 2013. Distribution, abundance and habitat selection by breeding Yellow-billed Terns (*Sternula superciliaris*), Large-billed Terns (*Phaetusa simplex*) and Black Skimmers (*Rynchops niger*) in the Brazilian Amazon. *Waterbirds* 36: 470–481.
- Zuur, A.F.; Ieno, E.N.; Walker, N.J.; Saveliev, A.A.; Smith, G.M. 2009. *Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R*. Springer, 574p.

APÊNDICE

Espécies registradas

Tabela S1. Lista de espécies capturadas na área de estudo do Catalão durante as fases de seca nos anos de 1999 a 2020.

Família/ Spp.	Família/ Spp.	Família/ Spp.	Família/ Spp.
Acestrorhynchidae	<i>Cichlasoma amazonarum</i>	<i>Thoracocharax stellatus</i>	<i>Sorubim maniradii</i>
<i>Acestrorhynchus abbreviatus</i>	<i>Crenicichla inpa</i>	Gymnotidae	Pristigasteridae
<i>Acestrorhynchus altus</i>	<i>Crenicichla lugubris</i>	<i>Gymnotus carapo</i>	<i>Ilisha amazonica</i>
<i>Acestrorhynchus falcirostris</i>	<i>Geophagus proximus</i>	Hemiodontidae	<i>Pellona castelnaeana</i>
<i>Acestrorhynchus microlepis</i>	<i>Heros notatus</i>	<i>Anodus elongatus</i>	<i>Pellona flavipinnis</i>
Anostomidae	<i>Mesonauta festivus</i>	<i>Anodus orinocensis</i>	<i>Pristigaster cayana</i>
<i>Laemolyta proxima</i>	<i>Pterophyllum scalare</i>	<i>Anodus sp.</i>	Prochilodontidae
<i>Leporinus fasciatus</i>	<i>Satanoperca acuticeps</i>	<i>Hemiodus argenteus</i>	<i>Prochilodus nigricans</i>
<i>Leporinus friderici</i>	<i>Satanoperca jurupari</i>	<i>Hemiodus atranalis</i>	<i>Semaprochilodus insignis</i>
<i>Megaleporinus trifasciatus</i>	Curimatidae	<i>Hemiodus immaculatus</i>	<i>Semaprochilodus taeniurus</i>
<i>Rhytiodus microlepis</i>	<i>Curimata inornata</i>	<i>Hemiodus sp. n. "rabo de fogo"</i>	Sciaenidae
<i>Schizodon fasciatus</i>	<i>Curimata knerii</i>	<i>Hemiodus unimaculatus</i>	<i>Pachypops trifilis</i>
Auchenipteridae	<i>Curimata vittata</i>	Heptapteridae	<i>Plagioscion montei</i>
<i>Ageneiosus inermis</i>	<i>Curimatella alburna</i>	<i>Goeldiella eques</i>	<i>Plagioscion squamosissimus</i>
<i>Ageneiosus lineatus</i>	<i>Curimatella meyeri</i>	<i>Pimelodella aff. cristata</i>	Synbranchidae
<i>Ageneiosus ucayalensis</i>	<i>Cyphocharax plumbeus</i>	<i>Pimelodella sp.</i>	<i>Synbranchus madeirae</i>
<i>Auchenipterichthys coracoideus</i>	<i>Potamorhina altamazonica</i>	<i>Rhamdia quelen</i>	Rhamphichthyidae
<i>Auchenipterus britskii</i>	<i>Potamorhina latior</i>	Iguanodectidae	<i>Rhamphichthys drepanium</i>
<i>Auchenipterus nuchalis</i>	<i>Potamorhina pristigaster</i>	<i>Bryconops caudomaculatus</i>	<i>Rhamphichthys marmoratus</i>
<i>Centromochlus heckelii</i>	<i>Psectrogaster amazonica</i>	Loricariidae	Serrasalminae
<i>Epapterus dispilurus</i>	<i>Psectrogaster rutiloides</i>	<i>Ancistrus dolichopterus</i>	<i>Catopryon mento</i>
<i>Trachelyopterus galeatus</i>	<i>Steindachnerina bimaculata</i>	<i>Ancistrus sp. "marrom"</i>	<i>Colossoma macropomum</i>
<i>Trachelyopterus porosus</i>	<i>Steindachnerina leucisca</i>	<i>Ancistrus sp. "preto"</i>	<i>Metynnis altidorsalis</i>
<i>Tympanopleura atronatus</i>	Cynodontidae	<i>Aphanotorulus emarginatus</i>	<i>Metynnis hypsauchen</i>
<i>Tympanopleura rondoni</i>	<i>Cynodon gibbus</i>	<i>Dekeyseria amazonica</i>	<i>Metynnis lippincottianus</i>
Callichthyidae	<i>Hydrolycus scomberoides</i>	<i>Hypoptopoma gulare</i>	<i>Metynnis luna</i>
<i>Hoplosternum littorale</i>	<i>Rhaphiodon vulpinus</i>	<i>Hypoptopoma incognitum</i>	<i>Myloplus rubripinnis</i>
<i>Megalechis picta</i>	Doradidae	<i>Hypostomus cf. plecostomus</i>	<i>Mylossoma albiscopium</i>
Characidae	<i>Acanthodoras spinosissimus</i>	<i>Loricariichthys acutus</i>	<i>Mylossoma aureum</i>
<i>Agoniatas anchovia</i>	<i>Agamyxis pectinifrons</i>	<i>Loricariichthys maculatus</i>	<i>Piaractus brachypomus</i>
<i>Brycon amazonicus</i>	<i>Amblyodoras affinis</i>	<i>Loricariichthys platymetopon</i>	<i>Pygocentrus nattereri</i>
<i>Brycon melanopterus</i>	<i>Anadoras grypus</i>	<i>Loricariichthys studelli</i>	<i>Serrasalmus compressus</i>
<i>Chalceus erythrurus</i>	<i>Nemadoras elongatus</i>	<i>Pterygoplichthys pardalis</i>	<i>Serrasalmus eigenmanni</i>
<i>Poptella compressa</i>	<i>Nemadoras hemipeltis</i>	<i>Sturisoma sp.</i>	<i>Serrasalmus elongatus</i>
<i>Roeboides affinis</i>	<i>Nemadoras humeralis</i>	Osteoglossidae	<i>Serrasalmus hastatus</i>
<i>Roeboides myersii</i>	<i>Opsodoras stuebelii</i>	<i>Osteoglossum bicirrhosum</i>	<i>Serrasalmus hollandi</i>
<i>Stichonodon insignis</i>	<i>Ossancora asterophysa</i>	Pimelodidae	<i>Serrasalmus maculatus</i>
Ctenoluciidae	<i>Ossancora punctata</i>	<i>Calophysus macropterus</i>	<i>Serrasalmus rhombeus</i>
<i>Boulengerella lucius</i>	<i>Oxydoras niger</i>	<i>Hemisorubim platyrhynchos</i>	<i>Serrasalmus serrulatus</i>
<i>Boulengerella maculata</i>	<i>Trachydoras nattereri</i>	<i>Hypophthalmus edentates</i>	<i>Serrasalmus sp. n. "robertsoni"</i>
Cichlidae	Engraulidae	<i>Hypophthalmus fimbriatus</i>	Sternopygidae
<i>Acarichthys heckelii</i>	<i>Jurengraulis juruensis</i>	<i>Hypophthalmus oremaculatus</i>	<i>Eigenmannia limbata</i>
<i>Acaronia nassa</i>	<i>Lycengraulis batesii</i>	<i>Pimelodina flavipinnis</i>	<i>Eigenmannia macrops</i>
<i>Aequidens tetramerus</i>	<i>Lycengraulis figueroa</i>	<i>Pimelodus blochii</i>	<i>Sternopygus macrurus</i>
<i>Astronotus crassipinnis</i>	<i>Lycengraulis grossidens</i>	<i>Pinirampus pirinampu</i>	Triportheidae
<i>Astronotus ocellatus</i>	Erythrinidae	<i>Pseudoplatystoma punctifer</i>	<i>Triportheus albus</i>
<i>Chaetobranchopsis orbicularis</i>	<i>Hoplerythrinus unitaeniatus</i>	<i>Pseudoplatystoma tigrinum</i>	<i>Triportheus angulatus</i>
<i>Chaetobranchus flavescens</i>	<i>Hoplias malabaricus</i>	<i>Sorubim elongatus</i>	<i>Triportheus auritus</i>
<i>Cichla monoculus</i>	Gasteropelecidae	<i>Sorubim lima</i>	<i>Triportheus culter</i>

Variáveis predictoras

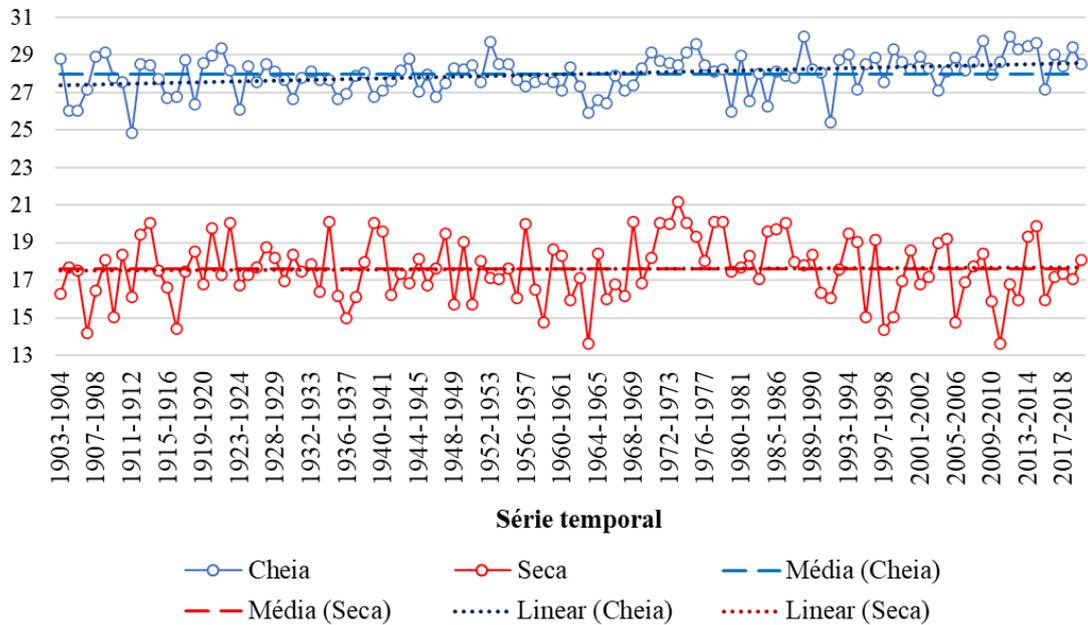


Figura S1. Variação hidrométrica durante 116 anos (1904-2020) registrada no Porto de Manaus/AM. O nível máximo e mínimo da água em metros respectivamente na cheia e seca, média e tendência linear são ilustrados.

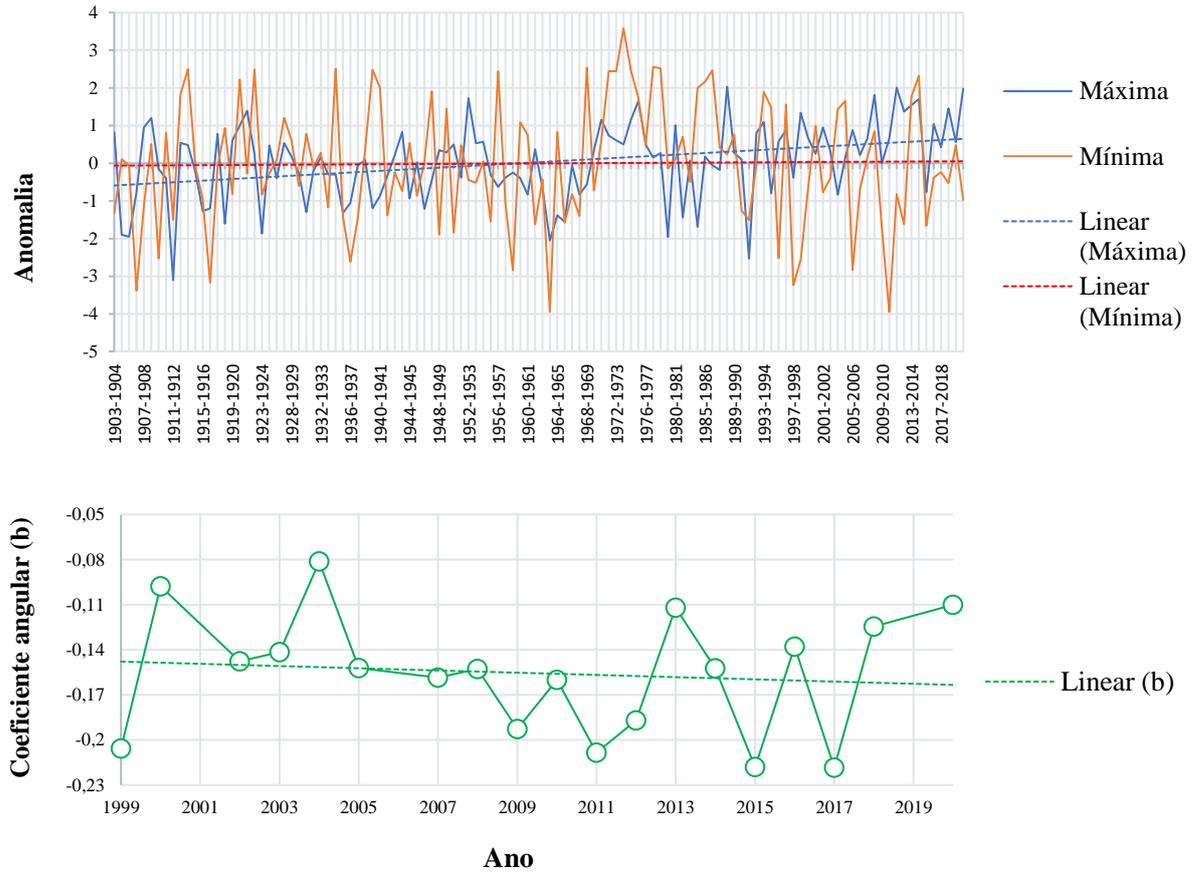


Figura S2. Anomalia máxima da cheia e mínima da seca entre os anos de 1903 e 2018, bem como velocidade da vazante (indicado pelo coeficiente angular) entre os anos de 1999 e 2020, na área de estudo. As linhas tracejadas indicam a tendência linear das variáveis citadas.

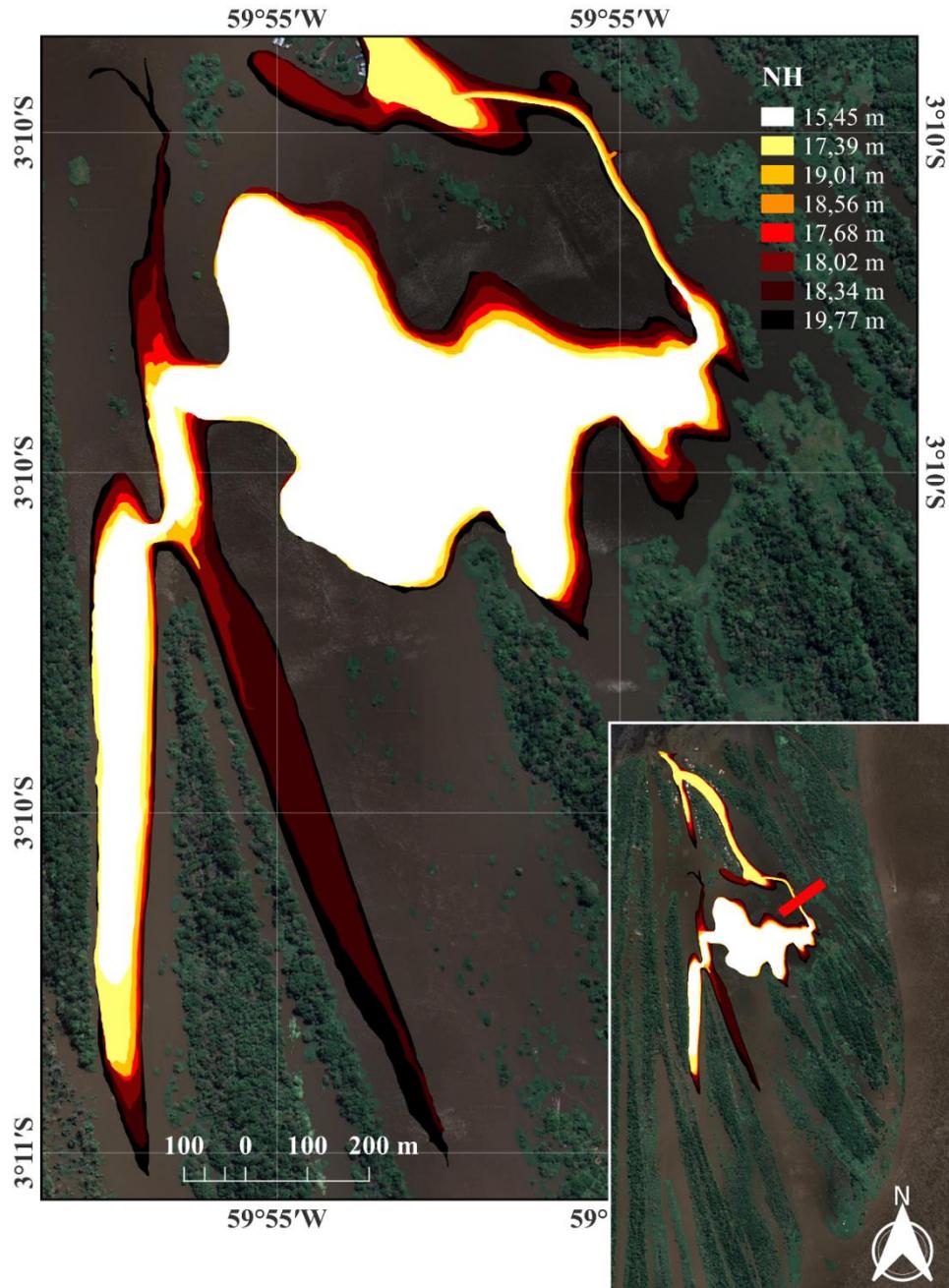


Figura S3. Área da planície central que permanece inundada sob níveis hidrométricos reduzidos. O gradiente de cores ilustra como ocorre o processo de conexão do “Poção” com as demais partes alagadas do Catalão e com o canal principal durante a seca. Diferenças na área ocupada com base nos níveis hidrométricos podem ser associados a dinâmica sedimentar do sistema, visto que a caracterização foi baseada em imagens de satélite de anos distintos. A listra vermelha indica o ponto de desconexão durante secas mais severas.

Estrutura de dominância

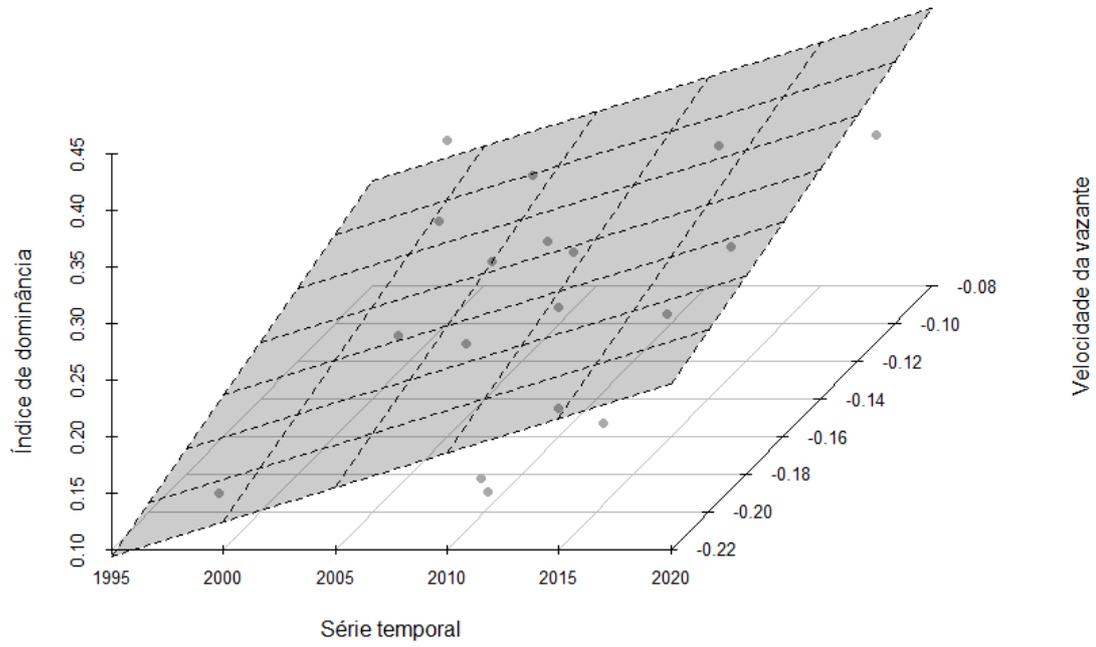


Figura S4. Interação entre as variáveis selecionadas para a elaboração do modelo que melhor explica a variação do índice de dominância.

Diversidade

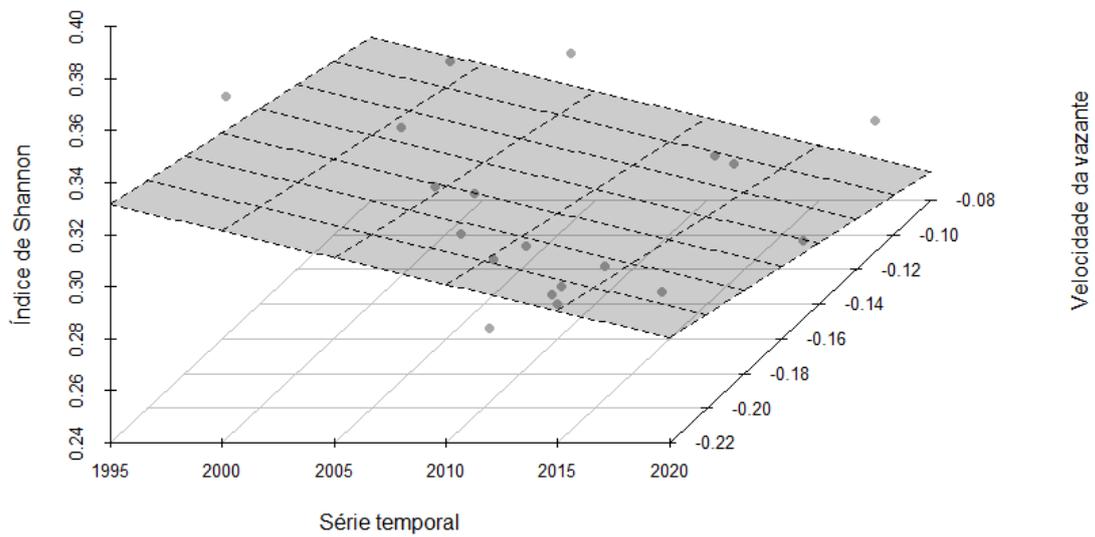


Figura S5. Interação entre variáveis selecionadas para a elaboração do modelo que melhor explica a variação do índice de Shannon.

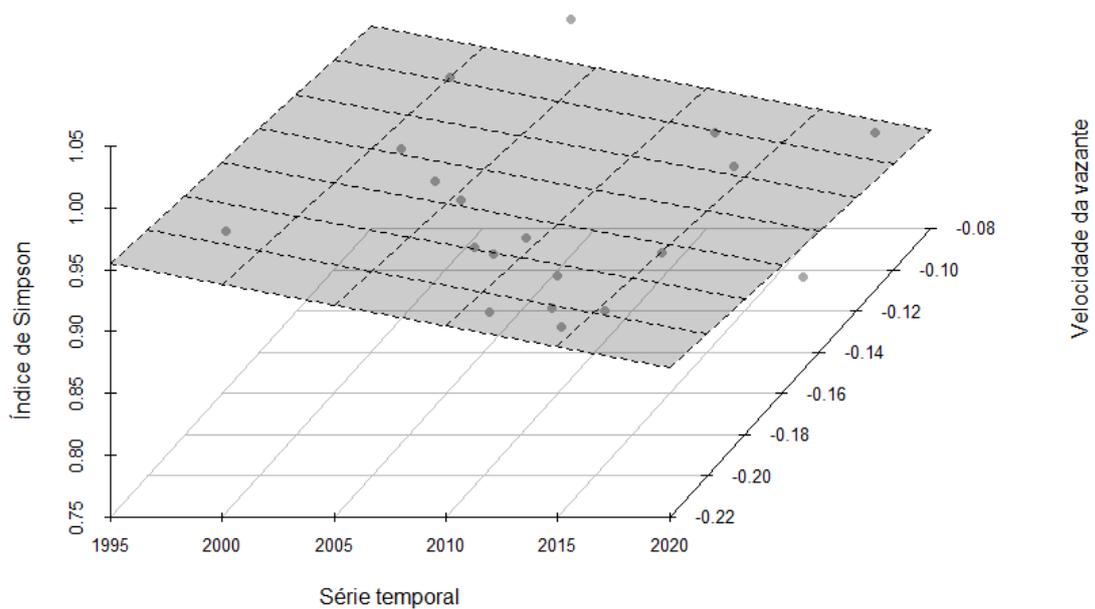


Figura S6. Interação entre variáveis selecionadas para a elaboração do modelo que melhor explica a variação do índice de Simpson.

Agrupamento de classes de dominância

	PC1	PC2
sit1	0,023100	0,041945
sit2	-0,013170	-0,066557
sit3	0,215827	0,019295
sit4	-0,015978	0,081012
sit5	0,199868	0,368121
sit6	-0,285178	0,202047
sit7	0,010908	-0,115313
sit8	-0,169918	0,063884
sit9	0,037526	0,052754
sit10	-0,025232	-0,053781
sit11	-0,073537	0,062889
sit12	-0,211095	0,067203
sit13	0,124370	-0,081202
sit14	0,202366	0,009987
sit15	-0,006882	-0,166625
sit16	-0,100456	-0,113676
sit17	0,100983	-0,026570
sit18	0,037924	-0,141604
sit19	-0,051424	-0,203809

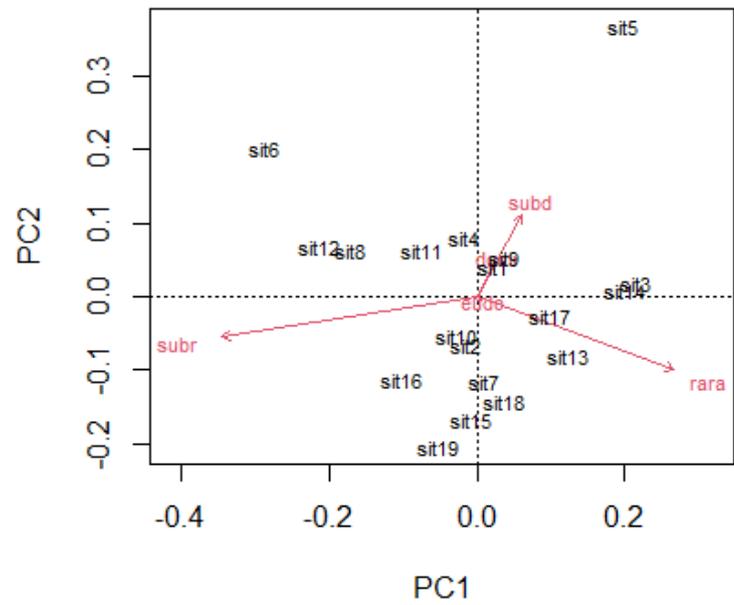


Figura S7. Primeiro e segundo eixo dos componentes principais e a ordenação destes eixos.

Flutuação populacional de *A. elongatus*

Tabela S2. Resultado da seleção do modelo baseado no AIC para *A. elongatus*. min = anomalia mínima da seca; max = anomalia máxima da cheia; vaz = velocidade da vazante; conect = conectividade lateral.

Var. dependente	Seleção do modelo	df	logLik	AICc	Delta	Weight
Abundância absoluta	abs ~ min + max	18	12.79	-14.50	0.00	0.86
	abs ~ min + max + tempo	17	12.84	-10.69	3.81	0.13
	abs ~ min + max + tempo + conect	16	12.87	-6.10	8.40	0.01
	abs ~ max + min + vaz + tempo + conect	15	12.87	-0.54	13.96	0.00
Abundância relativa	rel ~ max + min	17	23.37	-35.67	0.00	0.83
	rel ~ max + min + conect	16	23.66	-32.32	3.35	0.16
	rel ~ min + vaz + max + conect	15	23.78	-27.93	7.74	0.02
	rel ~ min + max + vaz + tempo + conect	14	23.82	-22.44	13.23	0.00

Flutuação populacional de *A. falcistrotris*

Tabela S3. Resultado da seleção do modelo baseado no AIC para *A. falcistrotris*. min = anomalia mínima da seca; max = anomalia máxima da cheia; vaz = velocidade da vazante; conect = conectividade lateral.

Var. dependente	Seleção do modelo	df	logLik	AICc	Delta	Weight
Abundância absoluta	abs ~ 1	20	22.30	-39.84	0.00	0.59
	abs ~ tempo	19	23.11	-38.63	1.22	0.32
	abs ~ tempo + conect	18	23.33	-35.80	4.05	0.08
	abs ~ min + tempo + conect	17	23.53	-32.44	7.40	0.01
	abs ~ min + vaz + tempo + conect	16	23.69	-28.37	11.47	0.00
	abs ~ min + max + vaz + tempo + conect	15	23.69	-23.20	16.65	0.00
Abundância relativa	rel ~ 1	20	29.03	-53.30	0.00	0.60
	rel ~ tempo	19	29.71	-51.82	1.48	0.29
	rel ~ tempo + conect	18	30.25	-49.63	3.67	0.10
	rel ~ min + tempo + conect	17	30.37	-46.12	7.18	0.02
	rel ~ min + vaz + tempo + conect	16	30.46	-41.91	11.39	0.00
	rel ~ min + max + vaz + tempo + conect	15	30.46	-36.75	16.56	0.00

Flutuação populacional de *Hemiodus* sp.

Tabela S4. Resultado da seleção do modelo baseado no AIC para *Hemiodus* sp. min = anomalia mínima da seca; max = anomalia máxima da cheia; vaz = velocidade da vazante; conect = conectividade lateral.

Var. dependente	Seleção do modelo	df	logLik	AICc	Delta	Weight
Abundância absoluta	abs ~ min + vaz + tempo + conect	14	21.73	-24.46	0.00	0.93
	abs ~ min + max + vaz + tempo + conect	15	21.80	-19.42	5.04	0.07
Abundância relativa	rel ~ min + vaz + tempo + conect	14	39.25	-59.50	0.00	0.93
	rel ~ min + max + vaz + tempo + conect	15	39.25	-54.32	5.17	0.07

Flutuação populacional de *P. flavipinnis*

Tabela S5. Resultado da seleção do modelo baseado no AIC para *P. flavipinnis*. min = anomalia mínima da seca; max = anomalia máxima da cheia; vaz = velocidade da vazante; conect = conectividade lateral

Var. dependente	Seleção do modelo	df	logLik	AICc	Delta	Weight
Abundância absoluta	abs ~ vaz + conect	18	22.36	-33.86	0.00	0.69
	abs ~ vaz + tempo + conect	17	23.35	-32.07	1.79	0.28
	abs ~ min + vaz + tempo + conect	16	23.35	-27.69	6.17	0.03
	abs ~ max + min + vaz + tempo + conect	15	23.69	-23.20	10.67	0.00
Abundância relativa	rel ~ min	18	32.97	-58.22	0.00	0.73
	rel ~ max + min	17	33.46	-55.85	2.38	0.22
	rel ~ max + min + conect	16	33.64	-52.27	5.95	0.04
	rel ~ min + vaz + max + conect	15	33.65	-47.67	10.56	0.00
	rel ~ min + max + vaz + tempo + conect	14	33.65	-42.11	16.12	0.00

Flutuação populacional de *P. rutiloides*

Tabela S6. Resultado da seleção do modelo baseado no AIC para *P. rutiloides*. min = anomalia mínima da seca; max = anomalia máxima da cheia; vaz = velocidade da vazante; conect = conectividade lateral.

Var. dependente	Seleção do modelo	df	logLik	AICc	Delta	Weight
Abundância absoluta	abs ~ min + max	18	23.37	-35.67	0.00	0.83
	abs ~ min + max + tempo	17	23.66	-32.32	3.35	0.16
	abs ~ min + max + tempo + conect	16	23.78	-27.93	7.74	0.02
	abs ~ max + min + vaz + tempo + conect	15	23.82	-22.44	13.23	0.00
Abundância relativa	rel ~ max + min	18	17.16	-23.47	0.00	0.83
	rel ~ max + min + conect	17	17.34	-20.06	3.41	0.15
	rel ~ min + vaz + max + conect	16	17.55	-16.09	7.38	0.02
	rel ~ min + max + vaz + tempo + conect	15	17.59	-11.00	12.48	0.00

Flutuação populacional de *T. albus*

Tabela S7. Resultado da seleção do modelo baseado no AIC para *T. albus*. min = anomalia mínima da seca; max = anomalia máxima da cheia; vaz = velocidade da vazante; conect = conectividade lateral.

Var. dependente	Seleção do modelo	df	logLik	AICc	Delta	Weight
Abundância absoluta	abs ~ min + max + tempo + conect	16	8.33	2.34	0.00	0.9
	abs ~ max + min + vaz + tempo + conect	15	8.73	6.73	4.38	0.1
Abundância relativa	rel ~ max + vaz	17	22.85	-34.84	0.00	0.71
	rel ~ max + min + vaz	16	23.54	-32.47	2.37	0.22
	rel ~ max + min + vaz + conect	15	24.47	-29.95	4.90	0.06
	rel ~ max + min + vaz + conect + tempo	14	24.59	-24.99	9.85	0.01

Flutuação populacional de *T. angulatus*

Tabela S8. Resultado da seleção do modelo baseado no AIC para *T. angulatus*. min = anomalia mínima da seca; max = anomalia máxima da cheia; vaz = velocidade da vazante; conect = conectividade lateral.

Var. dependente	Seleção do modelo	df	logLik	AICc	Delta	Weight
Abundância absoluta	abs ~ 1	20	22.30	-39.84	0.00	0.76
	abs ~ conect	19	22.33	-37.05	2.79	0.19
	abs ~ max + conect	18	22.45	-34.04	5.80	0.04
	abs ~ vaz + max + conect	17	22.52	-30.43	9.41	0.01
	abs ~ min + vaz + max + conect	16	22.71	-26.42	13.42	0.00
	abs ~ min + vaz + max + tempo + conect	15	23.69	-23.20	16.65	0.00
Abundância relativa	rel ~ 1	20	22.30	-39.84	0.00	0.76
	rel ~ tempo	19	22.33	-37.05	2.79	0.19
	rel ~ tempo + conect	18	22.36	-33.86	5.98	0.04
	rel ~ min + tempo + conect	17	22.51	-30.40	9.44	0.01
	rel ~ min + vaz + tempo + conect	16	23.69	-28.37	11.47	0.00
	rel ~ min + max + vaz + tempo + conect	15	23.69	-23.20	16.65	0.00