



UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA DE
AMBIENTES AQUÁTICOS CONTINENTAIS

RAFAELA GIACOMEL RAUBER

**Efeitos da invasão de espécies de *Cichla* nos padrões taxonômicos e
funcionais da assembleia de peixes da planície de inundação do
alto rio Paraná**

Maringá
2022

RAFAELA GIACOMEL RAUBER

Efeitos da invasão de espécies de *Cichla* nos padrões taxonômicos e funcionais da assembleia de peixes da planície de inundação do rio Paraná

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais do Departamento de Biologia, Centro de Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Maringá, como requisito parcial para obtenção do título de Doutora em Ecologia e Limnologia.

Área de concentração: Ecologia e Limnologia

Orientador: Prof. Dr. Angelo Antonio Agostinho

Coorientadora: Dr.^a Taise Miranda Lopes

Maringá
2022

"Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)"
(Biblioteca Setorial - UEM. Nupélia, Maringá, PR, Brasil)

R239e

Rauber, Rafaela Giacomet, 1991-

Efeitos da invasão de espécies de *Cichla* nos padrões taxonômicos e funcionais da assembleia de peixes da planície de inundação do alto rio Paraná / Rafaela Giacomet Rauber.-- Maringá, 2022.

103f. : il. (algumas color.).

Tese (doutorado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais)--Universidade Estadual de Maringá, Dep. de Biologia, 2022.

Orientador: Prof. Dr. Angelo Antonio Agostinho.

Coorientadora: Dr.^a Taise Miranda Lopes.

1.*Cichlaspp.* (PERCIFORMES, CICHLIDAE) "tucunaré" - Espécie introduzida - Diversidade funcional e taxonômica - Planície de inundação - Alto rio Paraná. 2. Peixes não nativos - Planície de inundação - Alto rio Paraná. 3. Invasões biológicas - Planície de inundação - Alto rio Paraná. I. Universidade Estadual de Maringá. Departamento de Biologia. Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais.

CDD 23. ed. -597.7416209816

RAFAELA GIACOMEL RAUBER

Efeitos da invasão de espécies de *Cichla* nos padrões taxonômicos e funcionais da assembleia de peixes da planície de inundação do alto rio Paraná

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais do Departamento de Biologia, Centro de Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Maringá, como requisito parcial para obtenção do título de Doutora em Ecologia e Limnologia pela Comissão Julgadora composta pelos membros:

COMISSÃO JULGADORA

Prof. Dr. Angelo Antonio Agostinho
Nupélia/Universidade Estadual de Maringá (Presidente)

Dr.^a Rafaela Vendrametto Granzotti
Universidade Federal de Goiás (UFG)

Prof.^a Dr.^a Elaine Antoniassi Luiz Kashiwaqui
Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul (UEMS)

Prof. Dr. Luiz Carlos Gomes
Nupélia/Universidade Estadual de Maringá (UEM)

Dr.^a Rosemara Fugi.
Nupélia/Universidade Estadual de Maringá (UEM)

Aprovada em: 30 de agosto de 2022.

Local de defesa: Anfiteatro Prof. “Keshiyu Nakatani”, Nupélia, Bloco G-90, *campus* da Universidade Estadual de Maringá.

AGRADECIMENTOS

Difícil tentar resumir em poucas palavras a gratidão que sinto ao encerrar esse ciclo, tudo que aprendi durante essa trajetória e as experiências que vivi. O desejo de estudar sempre esteve comigo desde a infância, mas o sonho mais desafiador naquele momento era concluir uma graduação em universidade pública. Fui a primeira pessoa da minha família a concluir uma graduação e por isso não sabia o que vinha depois, mas a vontade de buscar respostas, testar hipótese, deixar uma marquinha no mundo e a paixão pela ciência me trouxeram até aqui. Nesse período eu aprendi muito, conheci pessoas incríveis que me ajudaram nessa jornada e que foram fundamentais em meu crescimento pessoal e profissional, por isso gostaria de agradecer:

Ao meu orientador por aceitar o desafio de me orientar e me acompanhar durante toda jornada do mestrado até aqui, por todos os conselhos, puxões de orelha, que me tornaram uma pessoa e profissional melhor e mais madura.

À Taise pelo apoio, pela paciência, por me ouvir, por estar sempre disponível para tirar dúvidas, por me coorientar e dedicar seu tempo para me ajudar. Ela agarrou esse trabalho como se fosse dela e eu não poderia ter escolhido uma pessoa melhor para chegar comigo até aqui.

À banca, Dr.^a Elaine, Dr.^a Rafaela, Dr. Luiz e Dr.^a Rosemara, e aos suplentes Dr.^a Natalia e Dr. João, por se disponibilizarem a ler e contribuir com o trabalho, possibilitando o fechamento deste ciclo tão importante para mim.

Um agradecimento especial a Rafaela Granzotti, uma amiga que o mestrado me deu, tenho muito orgulho de sua trajetória e estou tendo a honra dela compor minha banca (possivelmente a primeira de doutorado). Sempre me incentivou a seguir adiante, forneceu suporte as disciplinas que cursei em Goiânia e é coautora no trabalho mais desafiador que desenvolvi durante a pós-graduação.

Ao professor Diego Correa Alves por todas as sugestões e o tempo que disponibilizou para auxiliar no trabalho.

Ao professor Luiz Gomes pelos conselhos em estatística e por acompanhar minha jornada desde o mestrado.

Às meninas do laboratório, Anielly, Elida, Mirtha e Rosa, pela ajuda nessa rota final que foi fundamental para chegar até aqui.

À todos os professores, auxiliares, técnicos, secretários, bibliotecários e demais funcionários do Nupélia por todos os ensinamentos e auxílios essenciais.

Aos pescadores, Tião, Tato, Tuti, Gazo, Valdecir e Chiquinho por tudo que me ensinaram em campo, pelos arranhões e espinhos que me fizeram mais “casca grossa” como vocês diziam, e a Valdice pela deliciosa comida, todos os momentos que compartilhei com vocês durante após-graduação foram de grande aprendizado, muito obrigada!

As secretárias do curso, Bete e Jocemara, que sempre estavam presentes para tirar dúvidas e nos ouvir com carinho, apoio e respeito.

Ao professor NeucirSzinwelski, por me permitir realizar o estágio com suas turmas de graduação na UNIOESTE, minha primeira casa, e contribuir com minha formação.

Aos meus alunos, Arielli e Giovanni, que tive o prazer de coorientar durante a graduação e me permitiram uma experiência incrível e enorme crescimento pessoal e profissional.

Aos meus amigos por todo apoio, por serem meu braço direito durante toda caminhada.

Um agradecimento especial a Patricia Iatskiu, a Pati, uma irmã que o doutorado me deu e que esteve comigo do início ao fim dessa jornada e ao Felipe por compartilhar comigo essa jornada, dividindo medos, anseios e vitórias.

À Larissa Strictar pelos conselhos, pela amizade e apoio.

À Luana Wagner pela amizade e por ter me dado a honra de ser madrinha da Gabi.

À Mirtha, Lidi e a Elida pela parceria e pela cama quentinha nas vindas a Maringá.

Aos meus Pais, Henrique e Salete, sempre presentes, por me apoiarem, por acreditarem em mim, por me criarem com igualdade e por me ensinarem a não ter medo.

À minhas irmãs, Isabela e Ana, por apoiarem minhas maluquices e por participarem sempre da minha vida.

Ao meu companheiro Willian por acompanhar minha jornada, nunca ter me deixado desistir, pelos todos os conselhos e carinho.

Aos meus avós Atílio e Selma, a minha sogra Marilene, minha madrinha Clarice por todo o apoio.

À minha filha postiça, Maria Izabelly, aos meus sobrinhos, Davi, Gugu e Manu e a minha afilhada Gabi por serem minha dose de alegria e me ajudarem a descarregar a carga do dia a dia.

À Deus, que mesmo por linhas tortas me encaminhou para o melhor caminho, me dando paciência, discernimento e forças para chegar ao fim dessa jornada.

Este estudo foi realizado com apoio financeiro da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior Brasil - (CAPES) – Código de Financiamento 001.

“Não é sobre chegar no topo do mundo
E saber que venceu
É sobre escalar e sentir
Que o caminho te fortaleceu“
(Ana Vilela)

Efeitos da invasão de espécies de *Cichla* nos padrões taxonômicos e funcionais da assembleia de peixes da planície de inundação do alto rio Paraná

RESUMO

Espécies invasoras provocam perdas de diversidade nos locais introduzidos. As espécies do gênero *Cichla*, popular tucunaré, são conhecidas por um comportamento voraz que faz delas alvo na pesca esportiva e predadoras com grandes impactos negativos nos locais introduzidos. Existe polêmica em torno da espécie, uma vez que a literatura científica aponta cada vez mais impactos e a legislação busca formas de aumentar as introduções, gerando pressão de propágulos e proibindo a pesca nos locais invadidos. Adicionalmente, os trabalhos em sua maioria são pontuais e em locais antropizados como reservatórios. Investigou-se como a abundância de indivíduos de *Cichla* afetam a assembleia de uma planície de inundação ao longo de uma série temporal. Foram investigados os efeitos da *Cichla* sobre atributos taxonômicos da assembleia (riqueza, equitabilidade, diversidade, abundância e comprimento do corpo) e sobre a composição das espécies (diversidade beta). Adicionalmente, são investigados os efeitos da *Cichla* sobre índices funcionais da assembleia (riqueza funcional, equitabilidade funcional, divergência funcional e dispersão funcional). Os impactos de *Cichla* foram evidentes nas alterações das diversidades beta e funcional. *Cichla* auxiliou no processo de homogeneização da fauna, aumentando o aninhamento e reduzindo o turnover. Adicionalmente, aumentou as espécies com traços similares e mais comuns e reduziu as espécies com traços raros, reduzindo a dispersão, equitabilidade, riqueza e divergência funcional, vale ressaltar que alguns resultados apareceram com atraso, ou seja, alguns impactos podem levar um tempo para aparecer na assembleia invadida. Os resultados mostraram que as espécies de *Cichla* são capazes de alterar padrões de diversidade mesmo em ambientes naturais com grande diversidade de habitats e espécies, causando perdas ecológicas que acarretam grandes perdas econômicas e ecossistêmicas.

Palavras-chave: Diversidade funcional. Diversidade taxonômica. Invasões biológicas. Predador. Peixe não nativo.

Effects of invasive *Cichla* species on taxonomic and functional patterns of the upper Paraná River floodplain fish assemblage

ABSTRACT

Invasive species cause loss of diversity in introduced sites. Species of the genus *Cichla*, popular tucunaré or peacock bass, are known for their voracious behavior that makes them a target in sport fishing and a predator with great negative impacts on introduced sites. There is a visible controversy around the species, since the scientific literature points out more and more impacts and the legislation seek ways to increase introductions, generating propagule pressure and prohibiting fishing in invaded places. In addition, most papers are punctual and in anthropized places such as reservoirs. Thus, we investigated how the abundance of *Cichla* individuals affects the assemblage of a floodplain over a time series. We investigated the effects of *Cichla* on taxonomic attributes of the assemblage (richness, evenness, diversity, abundance, and body length) and on species composition (beta diversity). In addition, the effects of *Cichla* on functional indices of the assemblage (functional richness, functional equitability, functional divergence, and functional dispersion) are investigated. *Cichla* impacts were evident in changes in beta and functional diversities. *Cichla* helped in the fauna homogenization process, increasing nestedness and reducing turnover. Additionally, it increased species with similar and more common traits and reduced species with rare traits, reducing dispersion, evenness, richness and functional divergence, it is worth noting that some results appeared with a delay, that is, some impacts make some time to appear in the invaded assembly. Our results showed that *Cichla* species are capable of changing diversity patterns even in natural environments with great diversity of habitats and species, causing ecological losses that can lead to large economic and ecosystem losses.

Keywords: Biological invasions. Functional diversity. Non-native fish. Predator. Taxonomic diversity.

Tese elaborada e formatada conforme as normas de publicações científicas:
Neotropical Ichthyology, disponível em:
<<https://www.scielo.br/journal/ni/about/>>
Functional Ecology, disponível em:
<<https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/hub/journal/13652435/author-guidelines>>

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO GERAL	12
REFERÊNCIAS	15
2 ALTERAÇÕES NA ESTRUTURA DA ASSEMBLEIA DE PEIXES E REDUÇÃO DOS INDIVÍDUOS DE PEQUENO PORTE CAUSADOS PELA INVASÃO DE CICHLA EM UMA PLANÍCIE DE INUNDAÇÃO NEOTROPICAL	22
2.1 Introdução	24
2.2 Material e métodos	26
2.2.1 Área de estudo	26
2.2.2 Amostragem	26
2.2.3 Análise de dados.....	26
2.2.4 Efeito da Cichla sobre atributos da comunidade	26
2.2.5 Efeito da Cichla sobre a composição de espécies	30
2.2.6 Efeito de Cichla sobre as classes de comprimento.....	30
2.3 Resultados	31
2.3.1 Efeito de Cichla sobre atributos de comunidade	326
2.3.2 Efeito de Cichla sobre a composição de espécies	326
2.3.3 Efeito de Cichla sobre as classes de tamanho	26
2.4 Discussão	34
REFERÊNCIAS	37
APÊNDICE A –Lista de espécies, gráficos adicionais e estimativas dos modelos	44
3 ALTERAÇÕES NOS ATRIBUTOS FUNCIONAIS DE PEIXES EM RESPOSTA A ESPÉCIE INVASORA ESTUDADOS AO LONGO DE UMA SÉRIE TEMPORAL DE 18 ANOS	56
3.1 Introdução	58
3.2 Metodologia	61
3.2.1 Área de estudo	26
3.2.2 Coleta dos peixes.....	261
3.2.3 Características funcionais das espécies de peixes	626
3.2.4 Variáveis abióticas	263
3.2.5 Índices de diversidade funcional	263
3.2.6 Análise de dados.....	264
3.2.6.1 Índices funcionais	264
3.2.6.2 Correlações cruzadas	264
3.2.6.3 Análise de redundância (RDA).....	267
3.3 Resultados	68
3.3.1 Índices funcionais	268
3.3.2 Correlações cruzadas comuns.....	26
3.3.3 Correlações cruzadas pré-branqueadas.....	26
3.3.4 Análise de redundância (RDA)	26
3.4 Discussão	76
REFERÊNCIAS	26
APÊNDICE B - Lista de espécies, descritores e traços funcionais.....	89
4 CONCLUSÕES	98

5 MEMORIAL	98
NOTA INFORMATIVA COMPLEMENTAR - Lista de artigos publicados durante o desenvolvimento do doutorado	100

1 INTRODUÇÃO GERAL

Com o reconhecimento da importância da ecologia de invasões após a publicação do clássico “*The Ecology of Invasions by Animals and Plants*” (A Ecologia de Invasões por Animais e Plantas), por Charles S. Elton em 1958, esse campo tem se destacado como um dos mais polêmicos em ecologia (Richardson & Pyšek, 2011). A introdução de espécies não nativas é um problema global, considerada uma das principais causas de perda de biodiversidade em ambientes de água doce (Cucherousset & Olden, 2011; Dudgeon, 2010; Rahel, 2007).

As espécies invasoras são responsáveis por grandes impactos negativos na composição das comunidades aquáticas (Pimentel *et al.*, 2005; Rocha, Espíndola, 2005; Sharma *et al.*, 2011; Thomaz *et al.*, 2015). Entre os impactos ocasionados por introduções, destaca-se a introdução de novos predadores (Bampfyld, Lewis, 2007; Pelicice *et al.*, 2015; Yonekura *et al.*, 2007), a competição por recursos (Blanchet *et al.*, 2007), alteração da estrutura do *habitat* (McDowall, 2006), transmissão de novas doenças (Gozlan, 2008), hibridização (Gasques *et al.*, 2014), alterações a nível genético e impactos sobre as funções e serviços ecossistêmicos (Cucherousset, Olden, 2011). Além de impactos econômicos na agricultura, pesca e comércio internacional (Lovell *et al.*, 2006).

A introdução de peixes em ecossistemas de água doce ocorre por diversos motivos, como escapes decorrentes de atividades de piscicultura (Casimiro *et al.*, 2018; Orsi & Agostinho, 1999; Ortega *et al.*, 2015), uso de iscas vivas na pesca esportiva (Banha, Anastácio, 2015; Orsi, Britton, 2014), programas de estocagem e solturas deliberadas (Clavero *et al.*, 2013; Pelicice *et al.*, 2017), quebras de barreiras geográficas como alagamento de grandes quedas (Agostinho *et al.* 2007; Hoeinghaus *et al.* 2008) e a transposição de água entre bacias hidrográficas (Garcia *et al.*, 2015).

Entre as espécies introduzidas em todo o mundo, destacam-se os tucunarés, espécies do gênero *Cichla* (Briñez *et al.*, 2012; Franco *et al.*, 2021; Franco *et al.*, 2022a; Kovalenko *et al.*, 2010; Winemiller 2021), composto por nove espécies (Winemiller *et al.*, 2021). Duas espécies de *Cichla* são encontradas na planície de inundação do alto rio Paraná, nossa área de estudo, *Cichla kelberi* Kullander & Ferreira, 2006 e *Cichla piquiti* Kullander & Ferreira 2006 (Ota *et al.*, 2018). Este gênero é nativo de rios e lagos da Amazônia, Orinoco e bacias de drenagem ao longo da costa nordeste da América do Sul (Winemiller *et al.*, 2021). Essas espécies são comumente introduzidas para pesca esportiva, dada sua performance desejável durante a captura, sendo considerado um peixe “lutador”, com alta agressividade, atacando com avidez as iscas artificiais (Briñez *et al.*, 2012; Franco *et al.*, 2021; Franco *et al.*, 2022b; Winemiller *et*

al., 2021). Apresentam preferência por locais lênticos, o que favorece seu estabelecimento em lagoas e reservatórios, apresentando comportamento territorial e agressivo, (Agostinho *et al.*, 2021; Franco *et al.*, 2021; Franco *et al.*, 2022a; Winemiller *et al.*, 2021), o que explica a alta taxa de sucesso na colonização de novos ambientes. Seu potencial invasivo também é influenciado pela sua performance competitiva, plasticidade fenotípica e cuidado biparental (Franco *et al.*, 2022a; Pelicice, Agostinho, 2009; Winemiller *et al.*, 2021). Sua dieta piscívora é caracterizada por grande amplitude trófica (Martó *et al.*, 2015; Pereira *et al.*, 2015), embora haja preferência por peixes de pequeno porte (Fugi *et al.*, 2008; Jepsen *et al.*, 1997; Latini, Petre, 2004; Zaret, Paine, 1973).

Os efeitos que uma espécie invasora causa na biodiversidade têm sido analisados considerando diferentes facetas da diversidade, abrangendo atributos taxonômicos, filogenéticos e funcionais (Kuczynski *et al.*, 2018; Loiseau & Gaertner, 2015; Zhao *et al.*, 2019). A diversidade taxonômica avalia a composição e o número de espécies (riqueza e abundância) em uma assembleia e a diversidade funcional quantifica a variedade de características funcionais dentro da assembleia (Kuczynski *et al.*, 2018), que está diretamente relacionada às funções que uma espécie desempenha no ecossistema (Petchey, Gaston, 2006; Villéger *et al.*, 2010), que pode ser única ou compartilhada com outras espécies (Cianciaruso *et al.*, 2009). A maior parte dos estudos com espécies invasoras apontam os efeitos sobre a diversidade taxonômica (Olden *et al.*, 2018; de Souza *et al.*, 2021), sendo que o campo da diversidade funcional cresceu muito nos últimos anos (de Souza *et al.*, 2021), no entanto ainda existem muitas lacunas no conhecimento na área. Estas lacunas podem estar relacionadas a dificuldade de medir as funções de um ecossistema em campo (Leal *et al.*, 2021) e a facilidade em utilizar índices baseados em riqueza (Loiseau, Gaertner, 2015).

Muitos estudos têm demonstrado os impactos de *Cichla* em ambientes antropizados (Alves, Barthem, 2008; Bower *et al.*, 2016; Franco *et al.*, 2022b; Gomiero *et al.*, 2009; Pelicice *et al.*, 2015; Sastraprawira *et al.*, 2020; Sharpe *et al.*, 2021), mas pouco ainda se conhece sobre seus impactos em ambientes naturais. Esses ambientes possuem grande diversidade de habitats e espécies, tendo influência de uma profusão de variáveis e interações biológicas (Moi *et al.*, 2021; Pelicice *et al.*, 2015). Fatores ambientais estruturam esses ambientes (Rodríguez *et al.*, 2020), sendo o pulso de inundação a principal força atuando sobre estes ambientes, determinando sua estrutura e regulando seus processos e funcionamento (Agostinho *et al.*, 2013; Junk *et al.*, 1989, 2021). Um dos maiores desafios para entender as consequências de invasões biológicas é a falta de séries históricas que evidenciam as alterações temporais (de

Souza *et al.*, 2021), o que limita o conhecimento sobre os efeitos de *Cichla* sobre a ictiofauna em planícies de inundação. A planície de inundação do alto rio Paraná é monitorada a 20 anos pelo programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração – PELD - sítio 6 (CNPq). Séries históricas podem auxiliar a responder perguntas ecológicas que não seria possível com estudos pontuais (Lohner, Dixon, 2013).

Embora a introdução de espécies seja um fenômeno que ainda gere discordância na comunidade científica sobre seus possíveis impactos (Simberloff, 2014; Hambler, 2015; Pereyra, 2016), a experiência demonstra que introduções, em seus casos extremos e negativos, possuem efeitos irreversíveis, o que modifica toda a estrutura ambiental e, conseqüentemente os serviços ambientais aos quais a humanidade tanto depende, sendo esses efeitos, no mínimo imprevisíveis. No caso das espécies de *Cichla*, suas introduções geralmente são catastróficas e uma vez estabelecidas, essas espécies rapidamente tornam-se dominantes, o que leva várias populações a reduções em suas abundâncias, com alterações na composição de espécies e extinções locais (Latini e Petrete-Jr, 2004; Fugi *et al.* 2008; Pelicice e Agostinho, 2009; Pelicice *et al.* 2015). Apesar dos conhecidos impactos, as espécies do gênero ainda são introduzidas em unidades de conservação e protegidas, equivocadamente por leis fora de sua área nativa (Ota *et al.*, 2019). Tendo em vista a necessidade de compreender melhor os efeitos do gênero *Cichla* sobre diferentes facetas da diversidade em ecossistema de planície de inundação, e sabendo que medidas de manejo e de mitigação dos impactos de espécies introduzidas são mais efetivas com maior conhecimento acerca das introduções em questão (Simberloff *et al.* 2013; Simberloff, 2014; Cassemiro, 2017), o objetivo foi avaliar a influência da abundância de *Cichla* (tucunarés) na diversidade local (atributos taxonômicos e funcionais) e na diversidade regional (i.e., diversidade beta) sobre a assembleia de peixes da planície de inundação do alto rio Paraná ao longo de uma série temporal. Nessa planície os primeiros registros de *Cichla* foram em 1985 (Gasques *et al.*, 2014), no entanto, os estudos conduzidos na região desde o ano de 1986 indicam que foi apenas a partir do ano de 2000 que a abundância deste gênero começou a aumentar expressivamente.

A primeira abordagem investiga os efeitos da *Cichla* sobre atributos taxonômicos da assembleia de peixes (riqueza, equitabilidade, diversidade, abundância e comprimento do corpo) e na composição das espécies (diversidade beta). Na segunda abordagem, são investigados os efeitos da *Cichla* sobre índices funcionais da assembleia (riqueza funcional, equitabilidade funcional, divergência funcional e dispersão funcional). Estes mesmos índices foram avaliados através de análises de série temporal para identificar possíveis atrasos nas

relações. Adicionalmente, são avaliadas a influência da abundância de *Cichla* e das variáveis abióticas sobre as características funcionais da assembleia de peixes.

Na primeira abordagem demonstrou-se que a introdução de *Cichla* altera a estrutura e a composição da assembleia de peixes, devido ao hábito alimentar piscívoro e a alta voracidade das espécies do gênero. O aumento da abundância de *Cichla* reduziu a diversidade β total, associada à redução do turnover de espécies e o aumento do aninhamento. O aumento da abundância de *Cichla* também reduziu as classes de comprimento menores da assembleia.

Na segunda abordagem observou-se que a introdução de *Cichla* gerou alterações nos atributos funcionais da assembleia, com alterações imediatas para equitabilidade funcional e dispersão funcional, com a extensão deste efeito após um ano e meio. Para divergência funcional os efeitos foram evidentes após um ano e meio e sete anos, e para riqueza funcional apenas após um ano e meio. As principais características funcionais que foram influenciadas negativamente pela abundância de *Cichla* foram as espécies consideradas presas, com forrageamento diurno e uso de habitat pelágico. Estas características também são afetadas negativamente pela transparência e temperatura da água. A abundância de *Cichla* pode desestabilizar toda a comunidade, sendo que medidas para reduzir a pressão de propágulos e auxiliar no controle das populações de *Cichla* na área invadida são urgentes.

REFERÊNCIAS

Agostinho AA, Gomes LC, Bonecker CC, Thomaz SM. Padrões e variação de longo prazo na Planície de Inundação do alto rio Paraná. In: Tabarelli M; RCFD, Romanowski HP, Rocha O, Lacerda LD, editors. PELD – CNPq: dez anos do Programa de Pesquisas Ecológicas de longa duração do Brasil: achados, lições e perspectivas. Recife-PE: Universitária da UFPE; 2013. p.446.

Agostinho AA, Ortega JCG, Bailly D, Graça WJ, Pelicice FM, Júlio Jr. HF. Introduced Cichlids in the Americas: Distribution Patterns, Invasion Ecology, and Impacts. In: Abate ME., Noakes DLG, editors. The Behavior, Ecology and Evolution of Cichlid Fishes. Springer Netherlands; 2021. p.313–61.

Alves MCB, Barthem RB. The freshwater fishery based on peacock bass *Cichla* spp. (Perciformes, Cichlidae) on the reservoir in the Tucuruí hydroelectric dam, in the Tocantins river, Pará State. Boletim Do Instituto de Pesca Sao Paulo. 2008; 34(4):553–61.

Bampfylde CJ, Lewis MA. Biological control through intraguild predation: case studies in pest control, invasive species and range expansion. *Bull Math Biol.* 2007; 69(3):1031–66. doi: <https://doi.org/10.1007/S11538-006-9158-9>.

Banha F, Anastácio PM. Live bait capture and crayfish trapping as potential vectors for freshwater invasive fauna. *Limnologica.* 2015; 51:63–9. doi: <https://doi.org/10.1016/J.LIMNO.2014.12.006>.

Bower SD, Danylchuk AJ, Brownscombe JW, Thiem JD, Cooke SJ. Evaluating effects of catch-and-release angling on peacock bass (*Cichlaocellaris*) in a Puerto Rican reservoir: A rapid assessment approach. *Fisheries Research.* 2016; 175:95–102. doi: <https://doi.org/10.1016/J.FISHRES.2015.11.014>.

Briñez B, Júlio HF, Alves Pinto Prioli SM, Cintra Maniglia T, José Prioli A. Molecular identification of *Cichla* (Perciformes: Cichlidae) introduced in reservoirs in Southern Brazil. *Acta Scientiarum Biological Sciences.* 2012; 35(2):233–9. doi: <https://doi.org/10.4025/actascibiolsci.v35i2.10684>.

Casemiro, F. A., Bailly, D., da Graça, W. J. and Agostinho, A. A. The invasive potential of tilapias (Osteichthyes, Cichlidae) in the Americas. *Hydrobiologia*, 2017, 1-22.

Casimiro ACR, Garcia DAZ, Vidotto-Magnoni AP, Britton JR, Agostinho ÂA, de Almeida FS, et al. Escapes of non-native fish from flooded aquaculture facilities: the case of Paranapanema River, southern Brazil. *Zoologia (Curitiba).* 2018; 35. doi: <https://doi.org/10.3897/ZOOLOGIA.35.E14638>.

Cianciaruso MV, Silva IA, Batalha MA. Diversidades filogenética e funcional: novas abordagens para a Ecologia de comunidades. *Biota Neotropica.* 2009; 9(3):93–103. doi: <https://doi.org/10.1590/S1676-06032009000300008>.

Clavero M, Hermoso V, Aparicio E, Godinho FN. Biodiversity in heavily modified waterbodies: native and introduced fish in Iberian reservoirs. *Freshwater Biology.* 2013; 58(6):1190–201. doi: <https://doi.org/10.1111/FWB.12120>.

Cucherousset J, Olden JD. Ecological Impacts of Nonnative Freshwater Fishes. *Fisheries (Bethesda).* 2011; 36(5):215–30. doi: <https://doi.org/10.1080/03632415.2011.574578>.

Dudgeon D. Requiem for a river: extinctions, climate change and the last of the Yangtze. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems.* 2010; 20:127–31. doi: <https://doi.org/10.1002/aqc.1098>.

Franco A.C.S., García-Berthou E, Santos LND. Ecological impacts of an invasive top predator fish across South America. *Science of the Total Environment*. 2021; 761. doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143296>.

Franco ACS, Petry AC, Tavares MR, Fátima Ramos Guimarães T, Santos LN. Global distribution of the South American peacock basses *Cichla* spp. follows human interference. *Fish and Fisheries*. 2022b; 23(2):407–21. doi: <https://doi.org/10.1111/faf.12624>.

Fugi R, Luz-Agostinho KDG, Agostinho AA. Trophic interaction between an introduced (peacock bass) and a native (dogfish) piscivorous fish in a Neotropical impounded river. *Hydrobiologia*. 2008; 607(1):143–50. doi: <https://doi.org/10.1007/s10750-008-9384-2>.

Garcia DAZ, Hernandez MC, Silva-Souza ÂT, Orsi ML. Estabelecimento de predador não nativo (Pisces, Erythrinidae) em tributário da bacia do Alto rio Paraná, sul do Brasil. *Neotropical Biology and Conservation*. 2015; 10(3):177–81. doi: <https://doi.org/10.4013/NBC.2015.103.08>.

Gasques LS, Fabrin TMC, Prioli SMAP, Prioli AJ. A introdução do gênero *Cichla* (block e schneider, 1801) na planície de inundação do alto rio Paraná. *Arquivos de Ciências Veterinárias e Zoologia Da UNIPAR*. 2014; 17(4):261–6. doi: <https://doi.org/10.25110/ARQVET.V17I4.5027>.

Gomiero LM, Junior VGA, Naous F. Reproduction of *Cichla kelberi* Kullander and Ferreira, 2006 introduced into an artificial lake in southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*. 2009; 69(1):175–83. doi: <https://doi.org/10.1590/S1519-69842009000100023>.

Gozlan RE. Introduction of non-native freshwater fish: is it all bad? *Fish and Fisheries*. 2008; 9(1):106–15. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1467-2979.2007.00267.x>.

Hambler, C. Evidence-based or evidence blind? *ECOS*, 2015, 36:23–24.

Hoeinghaus, D. J., Winemiller, K. O., & Agostinho, A. A. (2008). Hydrogeomorphology and river impoundment affect food-chain length of diverse Neotropical food webs. *Oikos*, 117(7), 984–995. <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2008.16459.x>

Jepsen DB, Winemiller KO, Taphorn DC. Temporal patterns of resource partitioning among *Cichla* species in a Benezuelan blackwater river. *Journal of Fish Biology*. 1997; 51(6):1085–108. doi: <https://doi.org/10.1006/jfbi.1997.0525>.

Junk W, Bayley P, Sparks R. The Flood Pulse Concept in River-Floodplain Systems. *Can. Spec. Public Fish. Aquat. Sci.*, vol. 106. 1989.

Junk WJ, Cunha ND, Thomaz SM, Agostinho AA, Ferreira FA, Filho EEDS, et al. Macrohabitat classification of wetlands as a powerful tool for management and protection: The

example of the Paraná River floodplain, Brazil. *Ecohydrology and Hydrobiology*. 2021; 21(3):411–24. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecohyd.2021.05.006>.

Kovalenko KE, Dibble ED, Agostinho AA, Pelicice FM. Recognition of non-native peacock bass, *Cichlanelberis* by native prey: testing the naiveté hypothesis. *Biological Invasions*. 2010; 12(9):3071–80. doi: <https://doi.org/10.1007/s10530-010-9698-7>.

Kuczynski L, Côte J, Toussaint A, Brosse S, Buisson L, Grenouillet G. Spatial mismatch in morphological, ecological and phylogenetic diversity, in historical and contemporary European freshwater fish faunas. *Ecography*. 2018; 41(10):1665–74. doi: <https://doi.org/10.1111/ecog.03611>.

Latini AO, Petrere M. Reduction of a native fish fauna by alien species: an example from Brazilian freshwater tropical lakes. *Fisheries Management and Ecology*. 2004; 11(2):71–9. doi: <https://doi.org/10.1046/j.1365-2400.2003.00372.x>.

Leal LB, Hoeninghaus DJ, Compson ZG, Agostinho AA, Fernandes R, Pelicice FM. Changes in ecosystem functions generated by fish populations after the introduction of a non-native predator (*Cichla kelberi*) (perciformes: Cichlidae). *Neotropical Ichthyology*. 2021; 19(3). doi: <https://doi.org/10.1590/1982-0224-2021-0041>.

Lohner TW, Dixon DA. The value of long-term environmental monitoring programs: an Ohio River case study. *Environmental Monitoring and Assessment*. 2013; 185(11):9385–96. doi: <https://doi.org/10.1007/s10661-013-3258-4>.

Loiseau N, Gaertner JC. Indices for assessing coral reef fish biodiversity: the need for a change in habits. *Ecology and Evolution*. 2015; 5(18):4018–27. doi: <https://doi.org/10.1002/ECE3.1619>.

Lovell SJ, Stone SF, Fernandez L. The Economic Impacts of Aquatic Invasive Species: A Review of the Literature. *Agricultural and Resource Economics Review*. 2006; 35(1):195–208. doi: <https://doi.org/10.1017/S1068280500010157>.

Marto VC de O, Akama A, Pelicice FM. Feeding and reproductive ecology of *Cichlapiquiti* Kullander & Ferreira, 2006 within its native range, Lajeado reservoir, rio Tocantins basin. *Neotropical Ichthyology*. 2015; 13(3):625–36. doi: <https://doi.org/10.1590/1982-0224-20140165>.

McDowall RM. Crying wolf, crying foul, or crying shame: alien salmonids and a biodiversity crisis in the southern cool-temperate galaxioid fishes? *Reviews in Fish Biology and Fisheries*. 2006; 16(3–4):233–422. doi: <https://doi.org/10.1007/s11160-006-9017-7>.

Moi DA, Alves DC, Figueiredo BRS, Antikeira PAP, Teixeira de Mello F, Jeppesen E, et al. Non-native fishes homogenize native fish communities and reduce ecosystem multifunctionality in tropical lakes over 16 years. *Science of the Total Environment*. 2021; 769. doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144524>.

Olden JD, Comte L, Giam X. The Homogocene: a research prospectus for the study of biotic homogenisation. *NeoBiota* 37: 23-36. 2018; 37(37):23–36. doi: <https://doi.org/10.3897/NEOBIOTA.37.22552>.

Orsi ML, Agostinho AA. Introdução de espécies de peixes por escapes acidentais de tanques de cultivo em rios da Bacia do Rio Paraná, Brasil. *Revta Bras Zool*. 1999; 16(2):557–60.

Orsi ML, Britton JR. Long-term changes in the fish assemblage of a neotropical hydroelectric reservoir. *J Fish Biol*. 2014; 84(6):1964–70. doi: <https://doi.org/10.1111/JFB.12392>.

Ortega JCG, Júlio HF, Gomes LC, Agostinho AA. Fish farming as the main driver of fish introductions in Neotropical reservoirs. *Hydrobiologia*. 2015; 746(1):147–58. doi: <https://doi.org/10.1007/s10750-014-2025-z>.

Ota RR, Frota A, Oliveira AG, Nardi G, Proença HC, Message HJ, et al. Brazilian fish fauna threatened by a proposal for a new law protecting invaders. *Biodiversity and Conservation*. 2019; 28(3):787–9. doi: <https://doi.org/10.1007/s10531-018-1683-y>.

Ota R, de Carvalho Deprá G, Júnio Da Graça W, Pavanelli CS. Peixes da planície de inundação do alto rio Paraná e áreas adjacentes: revised, annotated and updated. *Neotropical Ichthyology*. 2018; 16(2):170094. doi: <https://doi.org/10.1590/1982-0224-20170094>.

Pelicice FM, Agostinho AA. Fish fauna destruction after the introduction of a non-native predator (*Cichlakelberi*) in a Neotropical reservoir. *Biological Invasions*. 2009; 11:1789–801. doi: <https://doi.org/10.1007/s10530-008-9358-3>.

Pelicice FM, Azevedo-Santos VM, Vitule JRS, Orsi ML, Lima Junior DP, Magalhães ALB, et al. Neotropical freshwater fishes imperilled by unsustainable policies. *Fish and Fisheries*. 2017; 18(6):1119–33. doi: <https://doi.org/10.1111/faf.12228>.

Pelicice FM, Latini JD, Agostinho AA. Fish fauna disassembly after the introduction of a voracious predator: main drivers and the role of the invader's demography. *Hydrobiologia*. 2015; 746(1):271–83. doi: <https://doi.org/10.1007/S10750-014-1911-8/FIGURES/3>.

Pereira LS, Agostinho AA, Gomes LC. Eating the competitor: a mechanism of invasion. *Hydrobiologia*. 2015; 746(1):223–31. doi: <https://doi.org/10.1007/s10750-014-2031-1>.

Pereyra, P. J. Revisiting the use of the invasive species concept: An empirical approach. *Austral Ecology*, 2016, 41(5) 519–528.

Petchey OL, Gaston KJ. Functional diversity: back to basics and looking forward. *Ecology Letters*. 2006; 9(6):741–58. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2006.00924.x>.

Pimentel D, Zuniga R, Morrison D. Update on the environmental and economic costs associated with alien-invasive species in the United States. *Ecological Economics*. 2005; 52(3):273–88. doi: <https://doi.org/10.1016/J.ECOLECON.2004.10.002>.

Rahel FJ. Biogeographic barriers, connectivity and homogenization of freshwater faunas: It's a small world after all. *Freshwater Biology*. 2007; 52(4):696–710. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2006.01708.x>.

Richardson, D. M. and Pyšek, P. Fifty years of Invasion Ecology: The legacy of Charles Elton. Wiley-Blackwell, 2011, 456 paginas.

Rocha, O., Espíndola, E. L. G., Fenerich-Verani, N., Verani, J. R. and Rietzler AC. Espécies invasoras em águas doces: estudos de caso e propostas de manejo 2005.

Rodríguez J, González A, Angón E, Vivas R, Barba C, González MA, et al. Effect of the size of breeders stock in the fingerlings production of *Cichlasoma festae* under semi controlled conditions in Ecuador | Efecto del tamaño de las reproductoras en la producción de alevines de *Cichlasoma festae* en condiciones semicontroladas e. *ITEA Informacion Tecnica Economica Agraria*. 2020; 116(2):93–105. doi: <https://doi.org/10.12706/itea.2019.021>.

Sastraprawira SM, Iqbal IH, Shahimi S, Pati S, Edinur HA, John AB, et al. A review on introduced *Cichla* spp. and emerging concerns. *Heliyon*. 2020; 6(11). doi: <https://doi.org/10.1016/J.HELIYON.2020.E05370>.

Sharma S, vanderZanden MJ, Magnuson JJ, Lyons J. Comparing climate change and species invasions as drivers of coldwater fish population extirpations. *PLoS ONE*. 2011; 6(8). doi: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0022906>.

Sharpe DMT, de Lira JJPR, Brown GE, Torchin ME, Hendry AP. Testing the prey naiveté hypothesis: Can native prey (*Astyanax ruberrimus*) recognize an introduced top predator, *Cichlamonoculus*? *Biological Invasions*. 2021; 23(1):205–19. doi: <https://doi.org/10.1007/s10530-020-02369-4>.

Simberloff, D., Martin, J. L., Genovesi, P., Maris, V., Wardle, D. A., Aronson, J., Pyšek, P. Impacts of biological invasions: What's what and the way forward. *Trends EcolEvol*, 2013, 28(1):58–66.

Simberloff, D. Biological invasions: What's worth fighting and what can be won? *Ecological Engineering*, 2014; 65:112–121.

de Souza CP, Rodrigues-Filho CAS, Barbosa FAR, Leitão RP. Drastic reduction of the functional diversity of native ichthyofauna in a neotropical lake following invasion by piscivorous fishes. *Neotropical Ichthyology*. 2021; 19(3). doi: <https://doi.org/10.1590/1982-0224-2021-0033>.

Thomaz SM, Kovalenko KE, Havel JE, Kats LB. Aquatic invasive species: general trends in the literature and introduction to the special issue. *Hydrobiologia*. 2015; 746(1):1–12. doi: <https://doi.org/10.1007/s10750-014-2150-8>.

Villéger S, Miranda JR, Hernández DF, Mouillot D. Contrasting changes in taxonomic vs. functional diversity of tropical fish communities after habitat degradation. *Ecological Applications*. 2010; 20(6):1512–22. doi: <https://doi.org/10.1890/09-1310.1>.

Winemiller KO, Winemiller LCK, Montaña CG. Peacock Bass: diversity, ecology and conservation. vol. 1. 1st ed. 2021.

Yonekura R, Kohmatsu Y, Yuma M. Difference in the predation impact enhanced by morphological divergence between introduced fish populations. *Biological Journal of the Linnean Society*. 2007; 91(4):601–10. doi: <https://doi.org/10.1111/J.1095-8312.2007.00821.X>.

Zaret TM, Paine RT. Species introduction in a tropical lake. *Science* (1979). 1973; 182(4111):449–55. doi: <https://doi.org/10.1126/SCIENCE.182.4111.449>.

Zhao T, Villéger S, Cucherousset J. Accounting for intraspecific diversity when examining relationships between non-native species and functional diversity. *Oecologia*. 2019; 189(1):171–83. doi: <https://doi.org/10.1007/S00442-018-4311-3>.

2 ALTERAÇÕES NA ESTRUTURA DA ASSEMBLEIA DE PEIXES E REDUÇÃO DOS INDIVÍDUOS DE PEQUENO PORTE CAUSADOS PELA INVASÃO DE *CICHLA* EM UMA PLANÍCIE DE INUNDAÇÃO NEOTROPICAL

Resumo

As espécies do gênero *Cichla*, popularmente conhecidas como tucunarés, foram introduzidas em diversas bacias hidrográficas, causando impactos negativos em várias escalas. Investigamos a influência dessa introdução sobre a assembleia de peixes da planície de inundação do alto rio Paraná, ao longo de 20 anos. Modelos lineares foram utilizados para analisar os efeitos de espécies desse gênero sobre os atributos da comunidade (riqueza, abundância, diversidade e equitabilidade) e diversidade β (turnover e aninhamento), além de uma regressão de *Dirichlet* para avaliar o efeito de *Cichla* sobre a distribuição das classes de comprimento. As espécies de *Cichla* geraram alterações nas assembleias com reduções na frequência das classes de comprimento menores da assembleia, redução nas taxas de substituição de espécies (*turnover*) e na diversidade beta total, com aumento do aninhamento das espécies. A homogeneização biótica e reduções de peixes de pequeno porte podem desestruturar toda a comunidade. Nossos resultados reforçam a necessidade de estudos mais aprofundados e medidas urgentes de prevenção que impeçam novas introduções dessas espécies, bem como medidas de controle em estocagens de espécies não nativas e maior incentivo a iniciativas de educação ambiental acerca das ameaças à biodiversidade.

Palavras-chave: Diversidade taxonômica, Espécie invasora, Impacto de introduções, Planície de inundação, Tucunaré.

BIOTIC HOMOGENIZATION AND REDUCTION OF SMALL INDIVIDUALS CAUSED BY THE INVASION OF CICHLA IN A NEOTROPICAL FLOOD PLAIN

Species from the genus *Cichla*, known as tucunaré or peacock bass, were introduced in watersheds worldwide, causing impacts at different scales. We investigated the influence of these species' introduction on the fish assemblage of the Upper Paraná River floodplain over 20 years. We used linear models to analyze the effects of species of this genus on community attributes (richness, abundance, diversity and evenness) and β diversity (turnover and nestedness), in addition to a *Dirichlet* regression to evaluate the effect of *Cichla* on the distribution of length classes. *Cichla* species generated alterations in assemblages with reductions in the frequency of smaller length classes on assembly, reduction in species replacement rates (turnover) and in total beta diversity, with an increase in species nesting. Biotic homogenization and small fish reductions can disrupt the whole community. Our results reinforce the need for more in-depth studies and urgent prevention measures to prevent new introductions of these species, as well as control measures in stocking non-native species and greater incentives for environmental education initiatives about threats to biodiversity.

Keywords: Floodplain, Introduction impact, Invasive species, Tucunaré, Peacock bass.

2.1 Introdução

A introdução de espécies é considerada a segunda maior causa de perda de biodiversidade em ambientes de água doce, ficando atrás apenas da destruição de *habitat* (Dudgeon, 2010). Seus impactos podem induzir a grandes mudanças na composição das assembleias aquáticas, alterando teias tróficas e relações funcionais, desestabilizando toda a comunidade, causando não só danos ambientais como também socioeconômicos (Mack et al., 2000; Pimentel et al., 2005; Rocha et al. 2005; Sharma et al., 2011).

Entre as espécies Neotropicais de peixes com potencial invasor, destacam-se os tucunarés, espécies do gênero *Cichla* (Kovalenko et al., 2010; Pelicice, Agostinho, 2009), composto por nove espécies (Winemiller et al., 2021). Este gênero é nativo de rios e lagos da Amazônia, Orinoco e bacias de drenagem ao longo da costa nordeste da América do Sul (Winemiller et al., 2021), e foi introduzido em várias bacias hidrográficas no mundo (Briñez et al., 2012; Franco et al., 2021, 2022). O gênero tem preferência por *habitats* lênticos, o que favorece seu estabelecimento em locais como lagoas e reservatórios, apresenta forte comportamento territorial, elevada agressividade, plasticidade fenotípica e cuidado parental o que explica a taxa de sucesso na colonização de novos ambientes (Agostinho et al., 2021; Franco et al., 2022, 2021; Winemiller et al., 2021). O elevado potencial invasivo destas espécies reflete até nas unidades de conservação, como parques nacionais e estaduais pelo mundo, onde também é comum encontrá-las (Casarim et al., 2014; Frago-Moura et al., 2016; Franco et al., 2022). Sua dieta piscívora é caracterizada por grande variedade de tamanho e espécie, embora com preferência por peixes de pequeno porte (Fugi et al., 2008; Jepsen et al., 1997; Latini, Petrere, 2004; Pereira et al., 2015; Zaret, Paine, 1973).

As introduções de *Cichla* geralmente são catastróficas e uma vez estabelecidas, essas espécies rapidamente se tornam dominantes, resultando na diminuição da abundância de diversas espécies forrageiras (Frago-Moura et al., 2016; Franco et al., 2022; Latini, Petrere, 2004; Leal et al., 2021; Pelicice et al., 2015), com declínios de até 80% da riqueza e frequentes extinções locais de espécies (Pelicice et al., 2014; Pelicice, Agostinho, 2009; Sharpe et al., 2016). Entretanto, apesar dos conhecidos efeitos negativos das introduções de *Cichla*, novas introduções, motivadas pelo seu potencial na pesca esportiva, continuam ocorrendo, sendo as medidas de controle, até agora aplicadas, pouco eficazes (Franco et al., 2021).

No rio Paraná, *Cichla kelberi* Kullander & Ferreira 2006 está estabelecida em reservatórios e em ambientes naturais da bacia do alto rio Paraná, o que inclui a planície de inundação, área de abrangência de três unidades de conservação (Agostinho et al., 2021). Os

primeiros registros de *Cichla* na planície de inundação do alto rio Paraná foram relatados em 1985 (Gasques et al., 2014) e os impactos dessa espécie sobre as assembleias de peixes da região não foram ainda esclarecidos. Embora os impactos da introdução de espécies seja um tema ainda controverso, a literatura registra de forma incontestada a dizimação de populações por esse ciclídeo em diversos ambientes artificiais (Hambler, 2015; Leal et al., 2021; Pelicice et al., 2014; Pereyra, 2016; Simberloff, Vitule, 2014). De fato, o conhecimento disponível sobre as formas de impacto está restrito a reservatórios e outros ambientes antropizados (Alves, Barthem, 2008; Bower et al., 2016; Franco et al., 2022; Gomiero et al., 2009; Pelicice et al., 2015; Pelicice, Agostinho, 2009; Sastraprawira et al., 2020; Sharpe et al., 2021). Assim, compreender como essa espécie afeta a fauna de peixes de planícies de inundação, especialmente aquelas abrigadas em unidades de conservação, tem alta relevância para a estabelecer medidas de controle populacional e regras mais rígidas em relação a prevenção de eventuais solturas e incremento na pressão de propágulo. Vale destacar que inúmeras variáveis atuam e interagem para assegurar a integridade das assembleias de peixes em áreas de planícies alagáveis, sendo que aquelas ligadas ao regime de cheias exercem um papel preponderante (Junk et al., 1989) e no geral, por serem muito fortes podem superar forças decorrentes da antropização mascarando outros impactos.

Compreender como essa espécie afeta a fauna local é de extrema importância para evitar interpretações errôneas que vem ocorrendo cada vez com mais frequência, como as que ocorreram no Paraná em 2018, quando uma nova proposta de lei (No. 487/2018 - PR) para proteger os estoques das espécies invasoras do gênero *Cichla* foi proposta (Ota et al., 2019). Recentemente no estado de São Paulo, onde foi aprovado um projeto de lei (Projeto de Lei Nº 614/2018) proibindo a captura, o embarque, o transporte, a comercialização e o processamento de indivíduos do gênero *Cichla*.

Nesse contexto, investigamos como o aumento da abundância de *Cichla* em alguns períodos ao longo de uma série temporal de 20 anos (2000 – 2019) pode afetar a assembleia de peixes de lagoas de uma planície de inundação, considerando seus atributos de comunidade, composição em espécies e classes de comprimento. A hipótese do estudo é que a introdução de espécies de *Cichla* altera a composição e a estrutura da assembleia de peixes. Tendo em vista o hábito alimentar piscívoro e a alta voracidade das espécies do gênero, esperamos que (i) o aumento da abundância de *Cichla* reduza a abundância, a riqueza, a diversidade de espécies e a equitabilidade; (ii) o aumento da abundância de *Cichla* altere a composição de espécies, reduza a diversidade β total, associado à redução do turnover de espécies e o aumento do

aninhamento; e em relação à distribuição de classes de comprimento, devido a preferência de *Cichla* por presas de pequeno porte, esperamos que (iii) o aumento da abundância de *Cichla* reduza a abundância das espécies das classes de comprimento menores da assembleia.

2.2 Material e métodos

2.2.1 Área de estudo

Este estudo foi realizado com dados do projeto Pesquisas Ecológicas de Longa Duração – PELD (2000 - 2019) – sítio 6 (CNPq)” executado na planície de inundação do alto rio Paraná (22°40' - 22°50' S e 53°15' - 53°40' W; Fig. 1) pela Universidade Estadual de Maringá e o Núcleo de Pesquisas em Limnologia, Ictiologia e Aquicultura (Nupelia).

O rio Paraná é o principal formador da bacia do Prata e o segundo maior em extensão da América do Sul. A área de estudo está localizada entre o Reservatório de Porto Primavera (SP) e o Reservatório de Itaipu (PR), com extensão de aproximadamente 230 km (Agostinho et al., 2008). Ela compreende o único trecho relevante livre de represas desse rio e comporta grande diversidade biótica (Agostinho et al., 2013), protegida por três unidades de conservação, o Parque Nacional de Ilha Grande e Parque Estadual do rio Ivinhema, tamponados pela Área de Proteção Ambiental das Ilhas e Várzeas do Rio Paraná (Agostinho et al., 2013). Essa área se caracteriza por um sistema anastomosado de canais secundários, comportando ambientes lóticos (rios), semi-lóticos (canais) e lênticos (lagoas conectadas e desconectadas), pertencentes aos rios Paraná, Baía e Ivinhema (Fig. 1).

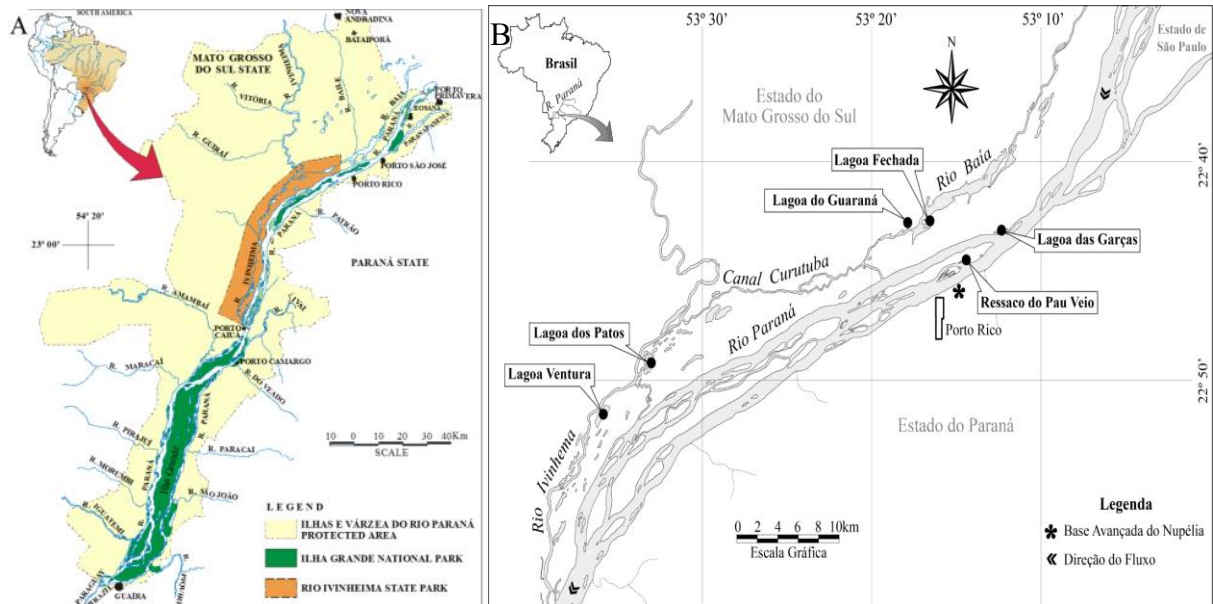


Fig. 1. A - Planície de inundação do alto rio Paraná, em destaque, áreas de conservação. B - Região de estudos localizada na planície de inundação do alto rio Paraná (subsistemas rio Ivinhema, Baía e Paraná), em evidência, áreas de amostragem.

As duas espécies do gênero *Cichla* encontradas na planície de inundação do Rio Paraná são *Cichla kelberi* Kullander & Ferreira 2006 e *Cichla piquiti* Kullander & Ferreira 2006 (Ota et al., 2018). As denominações dadas às espécies de *Cichla* (*C. kelberi* e *C. piquiti*) nesse estudo seguem o proposto pelo setor de ictiologia da California Academy of Science (CAS; <https://researcharchive.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/fishcatmain.asp>). Cabe destacar que não há ainda consenso sobre o status da primeira. Estudo de biologia molecular realizado por Willis et al. (2012) indicam sinonímia entre *C. kelberi* e *C. ocellaris*.

Os primeiros registros de *Cichla* na planície de inundação do alto rio Paraná foram relatados em 1985 (Gasques et al., 2014). No entanto, os estudos conduzidos na região desde o ano de 1986 indicam que foi apenas a partir do ano de 2000 que a abundância deste gênero começou a aumentar expressivamente. A introdução dessas espécies na bacia tem sido atribuída a estocagens clandestinas por associações de pesca esportiva (Oliveira et al., 2006) e por escapes da piscicultura (Casimiro et al., 2018; Orsi & Agostinho, 1999).

2.2.2 Amostragem.

As amostragens foram realizadas trimestralmente entre 2000 e 2019, totalizando 76 campanhas. Os dados utilizados foram coletados em seis lagoas diferentes distribuídas em três

subsistemas da planície de inundação do alto rio Paraná: rio Ivinhema: lagoas dos Patos e Ventura; rio Baía: lagoas Fechada e Guaraná e rio Paraná: lagoas das Garças e Pau Veio.

Para as coletas de peixes foram utilizadas redes de espera com comprimento de 20 m e malhas que variaram entre 2,4 e 16 cm entre nós opostos. As redes permaneceram expostas por 24 h, com revistas ao amanhecer (8h00), ao entardecer (16h00) e à noite (22h00). As redes de arrasto, também com 20 m de comprimento e malha 0,8 cm (0,5 cm no saco para acúmulo dos peixes capturados) entre nós opostos, sendo utilizadas nas áreas litorâneas. Os peixes capturados foram identificados e os dados biométricos foram mensurados (comprimento total (cm); comprimento padrão (cm) e peso total (precisão: 0,1g)). A identificação foi realizada a nível de espécie conforme Deprá et al. (2021), Graça & Pavanelli, (2007) e Ota et al. (2018). Para evitar problemas com nomenclatura e adição de espécies erroneamente, espécies que antes eram identificadas apenas com o gênero e aqueles complexos de espécies que eram identificadas com um único nome durante os períodos iniciais de amostragem, foram mantidas assim. *Moenkhausia sanctaefilomenae*, por exemplo, foi a denominação dada a um complexo de quatro espécies, e que, para evitar erros, foi mantido como *Moenkhausia* spp. (Tab. S1). Os indivíduos capturados na rede de espera foram indexados pela captura por unidade de esforço (CPUE; indivíduos/1.000 m² de rede de emalhar/ 24 h) e os indivíduos da rede de arrasto (CPUE; indivíduos/ 100 m² de área amostrada). Para efeito das análises os dados de *C. kelberi* e *C. piquiti* foram agrupados como *Cichla* spp.

Os dados hidrológicos foram fornecidos pela Agência Nacional das Águas (ANA; Sistema Nacional de Informações Sobre Recursos Hídricos – SNIRH) e foram obtidos através do nível diário da água do rio Paraná (WL; cm em relação à localização de uma estação hidrométrica a 231,8 m a.s.l.) aferido na estação hidrométrica Porto São José (matrícula 64575000) e do rio Ivinhema na estação hidrométrica Fazenda Ipacarái (matrícula 64614000). O nível diário da estação de Porto São José foi utilizado para as lagoas do subsistema do rio Paraná e do rio Bahia, o que la tem influência direta do nível hidrológico do Paraná e da Fazenda Ipacarái para as lagoas do subsistema do rio Ivinhema. A série temporal para esta variável foi composta pela média aritmética da WL mensal para os meses em que os peixes foram coletados.

2.2.3 Análise de dados.

Nas análises de dados utilizamos como variável preditora apenas os indivíduos de *Cichla* com comprimento padrão maior do que cinco cm, amostrados com rede de espera e arrasto. Indivíduos com comprimento padrão menor do que cinco centímetros poderiam criar

vieses nos dados, visto que incluiria aglomerados de larvas e alevinos ainda sob o cuidado parental, geralmente consumidores oportunistas com dieta invertívora ou mesmo planctívora (Gomiero, Braga, 2004). Como variável resposta utilizamos as amostras completas de rede de arrasto e rede de espera, incluindo indivíduos de *Cichla*, eles foram mantidos devido a seu comportamento de canibalismo (Pereira et al., 2017a, 2015).

2.2.4 Efeito da *Cichla* sobre atributos da comunidade.

A partir dos dados de abundância (CPUE) das espécies da rede de espera e rede de arrasto, separadamente, foram calculados os atributos da comunidade (abundância, riqueza, diversidade e equitabilidade) para cada amostra (mês, ano e local). A riqueza (S) foi estimada através da contagem de espécies em cada amostra. A abundância, pelo número de indivíduos capturados de cada espécie indexados pela CPUE. A diversidade de espécies das lagoas foi estimada pelo índice de diversidade de Shannon (H') pela fórmula:

$$H' = \sum_{i=1}^n p_i \ln p_i, \text{ onde:}$$

p_i = abundância relativa (proporção) da espécie i na amostra ($p_i = n_i/N$),

n_i = número de indivíduos da espécie i ,

N = número de indivíduos total da amostra.

A equitabilidade foi estimada pelo índice de Pielou (J'), com base na fórmula: $J' = H'/\ln(S)$.

Modelos lineares de efeito misto foram ajustados para investigar o efeito da abundância de *Cichla* (CPUE), nível hidrométrico do rio (cm) e ano (variáveis preditoras fixas) sobre as variáveis resposta, que foram os atributos da comunidade (abundância, riqueza, diversidade e equitabilidade). O nível e o ano foram incluídos nas análises para isolar seus efeitos. A sazonalidade foi controlada no efeito aleatório (meses de coleta). As variáveis respostas representam média das seis lagoas amostradas para cada mês de coleta, reduzindo assim a autocorrelação espacial dos dados. As variáveis nível hidrométrico do rio e ano foram incluídas no modelo para entender os possíveis efeitos sobre as variáveis de interesse. Para ajustar os resíduos dos modelos, as variáveis de abundância foram logaritmizadas. Para cada variável resposta foram feitos modelos para coletas de rede de espera e rede de arrasto, separadamente. A significância das variáveis fixas foi analisada por meio de uma análise da tabela de desvio (teste tipo II).

As análises foram realizadas na plataforma R(R Core Team, 2019), sendo que os modelos lineares de efeito misto foram ajustados usando o pacote “lme4” (Douglas Bates et al., 2015) e “car” (Fox, Weisberg, 2019).

2.2.5 Efeito da *Cichla* sobre a composição de espécies.

Usando dados de ocorrência de espécies por amostra e local (coletas da rede de espera e rede de arrasto), foram realizadas partições de diversidade β taxonômica (Baselga, 2010) para determinar componentes de turnover e aninhamento para cada ano. Três medidas pareadas de dissimilaridade baseadas no coeficiente de Sorensen e na dissimilaridade de Simpson foram calculadas: primeiro, a dissimilaridade total na composição taxonômica entre as assembleias (β_{sor}); segundo, o componente de substituição (β_{sim}) medindo as mudanças composicionais devido à substituição de espécies; e terceiro, o componente de aninhamento (β_{nes}) responsável pela dissimilaridade como resultado de locais com menor riqueza serem subconjuntos de locais com maior riqueza.

Para modelar a variação temporal nos componentes da diversidade β taxonômica foram utilizados modelos lineares, com estrutura de autocorrelação temporal (Zuur et al., 2009), ajustados pelo método dos mínimos quadrados generalizados, modelos que se ajustou melhor aos resíduos (GLS: 0& Bates, 2000). As variáveis respostas utilizadas foram a dissimilaridade total de Sørensen (β_{sor}) e seus componentes de substituição (β_{sim}) e aninhamento (β_{nes}) modelados em função da abundância de *Cichla*, nível hidrométrico do rio e tempo (cada coleta (ano e mês) representa um tempo). A variável nível hidrométrico do rio foi incluída no modelo para ajustar os possíveis efeitos sobre as variáveis. A abundância de *Cichla* foi logaritmizada.

2.2.6 Efeito de *Cichla* sobre as classes de comprimento.

Para avaliar o efeito da abundância de *Cichla* sobre a distribuição de classes de comprimento da assembleia de peixes, os espécimes foram agrupados em quatro classes, de acordo com o comprimento padrão (CP): I (espécimes com $CP \leq 5$ cm), II ($5 \text{ cm} < CP \leq 10$ cm), III ($10 \text{ cm} < CP \leq 15$ cm) e IV ($CP > 15$ cm), para cada classe e para *Cichla*, foi calculada a frequência relativa dos indivíduos.

As proporções de cada classe de comprimento (variável resposta) foram modeladas em função da frequência relativa de *Cichla* (variável preditora), utilizando a regressão de *Dirichlet* (Maier, 2014). Nessa análise, a variável resposta é expressa como um vetor contendo as frequências relativas de cada categoria (classes de comprimento), e, a soma deste vetor totaliza

um inteiro. Esse método pode ser aplicado para avaliar banco de dados com proporções que apresentem dados heterocedásticos ou assimétricos sem necessitar de transformações (Maier, 2014). Por utilizar a escala original, a inferência estatística se torna mais direta e produz estimativas menos tendenciosas em relação às soluções baseadas em transformações (Douma, Weedon, 2019). Calculamos a CPUE para a variável resposta e padronizamos subtraindo a média e dividindo pelo desvio-padrão, depois, somamos o negativo do mínimo conforme abaixo:

$$Y_i \frac{x_i - \bar{x}_i}{sd x_i} + (-\min(x_i))$$

Para esta análise foi utilizado o pacote “DirichletReg”, utilizando a função “DirichReg” (Maier, 2021).

2.3 Resultados

A abundância de *Cichla* flutuou ao longo dos anos (Fig. 3).

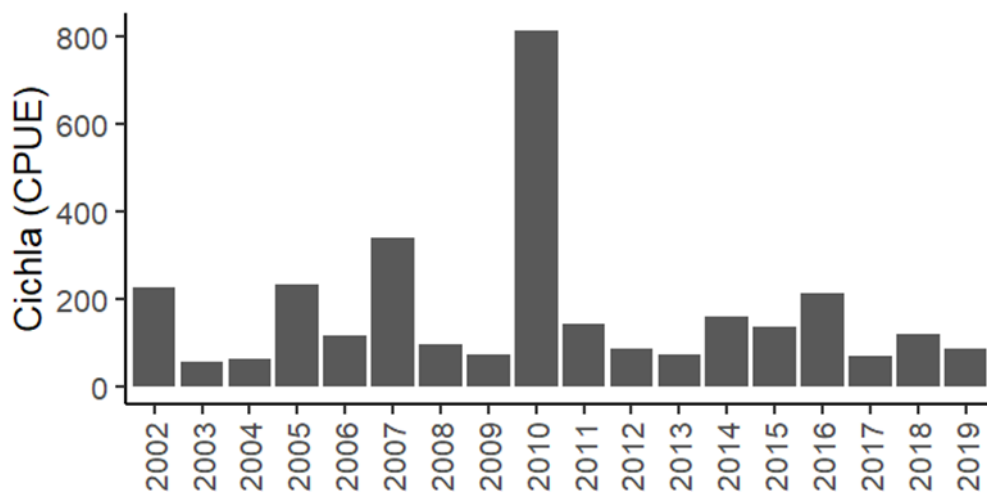


Figura 3. Distribuição da abundância de *Cichla* (CPUE – ind/1.000 m²) ao longo dos anos em seis lagoas da planície de inundação do alto rio Paraná.

2.3.1 Efeito de *Cichla* sobre atributos de comunidade.

Para a assembleia de peixes amostrada com rede de arrasto, a abundância de *Cichla* não apresentou nenhum efeito significativo sobre os atributos de comunidade ($0,01 < X^2 < 2,30$; $p > 0,05$). O nível hidrométrico foi significativo para abundância total, riqueza e diversidade, enquanto o ano foi significativo para equitabilidade (Tab. 2; Tab. S3, Fig. S2). Igualmente, a assembleia amostrada com rede de espera, a abundância de *Cichla* não apresentou nenhum efeito significativo sobre os atributos de comunidade ($0,22 < X^2 < 3,87$; $p > 0,05$). O ano foi significativo para abundância total, riqueza, diversidade e equitabilidade, e o nível hidrométrico foi significativo para abundância total (Tab. 2; Tab. S4, Fig. S3).

Tab. 2. Análise da tabela de desvio (teste tipo II) da abundância de *Cichla*, nível hidrométrico do rio e ano, a partir dos modelos lineares de efeito misto sobre os atributos de comunidade (abundância, riqueza, diversidade e equitabilidade) para coletas com rede de espera. A sazonalidade foi controlada no efeito aleatório. As variáveis de abundância foram logartimizadas nos modelos para garantir melhores ajustes. Valores em negrito indicam p significativos ($p < 0,05$).

Variáveis respostas	Variáveis preditoras	Rede de arrasto			Rede de espera		
		X ²	GL	p	X ²	GL	p
Abundância total	Ano	24,68	17	0,10	173,35	19	<0,001
	Nível	6,49	1	0,01	6,38	1	0,01
	<i>Cichla</i>	2,10	1	1,14	3,87	1	0,05
Diversidade	Ano	11,66	17	0,82	41,59	19	<0,001
	Nível	14,85	1	<0,001	2,93	1	0,08
	<i>Cichla</i>	0,01	1	0,91	0,44	1	0,50
Equitabilidade	Ano	42,83	17	<0,001	58,69	19	<0,001
	Nível	5,72	1	0,02	2,45	1	0,12
	<i>Cichla</i>	0,41	1	0,52	0,22	1	0,64
Riqueza	Ano	23,70	17	0,13	82,08	19	<0,001
	Nível	18,14	1	<0,001	3,54	1	0,06
	<i>Cichla</i>	2,30	1	0,13	1,79	1	0,18

2.3.2 Efeito de *Cichla* sobre a composição de espécies.

Encontramos efeito negativo entre abundância de *Cichla* e diversidade β . A diversidade β total reduziu com o aumento da abundância de *Cichla* ($t = -2,47$; $p 0,02$), mas não foi influenciada pelo nível hidrométrico e o tempo (Tab. 3, Fig. 4). Em relação aos componentes da diversidade beta, o aumento na abundância desses peixes esteve associado a uma redução do *turnover* ($t = -4,00$; $<0,001$) e um aumento do aninhamento ($t = 3,44$; $p < 0,001$) (Tab. 3; Fig. 4). O nível hidrométrico também influenciou significativamente os componentes da diversidade beta, entretanto não houve uma tendência clara ao longo do tempo.

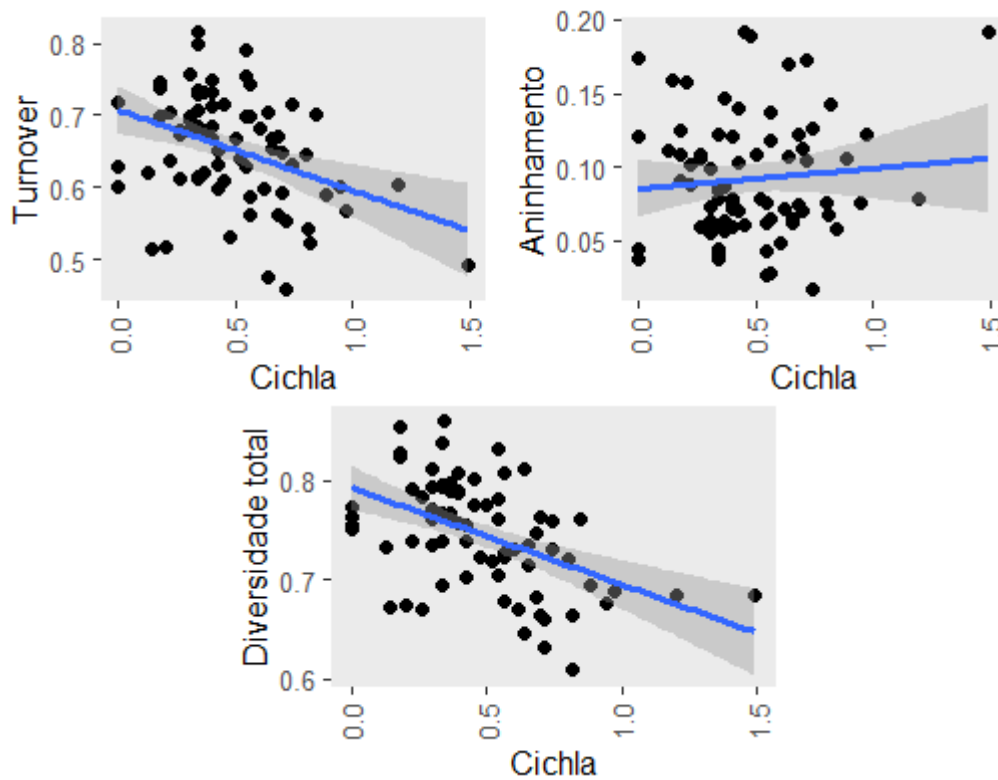


Fig. 4. Relação dos componentes da diversidade β (*turnover*, aninhamento e diversidade total) e abundância de *Cichla* (logaritimizado) para a planície de inundação do alto rio Paraná.

Tab. 3 Estimativas dos parâmetros de modelos lineares de mínimos quadrados generalizados relacionando os componentes da diversidade beta (*turnover*, aninhamento e diversidade beta total) da assembleia de peixes de água doce e a abundância de *Cichla* (logaritimizado), nível hidrométrico do rio e tempo.

Componente		Estimativa	Erro padrão	t-valor	p-valor
Turnover	Intercepto	0,61	0,02	29,14	0,00
	Abundância <i>Cichla</i>	-0,08	0,02	-4,00	0,00
	Nível	-0,03	0,01	-2,70	0,00
	Tempo	0,00	0,00	0,85	0,40
	Autocorrelação de 1ª ordem	0,23			
Aninhamento	Intercepto	0,07	0,01	6,22	0,00
	Abundância de <i>Cichla</i>	0,04	0,01	3,44	0,00
	Nível	0,04	0,01	5,51	0,00
	Tempo	-0,00	0,00	-0,46	0,64
	Autocorrelação 1ª ordem	-0,14			
Diversidade beta total	Intercepto	0,67	0,02	33,95	0,00
	Abundância de <i>Cichla</i>	-0,04	0,02	-2,47	0,02
	Nível	0,02	0,01	1,93	0,06
	Tempo	0,00	0,00	0,68	0,50

2.3.3 Efeito de *Cichla* sobre as classes de tamanho.

A regressão *Dirichlet* mostrou que as classes de comprimento de peixes pequenos (< 10 cm) tem redução na frequência relativa, em contraposição às classes de comprimento de peixes maiores, de acordo com aumento da frequência relativa de *Cichla*. Ainda, a diminuição da frequência relativa das classes que consideram os espécimes com menos de 10 cm de CP é contrabalanceada pelo aumento da frequência relativa da classe III, espécimes com 10 cm < CP ≤ 15 (Fig. 5 e Tab. 4). Portanto, estes resultados demonstram que locais com maior frequência de *Cichla* alteram a composição dos comprimentos da assembleia, reduzindo a frequência relativa de espécimes com menos de 10 cm de CP, corroborando com nossa hipótese.

Tab. 4. Resumo da análise de regressão múltipla Dirichlet. SE: Erro padrão; I: peixes até 5 cm, II peixes entre 5 e 10 cm, III peixes entre 10 e 15 cm, IV peixes superiores a 15 cm.

Fração das classes de tamanho	Estimativa ± SE	Z	P
I	-0,788 ± 0,050	-15,662	< 0,05
II	-0,686 ± 0,048	-14,034	< 0,05
III	0,097 ± 0,048	1,996	< 0,05
IV	0,783 ± 0,049	15,939	< 0,05

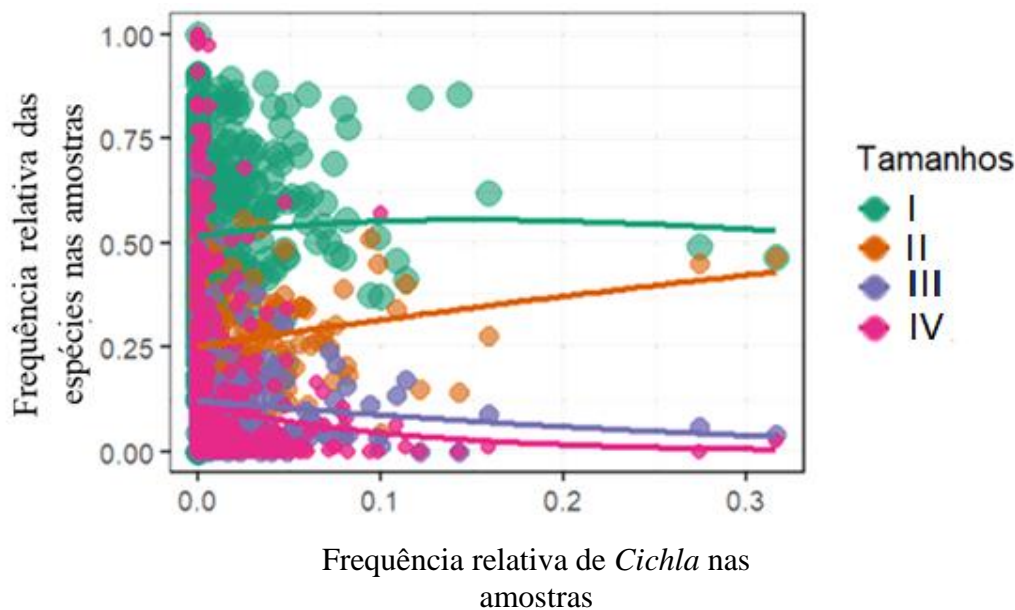


Fig. 5. Frequência relativa das classes de comprimento dos peixes da assembleia em relação a frequência relativa de *Cichla* nas amostras. I (peixes até 5 cm), II (peixes entre 5 e 10 cm), III (peixes entre 10 e 15 cm), IV (peixes superiores a 15 cm).

2.4 Discussão

Na planície de inundação do alto rio Paraná, as espécies do gênero *Cichla*, popularmente conhecidas como tucunarés, tem gerado alterações negativas nas assembleias de peixe com

reduções na taxa de substituição de espécies (*turnover*) e na diversidade beta total e com aumento do aninhamento das espécies, além de redução na frequência das classes de comprimento menores (peixes de pequeno porte) na assembleia de peixes.

Avaliar a influência de uma espécie invasora em bacias com alta diversidade e riqueza de espécies pode ser uma tarefa complexa, tendo em vista a profusão de variáveis e interações que influenciam esses ambientes (Pelicice et al., 2015). Além disso, o pulso de inundação é certamente a principal função de força atuando sobre esse ecossistema, determinando sua estrutura e regulando seus processos e funcionamento (Agostinho et al., 2013; Junk et al., 1989, 2021). De fato, os atributos de cheias regulam a pressão de predação, o grau de competição, as taxas de recrutamento, entre outras variáveis que afetam o tamanho das populações (Baumgartner et al., 2018; Oliveira et al., 2020; Pereira et al., 2017b) e distintas espécies (Agostinho et al., 2004; Ortega, 2015; Lopes et al., 2020). Isso pode mascarar a resposta dos atributos de comunidade à expansão das espécies introduzidas, inclusive as espécies de *Cichla*. Outros aspectos que podem afetar os resultados dessas análises são a ausência de amostragens prévias à chegada da *Cichla* e as dificuldades de amostrar essas espécies com o uso de redes (arrasto ou de espera) (Gomiero, Braga, 2003; Vasconcellos et al., 2005). O primeiro aspecto refere-se ao fato de que a ausência de dados prévios da biota pode levar a resultados incompletos ou inacurados acerca dos impactos de espécies introduzidas (Thomaz et al., 2012). De fato, a avaliação das alterações impostas por espécies invasoras à biota de uma dada região é, portanto, mais bem realizada quando as variações naturais dessa biota na ausência da espécie invasora são conhecidas (Thomaz et al., 2012). Em relação à dificuldade de se obter boas amostras de *Cichla* com redes, cabe destacar que, embora esses equipamentos sejam indispensáveis em inventários ou amostragens de ictiofauna (Oliveira et al., 2014), eles têm sido considerados como de eficiência limitada na captura de *Cichla*, especialmente para os adultos (Gomiero, Braga, 2003; Vasconcellos et al., 2005). A acuidade visual (Winemiller et al., 2021, 1997), a capacidade de manobras durante os movimentos e seus hábitos diurnos e preferência por águas transparentes são fatores ligados a essas limitações nas capturas (Gomiero, 2010). Embora seja esperado que as capturas proporcionais à densidade das espécies de *Cichla* no ambiente, essas limitações podem ter tornado menos evidente os efeitos do aumento de *Cichla* diretamente sobre os atributos de comunidade considerados. Assim, não foi possível identificar a real influência desse incremento sobre a assembleia por essa métrica, ao contrário do observado pelas demais (diversidade β e distribuição de classes de comprimento).

Na planície de inundação do alto rio Paraná, o efeito de espécies não nativas sobre a diversidade β são conhecidos (Moi et al., 2021). No entanto a relação dessas alterações com *Cichla* ainda não estavam descritas. Com a redução das presas (espécies menores que 10 cm), é esperado que a competição entre predadores por alimento aumente (Pereira et al., 2015), e apenas as espécies com boa performance competitiva permanecem no local, desestabilizando a comunidade nativa (Moi et al., 2021). Isso deve promover redução na substituição de espécies entre locais ao longo do tempo com *Cichla*, aumentando o aninhamento e consequente reduzindo a diversidade beta total, conforme observado pelos nossos resultados. Essa tendência reforça o encontrado na literatura que aponta grande força homogeneizadora para esse predador (Pelicice, Agostinho, 2009). A homogeneização biótica afeta as comunidades de muitas maneiras, reduzindo a resistência e a resiliência, favorecendo a perda de funções ecossistêmicas e maior vulnerabilidade a doenças e eventos atípicos (Petsch, 2016; Leal et al., 2021).

As espécies de *Cichla*, embora com mudanças relevantes na dieta durante seu desenvolvimento ontogenético, são essencialmente piscívoras já a partir de fases ainda juvenis (Fugi et al., 2008; Pelicice, Agostinho, 2009). A ampla abertura bucal, com mecanismo de protrusão dos maxilares durante as capturas, lhes faculta a ingestão de peixes de diferentes tamanhos, com bastante eficiência. Na região estudada, planície de inundação do alto rio Paraná, análises de conteúdo estomacal dessas espécies indicam presas com comprimentos entre 0,7 e 10,8 cm, portanto com marcante preferência por peixes de pequeno porte (Pereira et al., 2015). A dieta baseada em peixes pequenos tem sido relatada para ambientes de lagoas e reservatórios (Latini, Petrere, 2004; Resende et al., 2008; Zaret, Paine, 1973). As espécies de peixes de pequeno porte são de grande importância na estruturação da assembleia, dado que tem implicações relevantes na cadeia trófica (Ortega, 2015). Reduções na abundância de indivíduos pequenos, além das implicações sobre a assembleia de peixes pode se estender a outros componentes da biota como aves e mamíferos (Lizama, Ambrosio, 2003; Pereira et al., 2017b). Esse estrato da assembleia, composto por espécies de pequeno porte e fases iniciais daquelas maiores, é essencial na manutenção dos estoques pesqueiros (Lizama, Ambrosio, 2003), incluindo aquele composto por espécies de grande importância social e econômica como dourados e pintados. Também podem atuar no controle *top-down* de macroinvertebrados, macrófitas e algas (Nascimento Filho, Nascimento Moura, 2021). Assim alterações nessa classe de tamanho se refletem em toda a cadeia alimentar afetando os demais níveis (Lizama, Ambrosio, 2003; Ortega, 2015; Zaret, Paine, 1973).

A redução nos indivíduos de pequeno porte observada nesse trabalho, é frequentemente observada também em outros locais aonde *Cichla* foi introduzida (Englund et al., 2009; Kovalenko et al., 2010; Sharpe et al., 2017; Zaret, Paine, 1973). No reservatório de Rosana, localizado a montante da área estudada, foi constatada uma redução de 80% dos indivíduos pequenos e extinção local de espécies de pequeno porte (Pelicice et al., 2015; Pelicice, Agostinho, 2009; Leal et al., 2021). No lago Gatun, localizado no Panamá, a espécie foi introduzida em 1967, e causou uma dramática redução nas espécies de pequeno porte e espécies litorâneas (Zaret, Paine, 1973), após 45 anos, a comunidade do lago Gatun ainda não se recuperou desse evento (Sharpe et al., 2017).

De maneira geral, observou-se influência de *Cichla* nos indivíduos de pequeno porte, além de alterações na diversidade β . É sabido que as espécies de *Cichla* causam impactos a médio e longo prazo, promovendo a desestruturação da cadeia trófica local e consequentes impactos negativos nas funções e serviços ecossistêmicos (Leal et al., 2021). Isso torna urgente a tomada de medidas de prevenção que não apenas impeçam novas estocagens dessas espécies, reduzindo a pressão de propágulo, mas também a de controle baseada no fomento da pesca e seu consumo (*sensu* Santos et al., 2019). Iniciativas de educação ambiental (*sensu* Azevedo-Santos et al., 2015), difundindo adequadamente o conhecimento acumulado sobre os impactos dessas espécies, são importantes para prevenir novas introduções. É urgente que a sociedade esteja alerta sobre as iniciativas de órgãos ou associações estocagem e a atuação de legisladores que atuam disseminando ou protegendo espécies de fora do range nativo.

REFERÊNCIAS

Agostinho AA, Gomes LC, Bonecker CC, Thomaz SM. Padrões e variação de longo prazo na Planície de Inundação do alto rio Paraná. In: Tabarelli M; RCFD, Romanowski HP, Rocha O, Lacerda LD, editors. PELD – CNPq: dez anos do Programa de Pesquisas Ecológicas de longa duração do Brasil: achados, lições e perspectivas. Recife-PE: Universitária da UFPE; 2013. p.446.

Agostinho AA, Gomes LC, Pelicice FM. Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil. Maringá: EDUEM; 2007.

Agostinho AA, Ortega JCG, Bailly D, Graça WJ, Pelicice FM, Júlio Jr. HF. Introduced Cichlids in the Americas: Distribution Patterns, Invasion Ecology, and Impacts. In: Abate ME., Noakes DLG, editors. The Behavior, Ecology and Evolution of Cichlid Fishes. Springer Netherlands; 2021. p.313–61.

- Agostinho AA, Pelicice FM, Gomes L. Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. *Brazilian Journal of Biology*. 2008; 68(4 suppl):1119–32. doi: <https://doi.org/10.1590/S1519-69842008000500019>.
- Agostinho AA, Rodrigues L, Gomes LC, Thomaz SM, Miranda LE. Structure and functioning of the Paraná River and its floodplain. Maringá: EDUEM; 2004.
- Alves MCB, Barthem RB. The freshwater fishery based on peacock bass *Cichla* spp. (Perciformes, Cichlidae) on the reservoir in the Tucuruí hydroelectric dam, in the Tocantins River, Pará State. *Boletim Do Instituto de Pesca Sao Paulo*. 2008; 34(4):553–61.
- Azevedo-Santos VM, Pelicice FM, Lima-Junior DP, Magalhães ALB, Orsi ML, Vitule JRS, et al. How to avoid fish introductions in Brazil: education and information as alternatives. *Natureza & Conservação*. 2015; 13(2):123–32. doi: <https://doi.org/10.1016/J.NCON.2015.06.002>.
- Baselga A. Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography*. 2010; 19(1):134–43.
- Baumgartner MT, de Oliveira AG, Agostinho AA, Gomes LC. Fish functional diversity responses following flood pulses in the upper Paraná River floodplain. *Ecology of Freshwater Fish*. 2018; 27(4):910–9. doi: <https://doi.org/10.1111/eff.12402>.
- Bower SD, Danylchuk AJ, Brownscombe JW, Thiem JD, Cooke SJ. Evaluating effects of catch-and-release angling on peacock bass (*Cichlaocellaris*) in a Puerto Rican reservoir: A rapid assessment approach. *Fisheries Research*. 2016; 175:95–102. doi: <https://doi.org/10.1016/J.FISHRES.2015.11.014>.
- Briñez B, Júlio HF, Alves Pinto Prioli SM, Cintra Maniglia T, José Prioli A. Molecular identification of *Cichla* (Perciformes: Cichlidae) introduced in reservoirs in Southern Brazil. *Acta Scientiarum Biological Sciences*. 2012; 35(2):233–9. doi: <https://doi.org/10.4025/actascibiolsci.v35i2.10684>.
- Casarim R, Pereira RB, Pompeu P dos S. Ichthyofauna of the Sumidouro system, state of Minas. *CheckList*. 2014; 10(4):864–9. doi: <https://doi.org/10.15560/10.4.864>.
- Deprá GC, Oliveira AG, Silva AB, Frota A, Proença HC, Message HJ, et al. A New Potential Invader: First Record of the Pirambeba *Serrasalmus geryi* (Characiformes: Serrasalmidae) in the upper Paraná River floodplain, Brazil. *Journal of Ichthyology*. 2021; 61(2):190–5. doi: <https://doi.org/10.1134/S0032945221020041>.
- Douglas Bates, Martin Machler, ben Bolker, Steve Walker. Fitting Linear Mixed-Effects Models Using - lme4. *Journal of Statistical Software*. 2015; 67(1):1–48. doi: <https://doi.org/10.18637/jss.v067.i01>.
- Douma JC, Weedon JT. Analysing continuous proportions in ecology and evolution: A practical introduction to beta and Dirichlet regression. *Methods in Ecology and Evolution*. 2019; 10(9):1412–30. doi: <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13234>.
- Dudgeon D. Requiem for a river: extinctions, climate change and the last of the Yangtze. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*. 2010; 20:127–31. doi: <https://doi.org/10.1002/aqc.1098>.

- Englund G, Johansson F, Olofsson P, Salonsaari J, Öhman J. Predation leads to assembly rules in fragmented fish communities. *Ecology Letters*. 2009; 12(7):663–71. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01322.x>.
- Fox J, Weisberg S. *An R companion to applied regression* 2019.
- Fragoso-Moura EN, Oporto LT, Maia-Barbosa PM, Barbosa FAR. Loss of biodiversity in a conservation unit of the Brazilian Atlantic Forest: the effect of introducing non-native fish species. *Brazilian Journal of Biology*. 2016. doi: <https://doi.org/10.1590/1519-6984.07914>.
- Franco ACS, García-Berthou E, Santos LND. Ecological impacts of an invasive top predator fish across South America. *Science of the Total Environment*. 2021; 761. doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143296>.
- Franco ACS, Petry AC, Tavares MR, Fátima Ramos Guimarães T, Santos LN. Global distribution of the South American peacock basses *Cichla* spp. follows human interference. *Fish and Fisheries*. 2022; 23(2):407–21. doi: <https://doi.org/10.1111/faf.12624>.
- Fugi R, Luz-Agostinho KDG, Agostinho AA. Trophic interaction between an introduced (peacock bass) and a native (dogfish) piscivorous fish in a Neotropical impounded river. *Hydrobiologia*. 2008; 607(1):143–50. doi: <https://doi.org/10.1007/s10750-008-9384-2>.
- Gasques L, Mansini Carrenho Fabrin T, Maria Alves Pinto Prioli S, José Prioli A. A introdução do gênero *Cichla* [Block e Schneider, 1801] na planície de inundação do alto rio Paraná. *ArqCiêncVetZool UNIPAR*. 2014(4):261–6. doi: <https://doi.org/10.25110/arqvet.v17i4.2014.5027>.
- Gomiero LM. Métodos de coleta utilizados na captura de tucunarés (*Cichla* spp.) para fins científicos. *Revista Brasileira de Engenharia de Pesca*. 2010; 5(1):I–XIII. doi: <https://doi.org/10.18817/REPESCA.V5I1.155>.
- Gomiero LM, Braga FM de S. Relação peso-comprimento e fator de condição para *Cichla* cf. *ocellaris* e *Cichlamonoculus* (Perciformes, Cichlidae) no reservatório de Volta Grande, rio Grande - MG/SP. *Acta Scientiarum Biological Sciences*. 2003; 25(1). doi: <https://doi.org/10.4025/actascibiolsci.v25i1.2119>.
- Gomiero LM, Braga FMS. Feeding of introduced species of *Cichla* (Perciformes, Cichlidae) in Volta Grande reservoir, River Grande (MG/SP). *Braz J Biol*. 2004; 64(4):787–95.
- Gomiero LM, Villares Junior GA, Naous F. Reproduction of *Cichla kelberi* Kullander and Ferreira, 2006 introduced into an artificial lake in southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*. 2009; 69(1):175–83. doi: <https://doi.org/10.1590/S1519-69842009000100023>.
- Graça WJ da, Pavanelli CS. Peixes da planície de inundação do alto rio Paraná e áreas adjacentes. *EDUEM*; 2007.
- Hambler C. Evidence-based or evidence blind? Priorities for revitalizing conservation. *ECOS*. 2015; 36(3/4):23–4.
- Jepsen DB, Winemiller KO, Taphorn DC. Temporal patterns of resource partitioning among *Cichla* species in a Venezuelan blackwater river. *Journal of Fish Biology*. 1997; 51(6):1085–108. doi: <https://doi.org/10.1006/jfbi.1997.0525>.

Junk W, Bayley P, Sparks R. The Flood Pulse Concept in River-Floodplain Systems. *Can. Spec. Public Fish. Aquat. Sci.*, vol. 106. 1989.

Junk WJ, Cunha ND, Thomaz SM, Agostinho AA, Ferreira FA, Filho EEDS, et al. Macrohabitat classification of wetlands as a powerful tool for management and protection: The example of the Paraná River floodplain, Brazil. *Ecohydrology and Hydrobiology*. 2021; 21(3):411–24. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecohyd.2021.05.006>.

Kovalenko KE, Dibble ED, Agostinho AA, Pelicice FM. Recognition of non-native peacock bass, *Cichla kelberi* by native prey: testing the naiveté hypothesis. *Biological Invasions*. 2010; 12(9):3071–80. doi: <https://doi.org/10.1007/s10530-010-9698-7>.

Latini AO, Petrere M. Reduction of a native fish fauna by alien species: an example from Brazilian freshwater tropical lakes. *Fisheries Management and Ecology*. 2004; 11(2):71–9. doi: <https://doi.org/10.1046/j.1365-2400.2003.00372.x>.

Leal LB, Hoeninghaus DJ, Compson ZG, Agostinho AA, Fernandes R, Pelicice FM. Changes in ecosystem functions generated by fish populations after the introduction of a non-native predator (*Cichla kelberi*) (perciformes: Cichlidae). *Neotropical Ichthyology*. 2021; 19(3). doi: <https://doi.org/10.1590/1982-0224-2021-0041>.

Lizama MDLAP, Ambrosio AM. Crescimento, recrutamento e mortalidade do pequi *Moenkhausia intermedia* (Osteichthyes, Characidae) na planície de inundação do alto rio Paraná, Brasil. *Acta Scientiarum Biological Sciences*. 2003; 25(2). doi: <https://doi.org/10.4025/actascibiols.v25i2.2020>.

Lopes TM, Peláez O, Dias RM, de Oliveira AG, Rauber RG, Gomes LC, et al. Temporal changes in migratory fish body size in a neotropical floodplain. *Oecologia Australis*. 2020; 24(2):489–504. doi: <https://doi.org/10.4257/OECO.2020.2402.18>.

Mack RN, Simberloff D, Lonsdale WM, Evans H, Clout M, Bazzaz FA. Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control. *Ecological Applications*. 2000; 10(3):689–710. doi: <https://doi.org/10.1890/1051-0761>.

Maier MJ. *DirichletReg: Dirichlet Regression* 2021.

Maier MJ. *DirichletReg: Dirichlet Regression for Compositional Data in R*. Vol. 125, Research Report Series/Department of Statistics and Mathematics. WU Vienna University of Economics and Business. 2014.

Moi DA, Alves DC, Figueiredo BRS, Antiqueira PAP, Teixeira de Mello F, Jeppesen E, et al. Non-native fishes homogenize native fish communities and reduce ecosystem multifunctionality in tropical lakes over 16 years. *Science of The Total Environment*. 2021; 769:144524. doi: <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2020.144524>.

Nascimento Filho SL do, Nascimento Moura A do. Strong top-down effects of omnivorous fish and macroinvertebrates on periphytic algae and macrophytes in a tropical reservoir. *Aquatic Ecology*. 2021; 55(2):667–80. doi: <https://doi.org/10.1007/s10452-021-09853-6>.

Oliveira AG de, Lopes TM, Angulo-Valencia MA, Dias RM, Suzuki HI, Costa ICB, et al. Relationship of freshwater fish recruitment with distinct reproductive strategies and flood

attributes: a long-term view in the Upper Paraná River floodplain. *Frontiers in Environmental Science*. 2020; 8. doi: <https://doi.org/10.3389/fenvs.2020.577181>.

Oliveira AG, Gomes LC, Latini JD, Agostinho AA. Implications of using a variety of fishing strategies and sampling techniques across different biotopes to determine fish species composition and diversity. *Natureza & Conservação*. 2014; 12(2):112–7. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ncon.2014.08.004>.

Ortega JCG. First record of Peacock bass *Cichla kelberi* Kullander & Ferreira, 2006 in the Brazilian Pantanal. *BioInvasions Records*. 2015; 4(2):133–8. doi: <https://doi.org/10.3391/bir.2015.4.2.10>.

Ota RR, Deprá G de C, da Graça WJ, Pavanelli CS. Peixes da planície de inundação do alto rio Paraná e áreas adjacentes: Revised, annotated and updated. *Neotropical Ichthyology*. 2018; 16(2). doi: <https://doi.org/10.1590/1982-0224-20170094>.

Ota RR, Frota A, Oliveira AG, Nardi G, Proença HC, Message HJ, et al. Brazilian fish fauna threatened by a proposal for a new law protecting invaders. *Biodiversity and Conservation*. 2019; 28(3):787–9. doi: <https://doi.org/10.1007/s10531-018-1683-y>.

Pelicice FM, Agostinho AA. Fish fauna destruction after the introduction of a non-native predator (*Cichla kelberi*) in a Neotropical reservoir. *Biological Invasions*. 2009; 11:1789–801. doi: <https://doi.org/10.1007/s10530-008-9358-3>.

Pelicice FM, Latini JD, Agostinho AA. Fish fauna disassembly after the introduction of a voracious predator: main drivers and the role of the invader's demography. *Hydrobiologia*. 2015; 746(1):271–83. doi: <https://doi.org/10.1007/S10750-014-1911-8/FIGURES/3>.

Pelicice FM, Vitule JRS, Lima Junior DP, Orsi ML, Agostinho AA. A serious new threat to Brazilian freshwater ecosystems: The naturalization of nonnative fish by decree. *Conservation Letters*. 2014. doi: <https://doi.org/10.1111/conl.12029>.

Pereira LS, Agostinho AA, Gomes LC. Eating the competitor: a mechanism of invasion. *Hydrobiologia*. 2015; 746(1):223–31. doi: <https://doi.org/10.1007/s10750-014-2031-1>.

Pereira LS, Agostinho AA, Winemiller KO. Revisiting cannibalism in fishes. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*. 2017a; 27(3):499–513. doi: <https://doi.org/10.1007/s11160-017-9469-y>.

Pereira LS, Tencatt LFC, Dias RM, de Oliveira AG, Agostinho AA. Effects of long and short flooding years on the feeding ecology of piscivorous fish in floodplain river systems. *Hydrobiologia*. 2017b; 795(1):65–80. doi: <https://doi.org/10.1007/s10750-017-3115-5>.

Pereyra PJ. Revisiting the use of the invasive species concept: An empirical approach. *Austral Ecology*. 2016; 41(5):519–28. doi: <https://doi.org/10.1111/aec.12340>.

Petsch DK. Causes and consequences of biotic homogenization in freshwater ecosystems. *International Review of Hydrobiology*. 2016; 101(3–4):113–22. doi: <https://doi.org/10.1002/IROH.201601850>.

Pignatari C, Diniz G. Projeto de Lei No 614, DE 2018. 2018.

- Pimentel D, Zuniga R, Morrison D. Update on the environmental and economic costs associated with alien-invasive species in the United States. *Ecological Economics*. 2005; 52(3):273–88. doi: <https://doi.org/10.1016/J.ECOLECON.2004.10.002>.
- Pinheiro JC, Bates DM. Linear mixed-effects models: basic concepts and examples. *Mixed-Effects Models in S and S-Plus*. 2000:3–56.
- R Core Team. R: The R Project for Statistical Computing. The R Foundation. 2019.
- Resende EK, Marques D, Ferreira L. A successful case of biological invasion: the fish *Cichlapiquiti*, an Amazonian species introduced into the Pantanal, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*. 2008; 68(4):799–805. doi: <https://doi.org/10.1590/S1519-69842008000400014>.
- Rocha, O., Espíndola, E. L. G., Fenerich-Verani, N., Verani, J. R. and Rietzler AC. Espécies invasoras em águas doces: estudos de caso e propostas de manejo 2005.
- Santos LN, Agostinho AA, Santos AFGN, García-Berthou E. Reconciliation ecology in Neotropical reservoirs: can fishing help to mitigate the impacts of invasive fishes on native populations? *Hydrobiologia*. 2019; 826(1):183–93. doi: <https://doi.org/10.1007/s10750-018-3728-3>.
- Sastraprawira SM, Abd. Razak IH, Shahimi S, Pati S, Edinur HA, John AB, et al. A review on introduced *Cichla* spp. and emerging concerns. *Heliyon*. 2020; 6(11). doi: <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2020.e05370>.
- Sharma S, vanderZanden MJ, Magnuson JJ, Lyons J. Comparing climate change and species invasions as drivers of coldwater fish population extirpations. *PLoS ONE*. 2011; 6(8): e22906. doi: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0022906>.
- Sharpe DMT, de León LF, González R, Torchin ME. Tropical fish community does not recover 45 years after predator introduction. *Ecology*. 2017; 98(2):412–24. doi: <https://doi.org/10.1002/ECY.1648>.
- Sharpe DMT, de Lira JJPR, Brown GE, Torchin ME, Hendry AP. Testing the prey naiveté hypothesis: Can native prey (*Astyanax ruberrimus*) recognize an introduced top predator, *Cichlamonoculus*? *Biological Invasions*. 2021; 23(1):205–19. doi: <https://doi.org/10.1007/s10530-020-02369-4>.
- Simberloff D, Vitule JRS. A call for an end to calls for the end of invasion biology. *Oikos*. 2014; 123(4):408–13. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2013.01228.x>.
- Thomaz SM, Agostinho AA, Gomes LC, Silveira MJ, Rejmánek M, Aslan CE, et al. Using space-for-time substitution and time sequence approaches in invasion ecology. *Freshwater Biology*. 2012; 57(11):2401–10. doi: <https://doi.org/10.1111/FWB.12005>.
- Vasconcellos MG, Assumpção AM, Soares AS, Lucca JV, Verani JR, Fenerich-Verani N, et al. Análise da diversidade de espécies de peixes de 4 lagoas do Sistema de Lagos do Vale do Médio rio Doce-MG, em relação à ocorrência de espécies exóticas. *Espécies invasoras em águas doces. Estudos de caso e propostas de manejo*. São Carlos: Universidade Federal de São Carlos; 2005. p.119–29.

Willis SC, Macrander J, Farias IP, Ortí G.

Simultaneous delimitation of species and quantification of interspecific hybridization in Amazonian peacock cichlids (genus *Cichla*) using multi-locus data. *BMC Evol Biol.* 2012; 12(1):96. doi: <https://doi.org/10.1186/1471-2148-12-96/TABLES/3>.

Winemiller KO, Taphorn DC, Barbarino-Duque A. Ecology of *Cichla* (Cichlidae) in two blackwater rivers of Southern Venezuela. *Copeia.* 1997(4):690–6. doi: <https://doi.org/10.2307/1447287>.

Winemiller KO, Winemiller LCKelso, Montaña CG. Peacock Bass: diversity, ecology and conservation. vol. 1. 1st ed. 2021.

Zaret TM, Paine RT. Species introduction in a tropical lake. *Science* (1979). 1973; 182(4111):449–55. doi: <https://doi.org/10.1126/SCIENCE.182.4111.449>.

Zuur AF, Ieno EN, Walker NJ, Saveliev AA, Smith GM. Mixed effects models and extensions in ecology with R. vol. 574. New York: Springer; 2009.

APÊNDICE A –Lista de espécies, gráficos adicionais e estimativas dos modelos

Tabela S1 – Lista de espécies coletadas na Planície de Inundação do alto rio Paraná entre 2000 e 2019 com rede de espera e rede de arrasto.

Classificação	Nome utilizado
CHARACIFORMES	
Acestrorhynchidae	
<i>Acestrorhynchus lacustris</i> (Lütken, 1875)	
<i>Acestrorhynchus pantaneiro</i> Menezes, 1992	
Anostomidae	
<i>Leporellus vittatus</i> (Valenciennes, 1850)	
<i>Leporinus friderici</i> (Bloch, 1794)	
<i>Leporinus lacustris</i> Campos, 1945	
<i>Leporinus octofasciatus</i> Steindachner, 1915	
<i>Leporinus striatus</i> Kner, 1858	
<i>Megaleporinus macrocephalus</i> (Garavello, Britski, 1988)	
<i>Megaleporinus obtusidens</i> (Valenciennes, 1836)	
<i>Megaleporinus piavussu</i> (Britski, Birindelli, Garavello, 2012)	
<i>Schizodon altoparanae</i> Garavello, Britski, 1990	
<i>Schizodon borellii</i> (Boulenger, 1900)	
<i>Schizodon nasutus</i> Kner, 1858	
Aphyocharacinae	
<i>Aphyocharax dentatu</i> Eigenmann, Kennedy, 1903	
<i>Aphyocharax anisitsi</i> Eigenmann, Kennedy, 1903	
<i>Aphyocharax sp.</i>	
Bryconidae	
<i>Brycon hilarii</i> (Valenciennes, 1850)	
<i>Brycon orbignyanus</i> (Valenciennes, 1850)	
<i>Salminus brasiliensis</i> (Cuvier, 1816)	
<i>Salminus hilarii</i> Valenciennes, 1850	
Characidae	
<i>Astyanax aff. fasciatus</i> (Cuvier, 1819)	
<i>Astyanax lacustris</i> (Lütken, 1875)	
<i>Astyanax schubarti</i> Britski, 1964	
<i>Hemigrammus ora</i> Zarske, Le Bail, Géry, 2006	
<i>Hyphessobrycon eques</i> (Steindachner, 1882)	
<i>Hyphessobrycon sp.</i>	
<i>Moenkhausia cf. gracilima</i> Eigenmann, 1908	<i>Moenkhausia spp.</i>
<i>Moenkhausia aff. intermedia</i> Eigenmann, 1908	<i>Moenkhausia spp.</i>

<i>Moenkhausia bonita</i> Benine, Castro, Sabino, 2004	<i>Moenkhausia</i> spp.
<i>Moenkhausia</i> spp.	<i>Moenkhausia</i> spp.
<i>Moenkhausia forestii</i> Benine, Mariguela, Oliveira, 2009	<i>Moenkhausia</i> spp.
<i>Oligosarcus paranensis</i> Menezes, Géry, 1983	
<i>Oligosarcus pintoii</i> Campos, 1945	
<i>Psellogrammus kennedyi</i> (Eigenmann, 1903)	
<i>Galeocharax gulo</i> (Cope, 1870)	
<i>Roeboides descavadensis</i> Fowler, 1932	
Cheirodontinae	
<i>Aphyocheirodon hemigrammus</i> Eigenmann, 1915	
<i>Odontostilbe avanhandava</i> Chuctaya, Bührnheim, Malabarba, 2018	
<i>Serrapinnus notomelas</i> (Eigenmann, 1915)	
<i>Serrapinnus</i> sp. 1	
<i>Serrapinnus</i> sp. 2	
Crenuchidae	
<i>Characidium</i> aff. <i>zebra</i> Eigenmann, 1909	
Curimatidae	
<i>Cyphocharax modestus</i> (Fernández-Yépez, 1948)	
<i>Cyphocharax nagelii</i> (Steindachner, 1881)	
<i>Steindachnerina brevipinna</i> (Eigenmann, Eigenmann, 1889)	
<i>Steindachnerina insculpta</i> (Fernández-Yépez, 1948)	
Cynodontidae	
<i>Rhaphiodon vulpinus</i> Spix, Agassiz, 1829	
Erythrinidae	
<i>Erythrinus erythrinus</i> (Bloch, Schneider, 1801)	
<i>Hoplerythrinus unitaeniatus</i> (Agassiz, 1829)	
<i>Hoplias argentinensis</i> Rosso, González-Castro, Bogan, Cardoso, Mabragaña, Delpiani, & Díaz de Astarloa, 2018	<i>Hoplias</i> spp.
<i>Hoplias mbigua</i> Azpelicueta, Benítez, Aichino, Mendez, 2015 *	<i>Hoplias</i> spp.
<i>Hoplias missioneira</i> Rosso, Mabragaña, González-Castro, Delpiani, Avigliano, Schenone, Días de Astarloa, 2016	<i>Hoplias</i> spp.
<i>Hoplias</i> sp.	<i>Hoplias</i> spp.
<i>Hoplias</i> sp.2	<i>Hoplias</i> spp.
Hemiodontidae	
<i>Hemiodus orthonops</i> Eigenmann, Kennedy, 1903	
Lebiasinidae	
<i>Pyrrhulina australis</i> Eigenmann, Kennedy, 1903	

Parodontidae*Apareiodon affinis* (Steindachner, 1879)*Parodon nasus* Kner, 1859**Prochilodontidae***Prochilodus lineatus* (Valenciennes, 1836)**Serrasalminae***Colossoma macropomum* (Cuvier, 1818)*Metynnis lippincottianus* (Cope, 1870)*Myloplustiete* (Eigenmann, Norris, 1900)*Piaractus mesopotamicus* (Holmberg, 1887)*Serrasalmus maculatus* Kner, 1858 *Serrasalmus* spp.*Serrasalmus marginatus* Valenciennes, 1837 *Serrasalmus* spp.*Serrasalmus geryi* Jégu & Santos, 1988 *Serrasalmus* spp.**Stevardiinae***Piabarchus stramineus* (Eigenmann, 1908)*Piabina argentea* Reinhardt, 1867*Diapoma guarani* (Mahnert, Géry, 1987)**Triporthidae***Triporthus nematurus* (Kner, 1858)**CICHLIFORMES****Cichlidae***Apistogramma commbrae* (Regan, 1906)*Aequidens plagiozonatus* Kullander, 1984*Astronotus crassipinnis* (Heckel, 1840) **Cichla kelberi* Kullander, Ferreira, 2006 *Cichla* spp.*Cichla piquiti* Kullander, Ferreira, 2006 *Cichla* spp.*Cichlasoma paranaense* Kullander, 1983*Crenicichla britskii* Kullander, 1982*Crenicichla haroldoi* Luengo, Britski, 1974*Crenicichla jaguarensis* Haseman, 1911*Crenicichla* sp.*Geophagus* cf. *Proximus* (Castelnau, 1855)*Geophagus brasiliensis* (Quoy, Gaimard, 1824)*Laetacara araguaiae* Ottoni, Costa, 2009*Satanoperca* sp.*Tilapia rendalli* (Boulenger, 1897)**CLUPEIFORMES****Clupeidae**

Platanichthys platana (Regan, 1917)

CYPRINODONTIFORMES

Poeciliidae

Pamphorichthys hollandi (Henn, 1916)

Sciaenidae

Plagioscion squamosissimus (Heckel, 1840)

Cynolebiidae

Melanorivulus sp.

GYMNOTIFORMES

Apteronotidae

Apteronotus ellisi (Arámburu, 1957)

Apteronotus acidops Triques, 2011

Apteronotus aff. *albifrons* (Linnaeus, 1766)

Apteronotus cf. *caudimaculosus* Santana, 2003

Gymnotidae

Gymnotus inaequilabiatus (Valenciennes, 1839) *Gymnotus* spp.

Gymnotus pantanal Fernandes, Albert, Daniel-Silva, Lopes, Crampton, Almeida-Toledo, 2005 *Gymnotus* spp.

Gymnotus paraguensis Albert, Crampton, 2003 *Gymnotus* spp.

Gymnotus sylvius Albert, Fernandes-Matioli, 1999 *Gymnotus* spp.

Hypopomidae

Brachyhypopomus gauderio Giora, Malabarba, 2009

Rhamphichthyidae

Rhamphichthys hahni (Meinken, 1937)

Sternopygidae

Eigenmannia trilineata López, Castello, 1966

Eigenmannia virescens (Valenciennes, 1836)

Sternopygus macrurus (Bloch, Schneider, 1801)

Stevardiinae

Bryconamericus exodon Eigenmann, 1907

Knodus moenkhausii (Eigenmann, Kennedy, 1903)

MYLIOBATIFORMES

Potamotrygonidae

Potamotrygon amandae Loboda, Carvalho, 2013

Potamotrygon cf. *falkneri* Castex, Maciel, 1963

PLEURONECTIFORMES

Achiridae

Catathyridium jenynsii (Günther, 1862)

SILURIFORMES

Auchenipteridae*Ageneiosus inermis* (Linnaeus, 1766)*Ageneiosus militaris* Valenciennes, 1836*Ageneiosus ucayalensis* Castelnau, 1855*Auchenipterus osteomystax* (Miranda Ribeiro, 1918)*Parauchenipterus galeatus* (Linnaeus, 1766)*Trachelyopterus* sp.**Callichthyidae***Callichthys callichthys* (Linnaeus, 1758)*Hoplosternum littorale* (Hancock, 1828)*Lepthoplosternum pectorale* (Boulenger, 1895)**Clariidae***Clarias gariepinus* (Burchell, 1822)**Doradidae***Ossancora eigenmanni* (Boulenger, 1895)*Platydoras armatulus* (Valenciennes, 1840)*Pterodoras granulosus* (Valenciennes, 1821)*Rhinodoras dorbignyi* (Kner, 1855)*Trachydoras paraguayensis* (Eigenmann, Ward, 1907) ***Heptapteridae***Pimelodella avanhandavae* Eigenmann, 1917*Pimelodella gracilis* (Valenciennes, 1835)*Pimelodella taenioptera* Miranda-Ribeiro, 1914*Rhamdia quelen* (Quoy, Gaimard, 1824)**Hypostominae***Hypostomus albopunctatus* (Regan, 1908) *Hypostomus* spp.*Hypostomus ancistroides* (Ihering, 1911) *Hypostomus* spp.*Hypostomus cochliodon* Kner, 1854 *Hypostomus* spp.*Hypostomus commersoni* Valenciennes, 1836 *Hypostomus* spp.*Hypostomus hermanni* (Ihering, 1905) *Hypostomus* spp.*Hypostomus iheringii* (Regan, 1908)*Hypostomus microstomus* Weber, 1987 *Hypostomus* spp.*Hypostomus regani* (Ihering, 1905) *Hypostomus* spp.*Hypostomus* cf. *strigaticeps* (Regan, 1908) *Hypostomus* spp.*Hypostomus ternetzi* (Boulenger, 1895) *Hypostomus* spp.*Megalancistrus parananus* (Peters, 1881)*Pterygoplichthys ambrosettii* (Holmberg, 1893)

Loricariinae*Farlowella hahni* Meinken, 1937*Loricaria prolixa* Isbrücker, Nijssen, 1978*Loricaria* sp.*Loricariichthys platymetopon* Isbrücker, Nijssen, 1979*Loricariichthys rostratus* Reis, Pereira, 2000**Pimelodidae***Hemisorubim platyrhynchus* (Valenciennes, 1840)*Hypophthalmus oremaculatus* Nani, Fuster, 1947*Iheringichthys labrosus* (Lütken, 1874)*Megalonema platanum* (Günther, 1880)*Pimelodus maculatus* Lacépède, 1803*Pimelodus microstoma* Steindachner, 1877*Pimelodus misteriosus* Azpelicueta, 1998*Pimelodus ornatus* Kner, 1858*Pimelodus paranaensis* Britski, Langeani, 1988*Pinirampus pirinampu* (Agassiz, 1829)*Pseudoplatystoma corruscans* (Spix, Agassiz, 1829)*Pseudoplatystoma reticulatum* Eigenmann, Eigenmann,
1889*Sorubim lima* (Bloch, Schneider, 1801)*Zungaro jahu* (Ihering, 1898)**Pseudopimelodidae***Pseudopimelodus mangurus* (Valenciennes, 1835)**Rhinelepinae***Rhinelepis aspera* Spix, Agassiz, 1829**SYNBRANCHIFORMES****Synbranchidae***Synbranchus marmoratus* Bloch, 1795

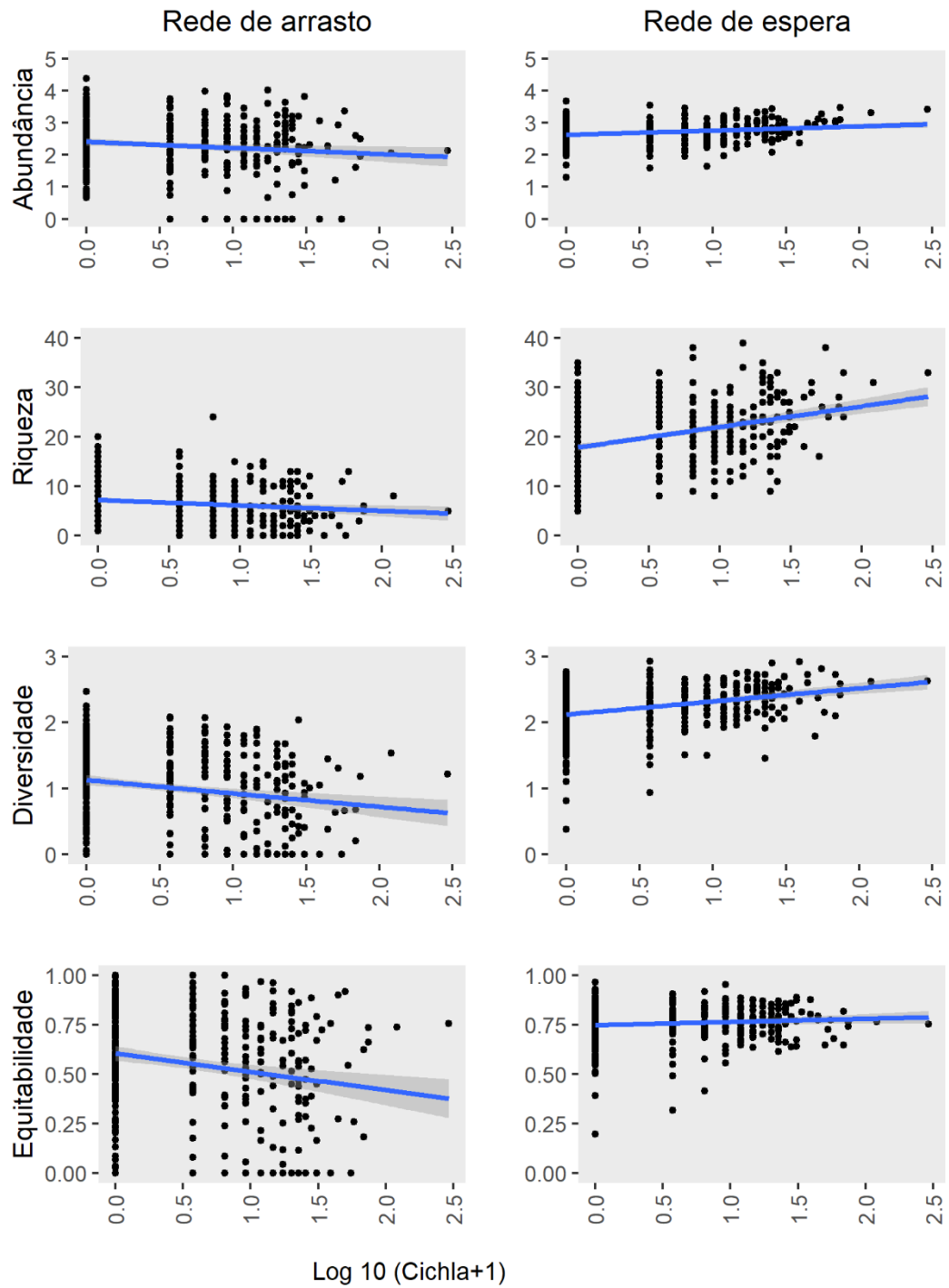


Figura S1. Influência de *Cichla* sobre atributos de comunidade (abundância, riqueza, diversidade e equitabilidade) para assembleia de peixes coletadas com rede de arrasto (esquerda) e rede de espera (direita).

Tabela S2. Estimativas dos parâmetros dos modelos lineares mistos dos atributos da assembleia de peixes da **rede de arrasto** (abundância, riqueza, diversidade e equitabilidade) em relação ao ano, nível hidrométrico do rio e abundância de *Cichla* spp (logaritimizado). A sazonalidade foi controlada no efeito aleatório. O intercepto representa o nível ‘Ano-2002’. Valores em negrito indicam p significativos ($p < 0,05$).

Atributo	Efeito aleatório	Efeito fixo	Estimativa	Erro padrão	GL	t-valor	P	
Abundância	DP = 0,24 DP residual = 0,86	Intercepto	7,02	0,83	45	8,49	<0,001	
		Ano-2003	0,50	0,90	45	0,55	0,58	
		Ano-2004	-0,55	0,78	45	-0,71	0,48	
		Ano-2005	1,05	0,73	45	1,44	0,16	
		Ano-2006	-0,66	0,76	45	-0,87	0,39	
		Ano-2007	0,58	0,75	45	0,78	0,44	
		Ano-2008	-0,31	0,75	45	-0,41	0,68	
		Ano-2009	0,01	0,79	45	0,02	0,99	
		Ano-2010	0,59	0,77	45	0,75	0,46	
		Ano-2011	0,57	0,77	45	0,74	0,46	
		Ano-2012	-0,05	0,74	45	-0,06	0,95	
		Ano-2013	-0,31	0,73	45	-0,41	0,69	
		Ano-2014	0,38	0,75	45	0,51	0,61	
		Ano-2015	-0,91	0,91	45	-1,23	0,22	
		Ano-2016	-0,22	0,75	45	-0,29	0,78	
		Ano-2017	-1,51	0,76	45	-1,66	0,10	
		Ano-2018	-0,06	0,30	45	-0,09	0,93	
		Ano-2019	-0,65	0,76	45	-0,85	0,40	
		Nível Abundância <i>Cichla</i>	-0,64	0,30	45	-2,14	0,04	0,22
	Diversidade	DP = 0,04 DP residual = 0,21	Intercepto	1,02	0,20	45	5,16	<0,001
Ano-2003			-0,12	0,22	45	-0,56	0,58	
		Ano-2004	0,03	0,19	45	0,16	0,87	
		Ano-2005	-0,01	0,18	45	-0,03	0,98	
		Ano-2006	0,18	0,18	45	1,00	0,32	
		Ano-2007	0,03	0,18	45	0,19	0,85	
		Ano-2008	0,16	0,18	45	0,94	0,35	
		Ano-2009	0,04	0,19	45	0,22	0,83	
		Ano-2010	0,07	0,19	45	0,37	0,71	
		Ano-2011	-0,13	0,19	45	-0,71	0,48	
		Ano-2012	0,03	0,19	45	0,16	0,87	
		Ano-2013	0,10	0,19	45	0,55	0,59	
		Ano-2014	-0,00	0,18	45	-0,02	0,98	
		Ano-2015	0,00	0,18	45	0,02	0,99	
		Ano-2016	-0,15	0,18	45	-0,83	0,41	

		Ano-2017	0,08	0,21	45	0,34	0,73		
		Ano-2018	0,09	0,18	45	0,51	0,61		
		Ano-2019	0,12	0,18	45	0,65	0,52		
		Nível	-0,23	0,07	45	-3,24	<0,001		
		Abundância <i>Cichla</i>	-0,01	0,07	45	-0,09	0,93		
Equitabilidade	DP < 0,001 DP residual = 0,09	Intercepto	0,49	0,09	45	5,63	<0,001		
		Ano-2003	-0,02	0,10	45	-0,21	0,83		
		Ano-2004	0,12	0,09	45	1,35	0,18		
		Ano-2005	-0,03	0,08	45	-0,32	0,75		
		Ano-2006	0,15	0,08	45	1,81	0,08		
		Ano-2007	0,03	0,08	45	0,33	0,74		
		Ano-2008	0,17	0,08	45	2,05	0,05		
		Ano-2009	0,11	0,08	45	1,27	0,20		
		Ano-2010	0,01	0,08	45	0,13	0,90		
		Ano-2011	-0,14	0,08	45	-1,70	0,09		
		Ano-2012	0,00	0,08	45	0,02	0,99		
		Ano-2013	0,05	0,08	45	0,63	0,53		
		Ano-2014	0,03	0,08	45	0,40	0,69		
		Ano-2015	0,10	0,08	45	1,22	0,23		
		Ano-2016	0,10	0,08	45	-1,22	0,23		
		Ano-2017	0,13	0,10	45	1,26	0,21		
		Ano-2018	0,07	0,08	45	0,82	0,42		
		Ano-2019	0,01	0,08	45	1,18	0,24		
				Nível	-0,1	0,03	45	-2,00	0,05
				Abundância <i>Cichla</i>	0,02	0,03	45	0,54	0,59
Riqueza	DP = 0,70 DP residual = 1,74	Intercepto	8,92	1,71	45	5,23	<0,001		
		Ano-2003	-0,94	1,83	45	-0,51	0,61		
		Ano-2004	-2,74	1,57	45	-1,74	0,09		
		Ano-2005	0,54	1,47	45	0,37	0,71		
		Ano-2006	-0,81	1,53	45	-0,52	0,60		
		Ano-2007	-0,07	1,51	45	0,05	0,96		
		Ano-2008	-0,96	1,51	45	-0,63	0,54		
		Ano-2009	-1,18	1,59	45	-0,73	0,46		
		Ano-2010	0,62	1,59	45	0,39	0,70		
		Ano-2011	1,24	1,56	45	0,80	0,43		
		Ano-2012	-0,42	1,56	45	-0,27	0,79		
		Ano-2013	-0,96	1,55	45	-0,62	0,54		
		Ano-2014	-0,86	1,50	45	-0,58	0,57		
		Ano-2015	-2,95	1,48	45	-1,99	0,05		
		Ano-2016	-1,93	1,52	45	-1,27	0,21		
		Ano-2017	-2,13	1,84	45	-1,16	0,25		
		Ano-2018	-0,42	1,52	45	-0,27	0,79		

Ano-2019	-0,88	1,54	45	-0,57	0,57
Nível	-2,24	0,63	45	-3,58	<0,001
Abundância <i>Cichla</i>	-0,72	0,57	45	-1,27	0,21

Tabela S3. Estimativas dos modelos lineares mistos dos atributos da assembleia de peixes da **rede de espera** (abundância, riqueza, diversidade e equitabilidade) em relação ao ano, nível do rio e abundância de *Cichla* spp. A sazonalidade foi controlada no efeito aleatório. O intercepto representa o nível 'Ano-2000'. Valores em negrito indicam p significativos ($p < 0,05$).

Variáveis resposta	Efeito aleatório	Efeito fixo	Estimativa	Erro padrão	DF	t-valor	P
Abundância	DF= 0,08 DF residual = 0,10	Intercepto	2.78	0.08	51	35.81	0,00
		Ano-2001	-0.04	0.09	51	-0.41	0,68
		Ano-2002	-0.10	0.10	51	-0.94	0,35
		Ano-2003	-0.30	0.11	51	-2.65	0,01
		Ano-2004	-0.28	0.09	51	-3.09	0,00
		Ano-2005	-0.11	0.10	51	-1.09	0,28
		Ano-2006	-0.14	0.09	51	-1.46	0,15
		Ano-2007	0.02	0.11	51	0.20	0,84
		Ano-2008	-0.22	0.09	51	-2.41	0,02
		Ano-2009	-0.26	0.09	51	-2.85	0,01
		Ano-2010	0.25	0.12	51	2.03	0,05
		Ano-2011	0.07	0.10	51	0.75	0,46
		Ano-2012	-0.03	0.09	51	-0.31	0,76
		Ano-2013	-0.14	0.09	51	-1.56	0,13
		Ano-2014	-0.33	0.10	51	-3.47	0,00
		Ano-2015	-0.39	0.10	51	-4.08	0,00
		Ano-2016	0.11	0.11	51	1.08	0,29
		Ano-2017	-0.16	0.11	51	-1.37	0,18
		Ano-2018	-0.24	0.09	51	-2.61	0,01
		Ano-2019	-0.37	0.09	51	-3.92	0,00
Nível	-0.08	0.04	51	-2.13	0,04		
Abundância <i>Cichla</i>			0,11	0.07	51	1.66	0,10
Diversidade	DF = 0,02 DF residual = 0,13	Intercepto	2.21	0.08	51	27.51	0,00
		Ano-2001	-0.11	0.11	51	-0.98	0,33
		Ano-2002	-0.18	0.13	51	-1.32	0,19
		Ano-2003	-0.34	0.15	51	-2.32	0,02
		Ano-2004	-0.22	0.12	51	-1.93	0,06
		Ano-2005	0.12	0.13	51	0.91	0,37
		Ano-2006	0.06	0.12	51	0.46	0,65

		Ano-2007	0.01	0.14	51	0.10	0,92
		Ano-2008	-0.07	0.12	51	-0.60	0,55
		Ano-2009	-0.03	0.12	51	-0.28	0,78
		Ano-2010	0.08	0.16	51	0.54	0,59
		Ano-2011	-0.03	0.13	51	-0.24	0,81
		Ano-2012	0.02	0.12	51	0.20	0,84
		Ano-2013	0.01	0.12	51	0.08	0,94
		Ano-2014	-0.07	0.12	51	-0.55	0,58
		Ano-2015	-0.12	0.12	51	-1.00	0,32
		Ano-2016	0.01	0.13	51	0.10	0,92
		Ano-2017	0.14	0.15	51	0.94	0,35
		Ano-2018	0.02	0.12	51	0.15	0,88
		Ano-2019	-0.05	0.12	51	-0.40	0,69
		Nível	-0.06	0.04	51	-1.44	0,16
		Abundância					
		<i>Cichla</i>	0.05	0.09	51	0.56	0,58
Equitabilidade	DF = 0,00	Intercepto	0.78	0.02	51	42.81	0,00
	DF						
	residual =	Ano-2001	-0.01	0.03	51	-0.32	0,75
	0,03						
		Ano-2002	-0.07	0.03	51	-2.42	0,02
		Ano-2003	-0.07	0.03	51	-2.11	0,04
		Ano-2004	-0.05	0.03	51	-1.84	0,07
		Ano-2005	0.01	0.03	51	0.28	0,78
		Ano-2006	0.00	0.03	51	-0.04	0,97
		Ano-2007	-0.04	0.03	51	-1.24	0,22
		Ano-2008	-0.02	0.03	51	-0.83	0,41
		Ano-2009	0.01	0.03	51	0.23	0,82
		Ano-2010	-0.04	0.04	51	-1.21	0,23
		Ano-2011	-0.04	0.03	51	-1.31	0,20
		Ano-2012	-0.04	0.03	51	-1.57	0,12
		Ano-2013	0.00	0.03	51	0.14	0,89
		Ano-2014	-0.01	0.03	51	-0.27	0,79
		Ano-2015	0.01	0.03	51	0.49	0,62
		Ano-2016	-0.04	0.03	51	-1.31	0,20
		Ano-2017	0.03	0.03	51	0.87	0,39
		Ano-2018	0.02	0.03	51	0.65	0,52
		Ano-2019	0.01	0.03	51	0.51	0,61
		Nível	-0.01	0.01	51	-1.32	0,19
		Abundância					
		<i>Cichla</i>	-0.01	0.02	51	-0.39	0,70
Riqueza	DF = 1,32	Intercepto	17.87	1.51	51	11.82	0,00
	DF						
	residual =	Ano-2001	-2.49	1.89	51	-1.32	0,19
	2,15						
		Ano-2002	1.08	2.19	51	0.49	0,62
		Ano-2003	-2.62	2.42	51	-1.08	0,28
		Ano-2004	-1.89	1.90	51	-1.00	0,32
		Ano-2005	2.63	2.20	51	1.19	0,24

Ano-2006	1.51	1.98	51	0.76	0,45
Ano-2007	4.96	2.35	51	2.11	0,04
Ano-2008	-0.11	1.96	51	-0.06	0,96
Ano-2009	-0.66	1.96	51	-0.34	0,74
Ano-2010	7.06	2.56	51	2.75	0,01
Ano-2011	2.79	2.09	51	1.34	0,19
Ano-2012	3.79	1.93	51	1.97	0,05
Ano-2013	-0.03	1.92	51	-0.01	0,99
Ano-2014	-1.37	2.04	51	-0.67	0,51
Ano-2015	-3.19	2.04	51	-1.56	0,12
Ano-2016	5.18	2.22	51	2.33	0,02
Ano-2017	1.79	2.40	51	0.74	0,46
Ano-2018	-0.63	1.96	51	-0.32	0,75
Ano-2019	-2.34	1.97	51	-1.19	0,24
Nível	-1.25	0.79	51	-1.59	0,12
Abundância <i>Cichla</i>	1.64	1.46	51	1.13	0,26

3 ALTERAÇÕES NOS ATRIBUTOS FUNCIONAIS DE PEIXES EM RESPOSTA A ESPÉCIE INVASORA ESTUDADOS AO LONGO DE UMA SÉRIE TEMPORAL DE 18 ANOS

Resumo

As espécies de *Cichla* foram amplamente distribuídas em todo o mundo para atender demandas da pesca esportiva. Conhecidas pelo elevado impacto que promovem nos ambientes em que são introduzidas, em geral antropizados. Os efeitos de sua introdução nas características funcionais de assembleia de peixes em ambientes naturais são ainda pouco conhecidos. Neste estudo avaliamos a influência da abundância de *Cichla* na diversidade funcional de peixes de áreas litorâneas em lagoas de várzeas, monitorada ao longo de uma série temporal de 18 anos (2002 a 2019). Os índices funcionais de riqueza, equitabilidade, divergência e dispersão foram analisados através de modelos de regressão beta, relacionando a abundância de *Cichla* e os anos como variáveis fixas e a sazonalidade como variável randômica. Estes mesmos índices foram avaliados através de relações cruzadas comuns e pré-branqueadas para identificar possíveis *lags* nas relações. Por fim, foram avaliados a influência da abundância de *Cichla* e das variáveis abióticas sobre as características funcionais da assembleia de peixes através da análise de redundância (RDA). Os efeitos de *Cichla* sobre atributos funcionais da assembleia foram imediatos para equitabilidade funcional e dispersão funcional, com a extensão deste efeito após um ano e meio. Para divergência funcional os efeitos foram evidentes após um ano e meio e sete anos, e para riqueza funcional apenas após um ano e meio. As principais características funcionais que foram influenciadas negativamente pela abundância de *Cichla* foram as espécies consideradas presas, com forrageamento diurno e uso de habitat pelágico. Estas características também são afetadas negativamente pela transparência e temperatura da água. A abundância de *Cichla* pode desestabilizar toda a comunidade, sendo que medidas para reduzir a pressão de propágulos e auxiliar no controle das populações de *Cichla* na área invadida são urgentes.

Palavras-chave: Diversidade funcional, Impactos, Invasão de espécies, Espécie não nativa.

CHANGES IN FLOODPLAIN FISH FUNCTIONAL ATTRIBUTES IN RESPONSE TO AN INVASIVE SPECIES OVER AN 18-YEAR TIME SERIES

Abstract

Cichla species were widely distributed around the world to meet the demands of sport fishing. Known for the high impact they promote in the environments in which they are introduced, in general already anthropized. The effects of its introduction on the functional characteristics of fish assemblages in natural environments are still little known. In this study, we evaluated the influence of Cichla abundance on the functional diversity of fish from coastal areas in floodplain lakes, monitored over an 18-year time series (2002 to 2019). Functional indices of richness, evenness, divergence, and dispersion were analyzed using beta regression models, relating Cichla abundance and years as fixed variables and seasonality as a random variable. These same indices were evaluated through common and pre-bleached cross-relations to identify possible lags in the relations. Finally, the influence of Cichla abundance and abiotic variables on the functional characteristics of the fish assemblage was evaluated through redundancy analysis (RDA). The effects of Cichla on assemblage functional attributes were immediate for functional evenness and functional dispersion, with the extension of this effect after a year and a half. For functional divergence, the effects were evident after one and a half and seven years, and for functional richness only after one and a half years. The main functional characteristics that were negatively influenced by the abundance of Cichla were the species considered prey, with diurnal foraging and use of pelagic habitat. These characteristics are also negatively affected by water transparency and temperature. The abundance of Cichla can destabilize the entire community, and measures to reduce the pressure of propagules and help control Cichla populations in the invaded area are urgent.

Keywords: Functional diversity, Impacts, Invasion of species, Non-native species.

3.1 Introdução

A ecologia de invasões requer urgentemente metodologias que possam prever os impactos ecológicos de espécies invasoras existentes, emergentes e potenciais (Cianciaruso et al., 2009; Dick et al., 2014). Ademais, a maior parte dos estudos com espécies invasoras apontam os efeitos sobre a diversidade taxonômica, sabendo-se pouco sobre impactos na diversidade funcional (de Souza et al., 2021; Olden et al., 2018). Isso pode estar relacionado à facilidade de utilizar as medidas tradicionais de diversidade como a riqueza de espécies (Loiseau & Gaertner, 2015) bem como à dificuldade de medir as funções ecossistêmicas em campo (Leal et al., 2021). A escassez de séries históricas que evidenciem as alterações temporais decorrentes das invasões biológicas representa um desafio adicional nesta área do conhecimento (de Souza et al., 2021).

Assim, além dos impactos sobre os padrões de composição e diversidade numa perspectiva taxonômica, as consequências de uma espécie invasora podem ser ainda mais profundas, afetando a diversidade funcional (de Souza et al., 2021; Hermoso et al., 2011). A diversidade funcional está diretamente relacionada às funções que uma espécie desempenha no ecossistema (de Souza et al., 2021; Mouchet et al., 2010; Petchey et al., 2007). Essas funções estão relacionadas às características biológicas das espécies, como morfologia, hábitos alimentares, aspectos reprodutivos e comportamentais (Cianciaruso et al., 2009; Loiseau & Gaertner, 2015; Mouillot et al., 2013). Identificar essas características possibilita o entendimento das funções ecossistêmicas desenvolvidas por essas espécies (Mouillot et al., 2013).

O impacto de uma espécie invasora sobre os traços das espécies de presas permite prever, por exemplo, o impacto ambiental local ou até mesmo ser extrapolado para outras regiões onde a espécie é potencialmente invasora, como demonstrado por Dick et al. (2014). Entre as espécies mais introduzidas em ambientes de água doce, numa escala global, estão os tucunarés, peixes do gênero *Cichla* (Briñez et al., 2012; Franco et al., 2022; Franco, Petry, et al., 2021). Essas espécies são comumente introduzidas para pesca esportiva, dada sua performance desejável durante a captura, sendo considerado um peixe “lutador”, com alta agressividade, atacando com avidez as iscas artificiais (Briñez et al., 2012; Franco et al., 2022; Franco, García-Berthou, et al., 2021; Winemiller et al., 2021). Essas características, adicionadas ao cuidado parental, rápida embriogênese e curto período de maturação (Gomiero & Braga, 2004; Sastraprawira et al., 2020), além de dieta

piscívora quando adulta, fazem com que a espécie se adapte facilmente em um novo ambiente e tenha sucesso no estabelecimento (Gasques et al., 2014; Rabelo & Araújo-Lima, 2002). Entretanto, a elevada pressão de propágulos decorrentes das recorrentes estocagens clandestinas dessa espécie deve também ter papel relevante no seu estabelecimento (Agostinho et al., 2021). Cabe destaque ainda ao lobby da pesca esportiva e à má-informação que tem persuadido legisladores a aprovar proibições de consumo desta espécie, limitando a possibilidade de controle de sua proliferação pela pesca (Agostinho et al., 2021; Ota et al., 2019; Pelicice & Agostinho, 2009).

A introdução do *Cichla* é especialmente preocupante pelo seu grande potencial de alterar profundamente as assembleias de peixes e os ecossistemas (Menezes et al., 2012; Pelicice & Agostinho, 2009; Pinto-Coelho et al., 2008). De fato, nos ambientes onde a espécie foi introduzida, constatou-se rápida redução das espécies de presas e extinção local de espécies (Fragoso-Moura et al., 2016; Franco et al., 2022; Latini & Petrere, 2004; Zaret & Paine, 1973), homogeneização biótica (Pelicice et al., 2015; Pelicice & Agostinho, 2009) ou mesmo alterações nas funções ecossistêmicas (Leal et al., 2021). Esses impactos podem se estender ao longo do tempo, demonstrando que as comunidades afetadas apresentam pouca resiliência em eventos de introdução dessa espécie (Sharpe et al., 2017). Ainda, em muitos locais, as espécies desse gênero podem reproduzir entre si, dando origem a híbridos férteis (Gasques et al., 2014; Oliveira et al., 2006), sendo possível que o vigor desses híbridos possa aumentar ainda mais a variabilidade genética da população e levar a vantagem adaptativa sobre demais predadores nativos e espécies parentais (Gasques et al., 2014).

Os impactos negativos da *Cichla* são mais conhecidos em ambientes antropizados, especialmente reservatórios (Bower et al., 2016; Franco et al., 2022; Gomiero et al., 2009; Pelicice et al., 2015; Pelicice & Agostinho, 2009; Sastraprawira et al., 2020b; Sharpe et al., 2021), sendo seus impactos sobre ambientes naturais, como as planícies de inundação, pouco estudados. As planícies de inundação possuem grande diversidade de habitats e espécies, tendo influência de uma profusão de variáveis e interações bióticas e abióticas estruturando estes ambientes (Moi et al., 2021; Pelicice et al., 2015), sendo o pulso de inundação a principal força atuando sobre estes ecossistemas, regulando seus processos e funcionamento (Agostinho et al., 2013; W. Junk et al., 1989; W. J. Junk et al., 2021), sendo esperado que a resistência biótica seja mais consistente no controle da invasora.

O remanescente livre da planície de inundação do alto rio Paraná comporta rica diversidade faunística, com representantes das espécies de peixes de todo esse segmento da bacia (Agostinho et al., 2013). Para proteger essa fauna foram estabelecidas três unidades de conservação que cobrem todo esse remanescente (230 km) (Agostinho et al., 2013). Sua biota vem sendo monitorada durante as duas últimas décadas pelo programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração – PELD - sítio 6 (CNPq). A *Cichla* chegou nesse remanescente em 1985, tornando-se especialmente abundante nos primeiros anos desse século (Gasques et al., 2014).

Tendo em vista que estudos de longa duração podem auxiliar na compreensão de como espécies invasoras atuam sobre a assembleia, o objetivo desse estudo foi avaliar a influência da abundância das espécies de *Cichla* (tucunarés) na estrutura funcional da assembleia de peixes da planície de inundação do alto rio Paraná ao longo de uma série temporal de 18 anos e identificar quais características funcionais da assembleia são influenciadas pela abundância desse predador. Dado que o impacto da predação da *Cichla* sobre os peixes de pequeno porte é esperado ser direto e imediato, esse foi o estrato de interesse avaliado, sendo amostrado em áreas litorâneas de lagoas de inundação. É esperado que as espécies de *Cichla* tenham influência tanto imediata quanto temporalmente prolongada sobre a estrutura funcional da assembleia de peixes de pequeno porte em todos os seus componentes, mas sobretudo nos que consideram a abundância. Especificamente, pretende-se (i) avaliar a influência da abundância de *Cichla* na diversidade funcional da assembleia de peixes de pequeno porte, considerando os índices funcionais de riqueza, equitabilidade, divergência e dispersão funcional; (ii) avaliar a influência da abundância de *Cichla*, em *lags* temporais, sobre a diversidade funcional da assembleia de peixes de pequeno porte, considerando os índices de riqueza funcional, equitabilidade funcional, divergência funcional, e dispersão funcional, e (iii) avaliar a influência da abundância de *Cichla* e das variáveis abióticas sobre as características funcionais da assembleia de peixes de pequeno porte. Espera-se que a inclusão de respostas funcionais dos impactos de espécies invasoras demonstrem resultados significativos e úteis para conclusões mais acirradas a respeito de seus impactos em ambientes naturais.

3.2 Metodologia

3.2.1 Área de estudo

Os dados para este estudo são provenientes do projeto Pesquisas Ecológicas de Longa Duração – PELD (2000 - 2019) – sítio 6 (CNPq) realizado na planície de inundação do alto rio Paraná (22°40' - 22°50' S e 53°15' - 53°40' W; Figura 1). Esta planície de inundação constitui o último trecho do rio Paraná livre de barragens em território brasileiro, situado entre as barragens de Porto Primavera (São Paulo) e o reservatório de Itaipu (Paraná). Suporta grande diversidade biótica e comporta três áreas de conservação distintas: Área de Proteção das ilhas e várzeas do rio Paraná, Parque Nacional de Ilha Grande e Parque Estadual do rio Ivinhema (Agostinho & Thomaz, 2000; Lansac-Tôha et al., 2019). O regime hidrológico é caracterizado por pulsos de inundação e eventos alternados de seca, responsáveis por aumentar a heterogeneidade entre os *habitats* (Thomaz et al., 2007). A região é composta por ambientes lóticos (rios), semi-lóticos (canais) e lênticos (lagoas conectadas e desconectadas), pertencentes aos rios Paraná, Baía e Ivinhema (Figura 1).

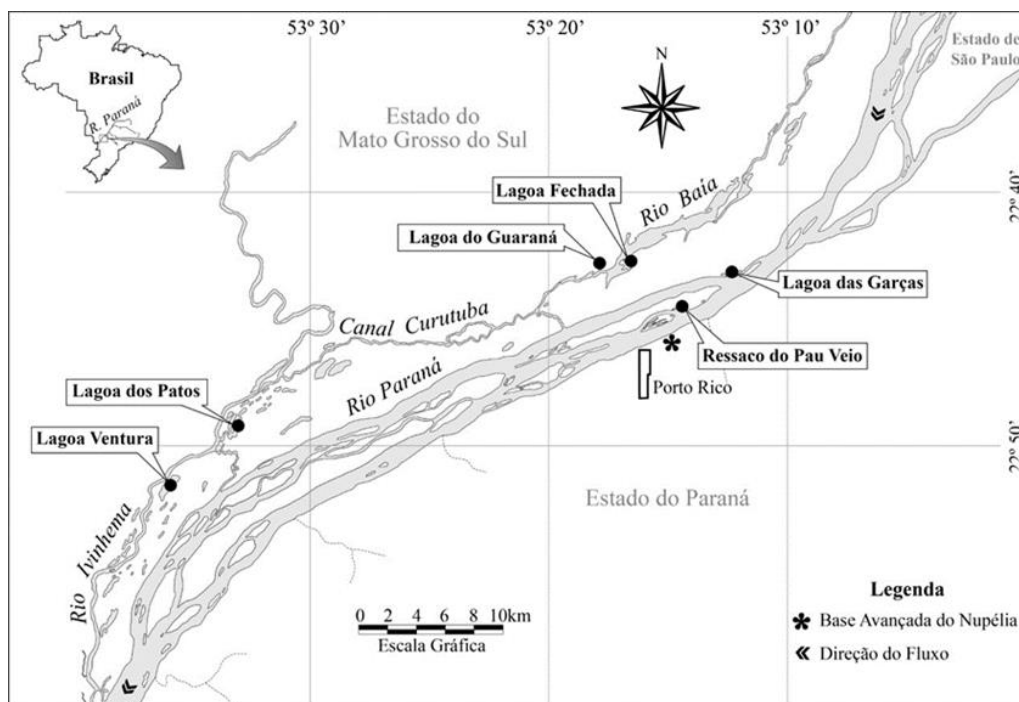


Figura 1. Mapa da região de estudos localizada na planície de inundação do alto rio Paraná (subsistemas rio Ivinhema, Baía e Paraná), em evidência, áreas de amostragem. Autor: Jaime Luiz Lopes Pereira

São duas as espécies do gênero *Cichla* encontradas na planície de inundação do Rio Paraná: *Cichla kelberi* Kullander e Ferreira (2006), e *Cichla piquiti* Kullander & Ferreira (2006) (Ota et al., 2018). As denominações dadas às espécies de *Cichla* (*C. kelberi* e *C. piquiti*) seguem o proposto pelo setor de ictiologia da California Academy of Science (CAS; <https://researcharchive.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/fishcatmain.asp>), mesmo ciente de que estudo de biologia molecular realizado por Willis et al. (2012) indiquem sinonímia entre *C. kelberi* e *C. ocellaris*. Vale ressaltar que a identificação e diferenciação das espécies de *Cichla* introduzidas é complicada devido a fatores como hibridização e policromia (Pelicice et al., 2022). Os primeiros registros foram relatados em 1985 (Gasques et al., 2014). No entanto, com base nos registros dos Projetos Financiadora de Estudos - FINEP (1986-1988) e Programa de Apoio ao Desenvolvimento Científico e Tecnológico e Ciências Ambientais - PADCT/CIAMB (1992-1995), é possível verificar que foi a partir do ano de 2000 que a abundância deste gênero começou a aumentar expressivamente. A introdução dessas espécies na bacia tem sido atribuída a estocagens clandestinas por associações de pesca esportiva (Oliveira et al., 2006) e por escapes da piscicultura (Casimiro et al., 2018; Orsi & Agostinho, 1999).

3.2.2 Coleta dos peixes

As amostragens foram realizadas trimestralmente entre 2002 e 2019, contemplando as diferentes estações pluviométricas (cheia, vazante, seca e enchente) e totalizando 68 campanhas. Os dados utilizados foram coletados em seis lagoas distribuídas em três subsistemas da planície de inundação do alto rio Paraná: rio Ivinhema - lagoa dos Patos (Ipat) e lagoa Guaraná (Igua); rio Bahia - lagoa Fechada (Ifec) e lagoa Ventura (Iven); e rio Paraná - lagoa das Garças (Igua) e ressaco do Pau Velho (Ipve). Para as coletas de *Cichla* foram utilizadas redes de espera com comprimento de 20 m e malhas que variaram entre 2,4 e 16 cm entre nós opostos. As redes permaneceram expostas por 24 h, com revistas ao amanhecer (8h00), ao entardecer (16h00) e no período noturno (22h00). As amostras da ictiofauna foram realizadas nas áreas litorâneas das mesmas lagoas utilizando redes de arrasto com 20 m de comprimento e malha de 0,5 cm.

Os peixes capturados foram acondicionados em sacos plásticos, com as informações sobre data da coleta e aparelho de pesca. Cada exemplar foi identificado, numerado e etiquetado. Os exemplares, cuja identificação não foi possível em campo,

foram conservados em solução de formol a 4% e, posteriormente, enviados à especialistas. De cada exemplar capturado, foram registradas as seguintes informações: espécie; comprimento total (cm); comprimento padrão (cm) e peso total (precisão: 0,1g).

Os peixes foram identificados de acordo com Deprá et al., (2021), Graça & Pavanelli (2007) Ota et al. (2018). Para evitar problemas com nomenclatura e adição errônea de espécies, espécies que no início dos estudos eram identificadas apenas a nível de gênero e aqueles complexos de espécies que eram identificadas com um único nome, foram mantidas assim. *Moenkhausia sanctaefilomenae*, por exemplo, foi a denominação dada a um complexo de quatro espécies, e que, para evitar erros, foi mantido como *Moenkhausia* spp. (Tab. S1). Os indivíduos de *Cichla* capturados na rede de espera foram indexados pela captura por unidade de esforço (CPUE; indivíduos/1.000 m² de rede de emalhar/ 24h) e os indivíduos da rede de arrasto pela captura por área amostrada (CPUE; indivíduos/ 100 m² de área arrastada).

Para efeito das análises, os dados de *C. kelberi* e *C. piquiti* foram agrupados como *Cichla*, sendo a abundância (CPUE) calculada considerando apenas indivíduos com comprimento padrão maior que cinco centímetros. Indivíduos com comprimento padrão menor do que cinco centímetros poderiam criar vieses nos dados, visto que incluiria aglomerados de larvas e alevinos ainda sob o cuidado parental, geralmente consumidores oportunistas com dieta invertívora ou mesmo planctívora (Gomiero & Braga, 2004). Adicionalmente, devido a seu comportamento de canibalismo (Pereira, Agostinho, et al., 2017; Pereira et al., 2015), indivíduos do gênero *Cichla* capturados com rede de arrasto foram mantidos na composição da assembleia das presas.

3.2.3 Características funcionais das espécies de peixes

As características funcionais selecionadas foram baseadas no papel ecológico das espécies e em suas relações com as funções ecossistêmicas. São elas: dieta (detritívoro, invertívoro, insetívoro, piscívoro, omnívoro, herbívoro, planctívoro e lepidófago), comportamento de forrageamento (diurno, crepuscular, noturno e integral), uso do habitat (demersal, bentopelágico e pelágico), migrações reprodutivas (migrador e sedentário), cuidado parental (fecundação externa com cuidado parental, fecundação externa sem cuidado parental e fertilização interna), desova (parcelada e total), comprimento máximo, e se a espécie é presa de *Cichla* de acordo com Pereira et al., (2017). As características

funcionais das espécies foram obtidas a partir do trabalho de Oliveira et al. (2018) e Rodrigues et al. (2020) (S3). Quando a característica funcional de uma determinada espécie não estava disponível no trabalho, ela foi buscada na literatura e extrapolada com base na característica funcional para o gênero.

3.2.4 Variáveis abióticas

As variáveis físicas e químicas aferidas na camada subsuperficial da coluna d'água foram a temperatura da água (°C), oxigênio dissolvido (mg/L), pH e a condutividade elétrica da água ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), e a transparência da água (m), essa última medida com disco de Secchi. Os valores das variáveis foram obtidos nos mesmos dias das amostragens dos peixes.

Os dados hidrológicos foram fornecidos pela Agência Nacional das Águas (ANA; Sistema Nacional de Informações Sobre Recursos Hídricos – SNIRH) e foram obtidos através do nível diário da água (WL; cm em relação à localização de uma estação hidrométrica a 231,8 m a.s.l.) na estação de medição do rio Paraná (estação hidrométrica Porto São José; matrícula 64575000) e no rio Ivinhema (estação hidrométrica Fazenda Ipacará; matrícula 64614000). O nível diário da estação de Porto São José foi utilizado para as lagoas do subsistema do rio Paraná e do rio Bahia, o que la tem influência direta do nível hidrológico do Paraná e da Fazenda Ipacará para as lagoas do subsistema do rio Ivinhema. A série temporal para esta variável foi composta pela média aritmética da WL diária para todos os meses em que os peixes foram coletados.

3.2.5 Índices de diversidade funcional

A estrutura funcional da assembleia de peixes de pequeno porte foi avaliada através de quatro índices: riqueza funcional (FRic), equitabilidade funcional (FEve), divergência funcional (FDiv) e dispersão funcional (FDis). A riqueza funcional (FRic) representa o espaço funcional multidimensional ocupado pela diversidade da combinação de características da comunidade (Mouillot et al., 2013; Villéger et al., 2008). A equitabilidade funcional (FEve) fornece um análogo à uniformidade taxonômica, quantificando a regularidade da distribuição de abundância no espaço funcional (Mason et al., 2005; Villéger et al., 2008). A divergência funcional (FDiv) mede a distribuição das espécies dentro do espaço multidimensional, independente do seu volume; aumenta se as espécies abundantes tiverem valores extremos de traços funcionais e, portanto,

representa o nível de diferenciação de nicho e competição de recursos na assembleia (ver Mason et al., 2005; Villéger et al., 2008). A dispersão funcional (FDis) é a soma das distâncias no espaço funcional, deslocada pelo centróide da espécie mais abundante (Calaça & Grelle, 2016). Esses índices funcionais foram calculados para cada amostra (local/mês/ano), utilizando-se a matriz de abundância e a matriz de características funcionais das espécies. A função dbFD do pacote FD (Laliberté et al., 2014) no software R (R Core Team, 2019) foi utilizada para calcular os índices de diversidade funcional.

3.2.6 Análise de dados

3.2.6.1 Índices funcionais

Para avaliar o efeito da abundância da espécie invasora sob os atributos funcionais da assembleia de peixes de pequeno porte ao longo do tempo foram ajustados modelos de regressão beta. Cada índice funcional (FRic, FEve, FDiv e FDis) foi analisado por um modelo linear em função da abundância de *Cichla* e ano como efeitos fixos, e a sazonalidade (meses de coleta) como efeito aleatório. Para ajustar melhor os modelos, a abundância de *Cichla* foi logaritimizada. A função “glmmTMB” do pacote de mesmo nome foi utilizada para realizar as regressões beta no software R (R Core Team, 2019).

3.2.6.2 Correlações cruzadas

As correlações cruzadas foram utilizadas para avaliar a relação entre duas ou mais séries temporais de dados, considerando que uma série pode estar relacionada com valores atrasados da outra (Fig. 2). Assim, para verificar a extensão da influência de *Cichla* na resposta da assembleia de peixes de pequeno porte ao longo do tempo, realizamos análises de correlações cruzadas entre a séries temporais da abundância de *Cichla* e dos índices funcionais calculados. As séries foram constituídas de 68 amostras, que correspondem às amostras trimestrais dos anos.

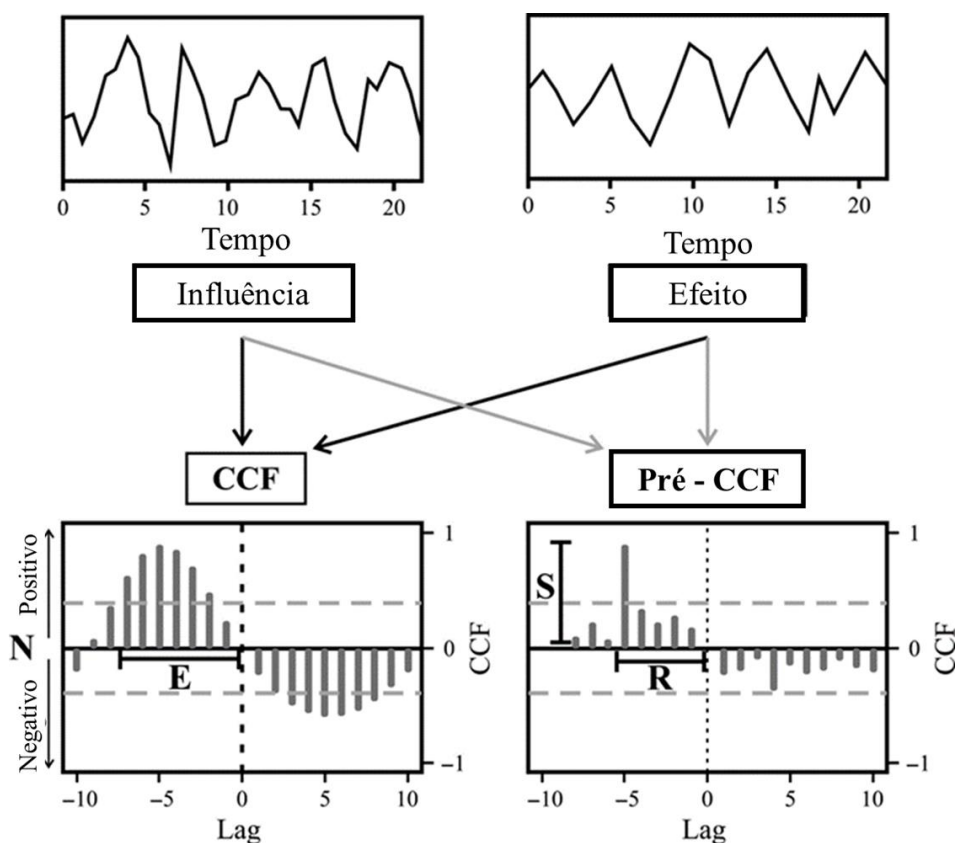


Figura 2. Resumo do protocolo analítico utilizado para avaliar as características da relação entre a abundância de *Cichla* e cada medida de diversidade funcional (riqueza funcional (FRic); equitabilidade funcional (FEve); dispersão funcional (Fdis) e divergência funcional (FDiv); na planície de inundação do alto rio Paraná. Adaptado de Baumgartner *et al.* (2018). As funções de correlação cruzada comuns (CCF) foram usadas para avaliar a natureza (N) e a extensão (E), enquanto as funções de correlação cruzada pré-branqueadas (pw-CCF) foram usadas para avaliar a sensibilidade (S) e a capacidade de resposta (R) da interação.

Todas as séries foram previamente transformadas para redução das variâncias ao longo da média, utilizando transformações de raiz quadrada, $1/x$, \log_{10} ou \log , de acordo com o que era mais indicado para o comportamento de cada série. Em seguida, checamos se havia estacionariedade em cada série (Tabela S2), isto é, se não havia tendência de aumento ou diminuição da série ao longo do tempo. Isto foi feito através do coeficiente da curva de um modelo linear, e no caso de séries não estacionárias, a série seria diferenciada para alcançar este que é um pressuposto das análises de correlações cruzadas. A natureza da relação entre a abundância da *Cichla* (considerada como o distúrbio) e sua resposta (os índices funcionais) e como elas estão relacionadas foram analisadas então através da função de correlação cruzada, que realiza correlações com atrasos de tempo (*lag*) entre a série de influência (*Cichla*) e as séries resposta, as quais espera-se que possam exibir respostas atrasadas (*lag* 1, *lag* 2, até *lag* 67, que é o total menos 1, que seria

no tempo 0). No nosso estudo, cada *lag* corresponde a 3 meses, que é o tempo entre cada amostra.

Dois tipos de correlações cruzadas foram aplicados entre a abundância da *Cichla* e os índices de diversidade funcional, correlações cruzadas comuns e correlações cruzadas pré-branqueadas (Fig. 2). As correlações cruzadas comuns consideraram correlações atrasadas entre duas séries temporais e são usadas para avaliar a natureza da relação e a extensão dos efeitos entre a abundância de *Cichla* e os índices calculados com a assembleia de peixes. A natureza da relação (positiva ou negativa) indica se os altos valores da série temporal influente produzem altos valores na série temporal afetada. A extensão (o atraso no qual não há mais correlações significativas) indica por quanto tempo os efeitos permanecem nas variáveis resposta. As séries pré-branqueadas, por outro lado, são similares às comuns, mas têm a vantagem de remover correlações espúrias das séries temporais afetadas, baseadas nas autocorrelações da série influente. Isto é feito por ajustar um modelo autorregressivo integrado de médias móveis (ARIMA) e transformar a série afetada em “ruído branco” (Box et al., 2015). Este segundo tipo de correlação cruzada é necessário para avaliar a sensibilidade (que é a força do pico da série pré-branqueada), representando a intensidade da resposta, e a responsividade (atraso do pico da série pré-branqueada), representando o atraso da resposta (Baumgartner et al., 2018; Probst et al., 2012).

Nos gráficos resultantes das correlações cruzadas, as barras acima da linha do zero representam relações positivas e as barras abaixo da linha do zero representam relações negativas. Como padrão do método, embora com valores negativos, os quadrantes à esquerda dos gráficos representam atrasos positivos, quando a mudança na série temporal afetada (índices calculados com a assembleia de peixes) ocorre cronologicamente depois da série temporal influente (abundância de *Cichla*). Ao contrário, os quadrantes à direita representam atrasos negativos (Probst et al., 2012). Neste estudo, não estivemos interessados no valor dos índices influenciando a abundância de *Cichla*, que parece sem significado ecológico, então os quadrantes da direita não serão interpretados. Correlações cruzadas no quadrante esquerdo superior indicam relações positivas entre as variáveis, enquanto relações significativas no quadrante esquerdo inferior indicam relações negativas. A significância das correlações cruzadas comuns e pré-branqueadas são testadas utilizando os valores críticos de Barlett ($\alpha = 0.05$) em $\pm 2/\sqrt{n}$, onde n é o

comprimento da série temporal (Berryman & Turchin, 2001). As análises de correlação cruzada foram realizadas no software R (R Core Team, 2019) utilizando a função “ccf” do pacote “stats” e “prewhiten” do pacote “TSA”, respectivamente (Chan & Ripley, 2012).

3.2.6.3 Análise de redundância (RDA)

Para investigar os efeitos conjuntos de todas as variáveis preditoras (abundância da *Cichla* (CPUE), temperatura da água, ano (tempo), nível hidrológico, transparência da água, condutividade, oxigênio e pH) sobre a composição de características funcionais da assembleia de peixes (tab S2), aplicamos o método de ordenação: análise de redundância (RDA; Van Den Wollenberg, 1977). A matriz de resposta foi calculada multiplicando a matriz de abundância das espécies de peixes nas amostras pela matriz de dados mistos (incidência binária e variáveis contínuas) contendo a classificação de cada espécie de peixe com as respectivas características funcionais. Este procedimento resultou em uma matriz característica x amostra (função “matrix.t”, pacote “SYNCSA;” (Debastiani & Pillar, 2012), que foi então transformada (Hellinger) antes do ajuste do modelo. Antes de aplicar a RDA, testamos as variáveis quanto à multicolinearidade, utilizando o fator de inflação de variação (VIF) menor que 10 para manter a variável. Como as variáveis preditoras não apresentaram multicolinearidade, todas foram consideradas no modelo para interpretação, e incluídas no modelo final, aquelas que apresentaram significância ($p < 0,05$). A RDA foi realizada no software R (R Core Team, 2019), utilizando os pacotes “vegan” e “SYNCSA”. Exceto o pH, todas as variáveis preditoras foram log transformadas.

3.3 Resultados

A assembleia de peixes das áreas litorâneas das lagoas da planície de inundação do alto rio Paraná foi composta por 89 espécies, pertencentes à nove ordens (Characiformes, Cichliformes, Clupeiformes, Cyprinodontiformes, Gymnotiformes, Myliobatiformes, Pleuronectiformes, Siluriformes e Synbranchiformes) e 34 famílias (Tabela S1). A abundância de *Cichla* com comprimento padrão maior que cinco centímetros, amostrada em lagoas com redes de espera, flutuou ao longo do tempo, com o maior pico na amostra de março de 2010 com 432 ind./1.000 m², seguido por junho de

2010 com 212 ind./1.000 m² e junho de 2007 com 122 ind./1.000 m² (Fig. 3). As menores abundâncias foram registradas em março de 2016 (2,71 ind./1.000 m²), seguido por março de 2018 (2,71 ind./1.000 m²) e março de 2015 (5,43 ind./1.000 m²) - Fig. 3), sendo 2010 o ano com maior abundância e 2003 com a menor abundância (Fig. 3).

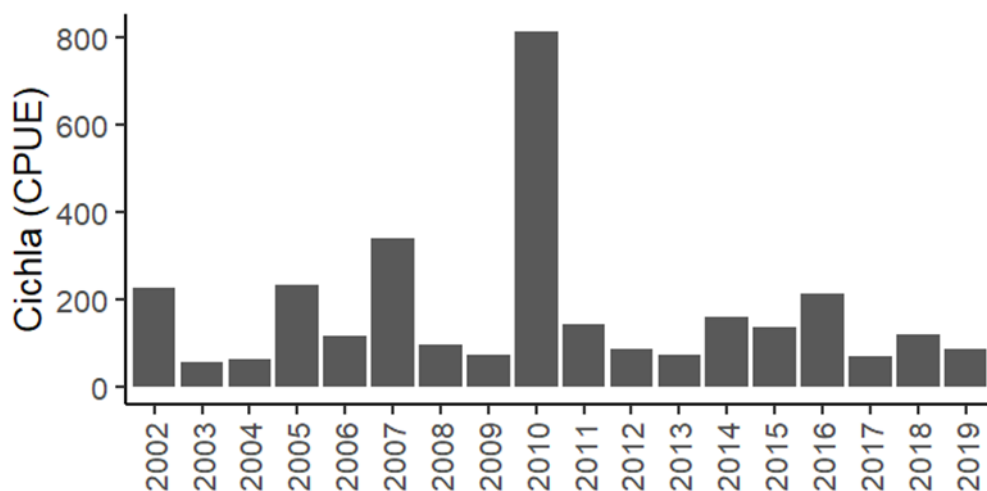


Figura 3. Distribuição da abundância de *Cichla* (CPUE – ind/1.000 m²) ao longo dos anos em seis lagoas da planície de inundação do alto rio Paraná.

3.3.1 Índices funcionais

A equitabilidade funcional (FEve) e a dispersão funcional (FDis) da assembleia de peixes apresentaram relações negativas e significativas com a abundância de *Cichla*. A riqueza funcional e a divergência funcional apresentaram tendência negativa (estimativa < 0), mas não foram significativas (Tabela 1, Fig. 4-5).

Tabela 1. Estimativas dos parâmetros dos modelos lineares mistos dos índices funcionais da assembleia de peixes de áreas litorâneas (FRic, FEve, FDis e FDiv) em relação a abundância de *Cichla* (logaritmizado) e o ano. A sazonalidade foi controlada no efeito aleatório. Valores em negrito indicam p significativos ($p < 0,05$).

Índices funcionais	Efeito aleatório	Efeito fixo	Estimativa	Erro padrão	Z-valor	P
FRic	DP = 0,03	Intercepto	-1,00	0,17	-5,85	0,00
		Ano	-0,00	0,01	-0,34	0,73
	Resíduo = 0,18	Abund <i>Cichla</i>	-0,04	0,04	-1,00	0,32

FEve	DP = 0,03	Intercepto	-0,33	0,18	-1,87	0,06
	Resíduo = 0,18	Ano	-0,01	0,01	-0,49	0,62
		<i>AbundCichla</i>	-0,11	0,05	-2,18	0,03
FDiv	DP = 0,04	Intercepto	0,01	0,19	0,07	0,95
	Resíduo = 0,21	Ano	-0,02	0,01	-1,51	0,13
		<i>AbundCichla</i>	-0,07	0,05	-1,49	0,14
FDis	DP = 0,06	Intercepto	-1,36	0,17	-7,80	0,00
	Resíduo = 0,25	Ano	-0,01	0,01	-0,95	0,34
		<i>AbundCichla</i>	-0,14	0,04	-3,70	0,00

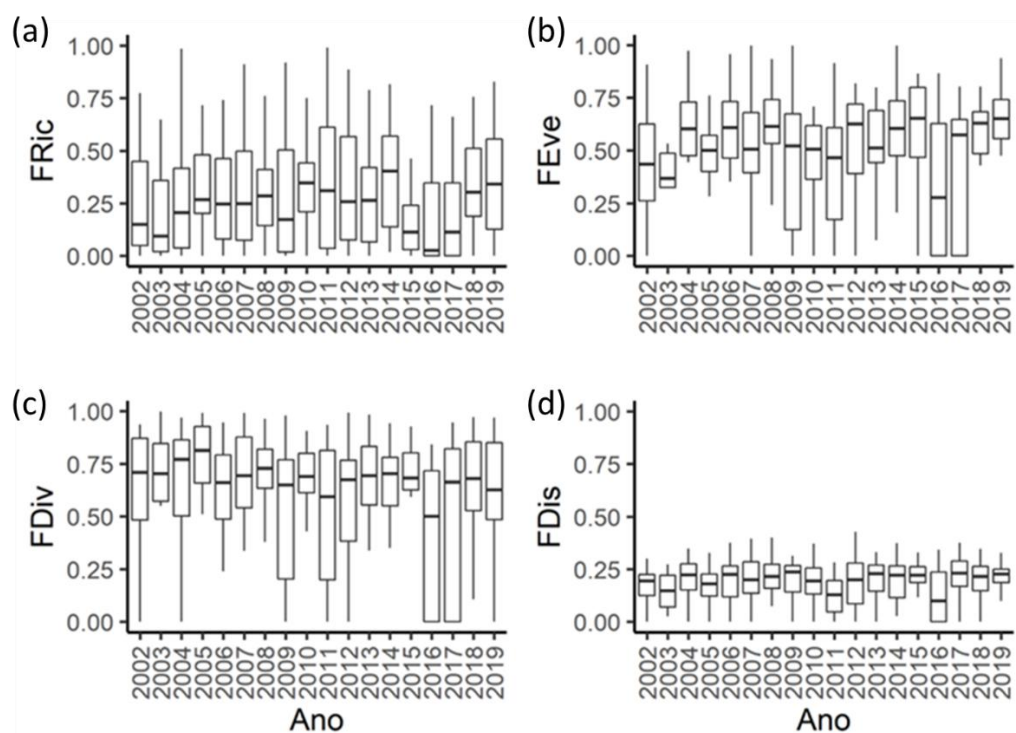


Figura 4 - Mediana e intervalo de confiança dos índices de diversidade (a) riqueza funcional (FRic), (b) equitabilidade funcional (FEve), (c) divergência funcional (FDiv) e (d) dispersão funcional (FDis) de espécies de peixes de áreas litorâneas de lagoas da planície de inundação do alto rio Paraná ao longo do tempo.

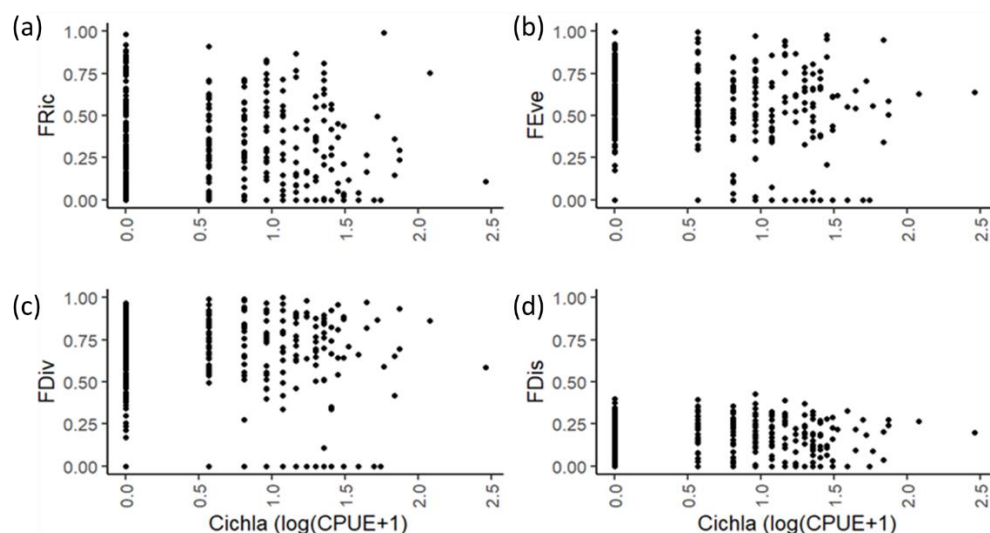


Figura 5 - Relação entre a abundância de *Cichla* ($\log(\text{CPUE} + 1)$) e os índices de diversidade (a) riqueza funcional (FRic), (b) equitabilidade funcional (FEve), (c) divergência funcional (FDiv) e (d) dispersão funcional (FDis) de espécies de peixes de áreas litorâneas de lagoas da planície de inundação do alto rio Paraná.

3.3.2 Correlações cruzadas comuns

Ao considerarmos as correlações cruzadas comuns, que mostram a natureza das relações entre a abundância da *Cichla* e os índices de diversidade funcional (Fig. 6), foi encontrada correlação significativa e negativa entre a abundância da *Cichla* e a riqueza funcional, aproximadamente no *lag* -6 (1,5 anos) (Fig. 7). A influência da *Cichla* sobre a equitabilidade funcional, que utiliza a abundância das espécies em seus cálculos, foi significativa e negativa nos *lags* -6 (1,5 anos) e -29 (sete anos), que foi o *lag* máximo com influência (Fig. 7). A divergência funcional exibiu resposta similar, significativa e negativa nos *lags* -5 (1,2 anos), -6 (1,5 anos) e -29 (7 anos; Fig. 7). A dispersão funcional também exibiu tendência semelhante, mas com apenas um *lag* significativo e negativo (*lag* -6).

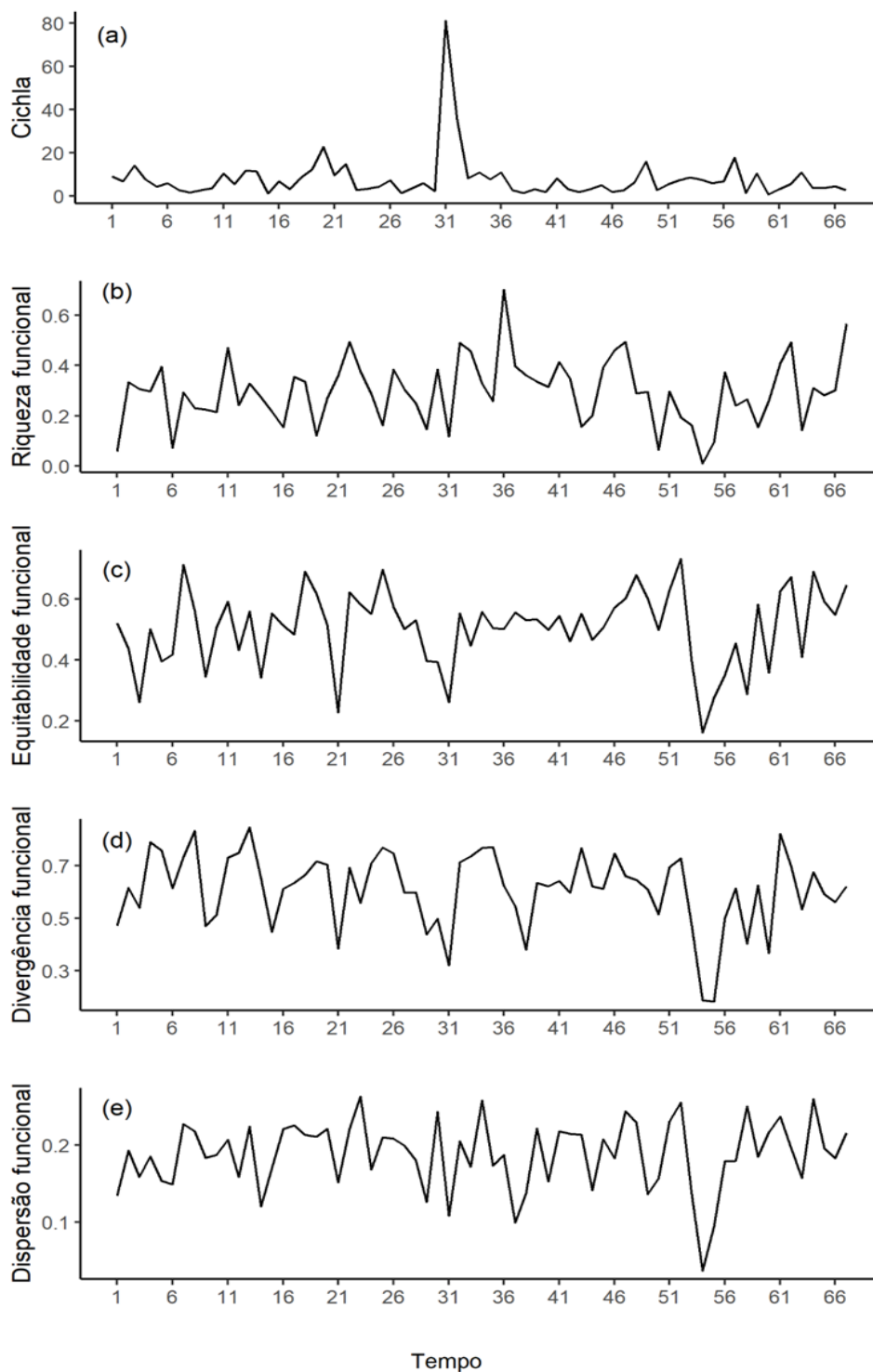


Figura 6. Séries temporais da abundância de (a) *Cichla*; (b) riqueza funcional; (c) equitabilidade funcional; (d) divergência funcional; (e) dispersão funcional. Cada tempo corresponde a um “lag”, que é referente a três meses de atraso. Todas as séries são ilustradas em seus valores originais, sem as transformações, mas para as análises as séries foram transformadas para estabilizar as variâncias.

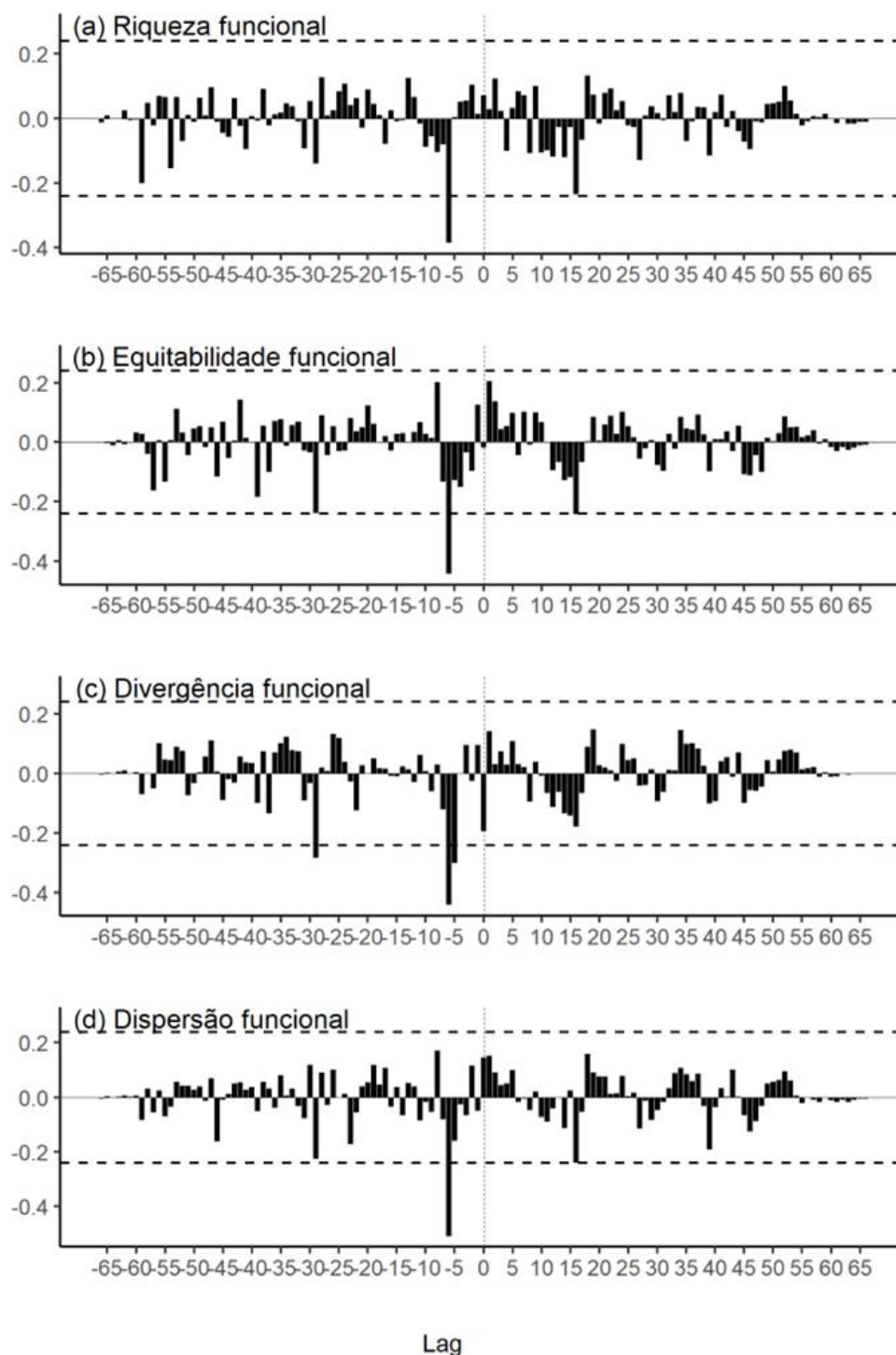


Figura 7 - Funções de correlação cruzada comuns (CCFs) entre a abundância de *Cichla* e cada índice de diversidade funcional (a) riqueza funcional (FRic); (b) equitabilidade funcional (FEve); (c) divergência funcional (FDiv); e (d) dispersão funcional (FDis). As linhas tracejadas indicam o limite de significância ($\alpha = 0,05$).

3.3.3 Correlações cruzadas pré-branqueadas

Considerando as correlações cruzadas pré-branqueadas (Fig. 8), a sensibilidade evidenciou que a força da influência de *Cichla* sobre os índices funcionais foi maior no

lag -6 para todos os índices. Para a equitabilidade, divergência e dispersão funcional houve também no *lag* -29 (Fig. 8). Ocorreu influência no *lag* -1 (3 meses) para divergência funcional, e uma correlação cruzada pré-branqueada significativa positiva no *lag* -8 (dois anos) para equitabilidade, porém com menor força do que a relação negativa (Fig. 8).

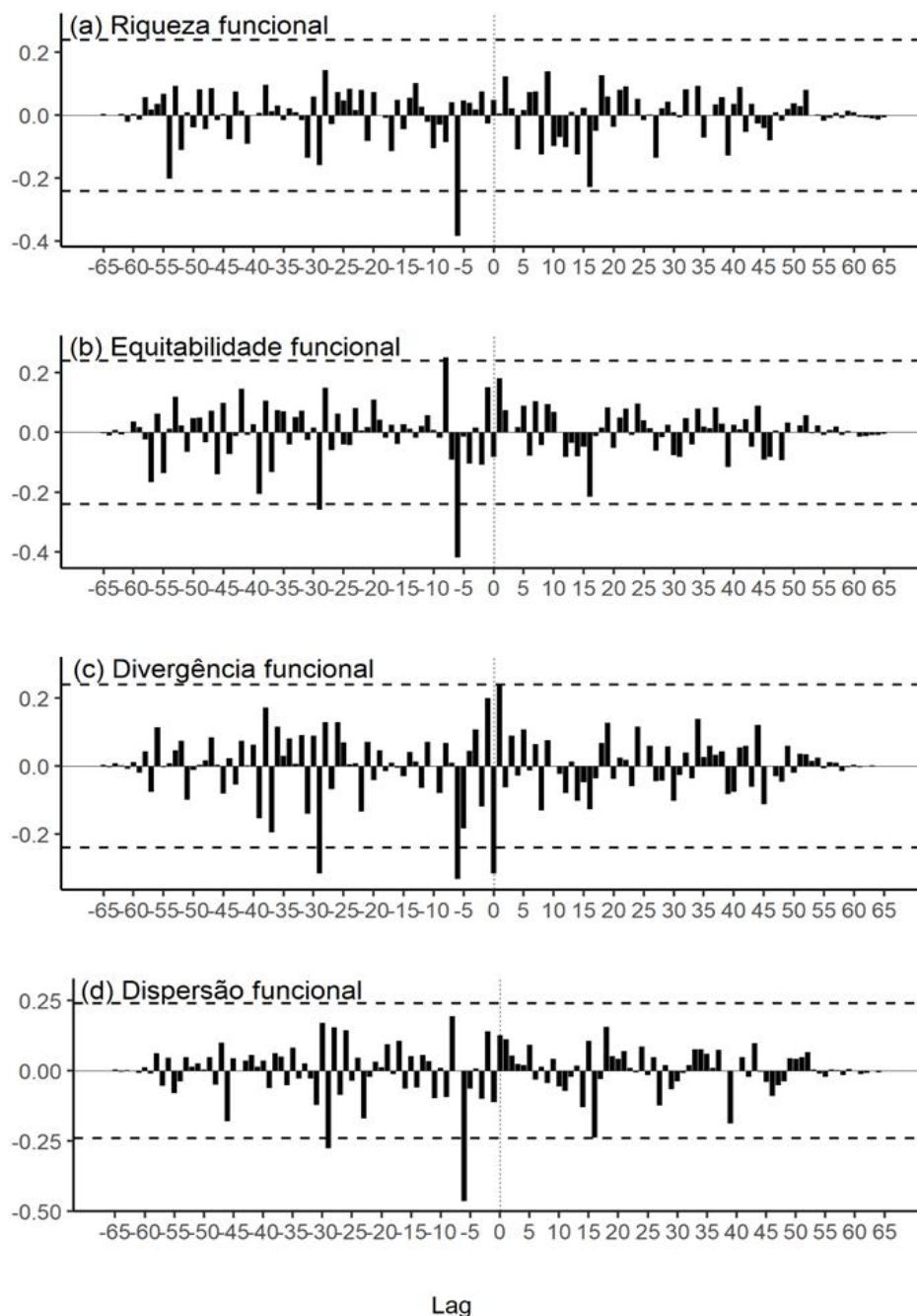


Figura 8 - Funções de correlação cruzada pré-branqueadas (CCFs) entre a abundância de *Cichla* e cada medida de diversidade funcional (a) riqueza funcional (FRic); (b) equitabilidade funcional (FEve); (c) divergência funcional (FDiv); e (d) dispersão funcional (FDis). As linhas tracejadas indicam o limite de significância ($\alpha = 0,05$).

3.3.4 Análise de redundância (RDA)

As variáveis preditoras retidas na seleção de modelos da RDA foram abundância de *Cichla* (CPUE), transparência da água, condutividade, pH, temperatura da água e nível hidrométrico. Os dois primeiros eixos da RDA, explicaram 77% da variação total (Fig. 9), o que indica que a distribuição das características funcionais da assembleia de peixes é em grande parte explicada pelas variáveis preditoras.

As espécies pelágicas (pela) e diurnas (diu) tiveram sua abundância mais relacionada ao tempo (ano, $p < 0,001$) e negativas a abundância de *Cichla*. Herbívoros (herb), piscívoros (pisc) e demersais (deme) foram mais relacionados à temperatura da água ($p < 0,001$), as espécies com desova total (Tot), fecundação externa com cuidado parental (EFPC), fecundação interna (IF), dieta insetívora (inve) e forrageamento integral (int) foram melhor associadas à abundância de *Cichla* (CPUE), condutividade (Cond), transparência da água (Transp) e pH ($p < 0,001$). Essas relações ocorreram nas lagoas pertencentes ao subsistema do rio Paraná (Fig. 8). Enquanto desova parcial (Parc), migração (Migr), fecundação externa sem cuidado parental (EFNP), comportamento de forrageamento crepuscular (crep) e noturno (not), uso do habitat bentopelágico (bent) e hábitos alimentares lepidófago (lepi), planctívoro (plan) e detritívoro (detr) foram mais relacionados ao nível hidrológico ($p < 0,004$), nas lagoas pertencentes aos subsistemas dos rios Ivinhema e Baía (Fig. 9). As espécies consideradas presas foram negativamente relacionadas à abundância da *Cichla*.

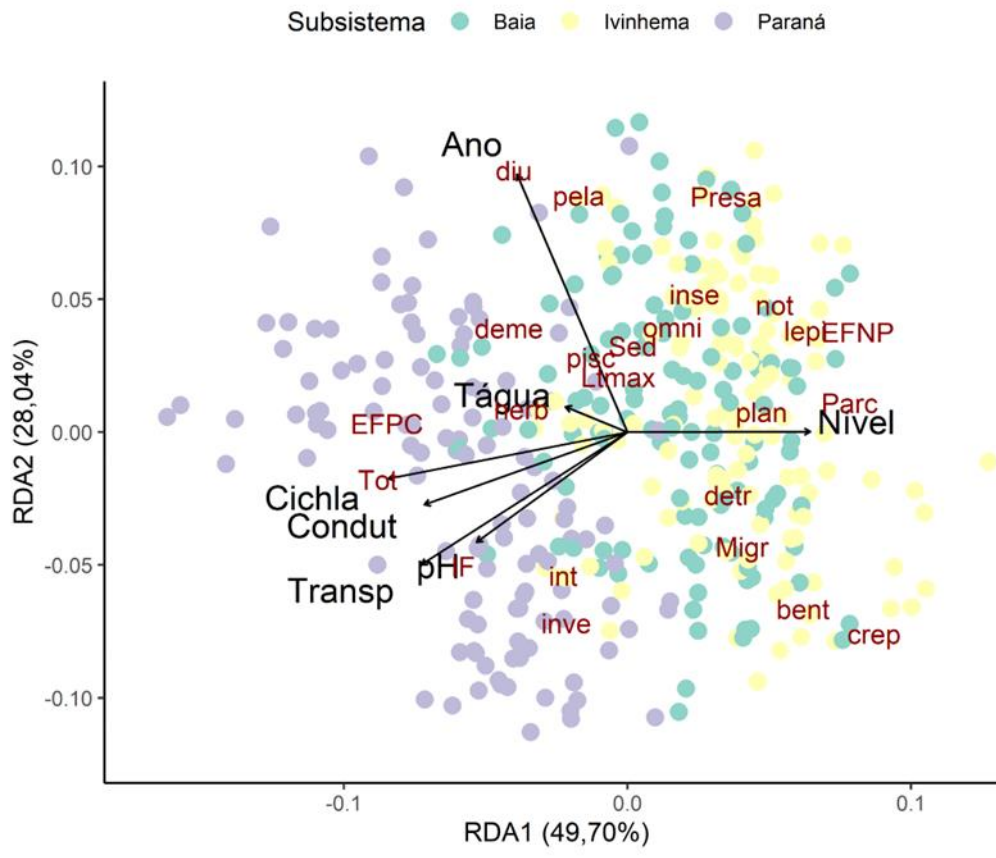


Figura 9 - Análise de redundância da abundância de *Cichla* e variáveis abióticas em relação a atributos funcionais da assembleia de peixes de seis lagoas da Planície de inundação do alto rio Paraná. Variáveis predictoras: Abundância da *Cichla* (CPUE) - **Cichla**, temperatura da água - **Tágua**, Nível hidrológico - **Nível**, Transparência da água - **Transp**, Condutividade - **Condut** e **pH**. Variáveis resposta: dieta (níveis: detritívoro - **detr**, invertívoro - **inve**, insetívoro - **inse**, piscívoro - **pisc**, omnívoro - **omni**, herbívoro - **herb**, planctívoro - **plan**, lepidófago - **lep**); comportamento de forrageamento (diurno - **diu**, crepuscular - **crep**, noturno - **not**, integral - **int**); classificação (espécies presas de *Cichla* de acordo com Pereira et al. (2017) - **Presa**); uso do habitat (demersal - **deme**, bentopelágico - **bent**, pelágico - **pela**); migrações reprodutivas (migrador - **Migr**, sedentário - **Sed**); presença de cuidado parental (fecundação externa com cuidado parental - **EFPC**, fecundação externa sem cuidado parental - **EFNP**, fecundação interna - **IF**); desova (parcelado - **Parc**, total - **Tot**); comprimento máximo padrão - **Ltmax**.

3.4 Discussão

As espécies de *Cichla* são, desde as fases juvenis, piscívoros vorazes, reconhecidos por causar alterações nas assembleias de peixes dos locais onde são introduzidas. De fato, nossos resultados demonstraram alterações imediatas e a longo prazo nos atributos funcionais das assembleias de peixes de áreas litorâneas da planície de inundação do alto rio Paraná, e corroboram os efeitos que a espécie invasora exerce sobre as espécies de peixes nativas.

A resposta imediata observada pelos modelos lineares ao aumento na abundância das espécies de *Cichla* estão relacionadas à diminuição na equitabilidade funcional e na dispersão funcional. A menor equitabilidade funcional indica redução na homogeneidade da distribuição das abundâncias das características funcionais das espécies de peixes, tornando algumas características funcionais mais dominantes na assembleia. A menor dispersão funcional ocorre devido à redução na distância média de cada espécie no espaço funcional em relação ao centróide de todas as outras espécies presentes na assembleia, o que indica que as características funcionais mais comuns na assembleia se tornam mais abundantes. Estas alterações imediatas podem ter sido causadas pela pressão de predação direta de *Cichla* em algumas características funcionais específicas da assembleia. Carvalho et al. (2021) testaram a resposta funcional da predação de diversos predadores, e de fato, *Cichla* possui alta taxa de consumo individual, que supera outras espécies, ou seja, um indivíduo de *Cichla* consome mais presas que uma espécie piscívora de mesmo porte. Essa pressão de predação tem sido registrada, em termos taxonômicos, em outros locais onde *Cichla* foi introduzida, com marcante redução da abundância de muitas espécies (Latini & Petrere, 2004; Pelicice & Agostinho, 2009; Zaret & Paine, 1973). Sabe-se que assembleias com distribuição de abundância das características mais homogêneas apresentam maior complementaridade do nicho e maior diversidade funcional (Mason et al., 2005). Consequentemente, ambientes com maior abundância de *Cichla* podem apresentar redução dessa homogeneidade das características funcionais, o que caracteriza assembleias com maior dominância de algumas características funcionais, o que pode levar a um menor desempenho nas funções ecossistêmicas.

As alterações observadas nos atributos funcionais (FEve, Fric, FDis e FDiv) com um *lag* temporal de um ano e meio, devem estar relacionadas, à predação por *Cichla*, porém influenciadas pelo nível do rio, que afeta inclusive a abundância e comportamento da *Cichla*. Como mencionado, as espécies de *Cichla* são piscívoras (Franco et al., 2022; Pelicice & Agostinho, 2009; Winemiller et al., 2021) e a tomada de alimento é muito influenciada pelas oscilações sazonais no nível da água (como cheias e secas) e as alterações decorrentes nas variáveis abióticas (e.g. turbidez) e na taxa de encontro entre predador e presa (Jepsen et al., 1997; Pereira, Tencatt, et al., 2017). Durante o período inicial de vazante e seca, a disponibilidade de presas é incrementada em razão do aumento da densidade dos peixes nos ambientes isolados, o que representa uma fonte abundante de presas para os piscívoros, incluindo as espécies de *Cichla* (Fernandes et al., 2009; Luz-Agostinho et al., 2009; Pereira, Tencatt, et al., 2017; Winemiller et al. 2021). Se o período

de seca for extenso, o consumo pela *Cichla* acaba tornando as presas escassas e o canibalismo se torna exacerbado, comprometendo o estoque reprodutor nos próximos anos (Medeiros & Arthington, 2014; Pereira, Tencatt, et al., 2017). Devido a essa profusão de variáveis relacionadas ao ciclo de chuvas e disponibilidade de presas, a extinção das primeiras espécies de presas pela predação da espécie invasora pode levar até dois anos e ocorrer de maneira não linear (Pelicice & Agostinho, 2009).

A redução na riqueza funcional da ictiofauna nativa foi observada no Lago Carioca, na bacia do médio rio Doce, com uma queda de 17% após a introdução de *Cichla* (de Souza et al., 2021). Observamos também a diminuição na riqueza funcional após um ano e meio, essa redução de características relacionadas a recursos que as espécies podiam explorar e de interações ecológicas que mantinham (Valiente-Banuet et al., 2015). A riqueza funcional é calculada pela presença e ausência e não pela abundância como os índices de equitabilidade funcional e dispersão funcional (Villéger et al., 2008), assim, pode levar um determinado tempo até a extinção local das espécies com características funcionais semelhantes, mesmo com grande redução na abundância das espécies. Apesar de *Cichla* ter preferência por indivíduos pequenos, ela apresenta grande amplitude trófica e se alimenta de diversas espécies de peixes, incluindo jovens daquelas de maior porte (Martó et al., 2015; Pereira, Tencatt, et al., 2017). Portanto, esse atraso da resposta pode estar relacionado a gama de classes de comprimento que a espécie se alimenta (Pelicice, et al 2009). Um fator adicional é a alta abundância de características funcionais de presas disponíveis na planície do alto rio Paraná, que possui alta riqueza de espécies de pequeno porte (Oliveira et al. 2018), com uma grande diversidade de presas, a pressão de predação da *Cichla* pode estar dividida entre diferentes espécies e consequentemente diferentes características funcionais.

A redução na divergência funcional (FDiv) com *lag* temporal de um ano e meio e sete anos, provavelmente está associada à capacidade de *Cichla* em atuar como um filtro biótico. Menores valores de divergência funcional estão associados a um menor grau de diferenciação de nicho entre as espécies dentro das assembleias, indicando que as espécies de peixes mais abundantes são funcionalmente similares e competidoras (Mouchet et al., 2010). Assim, para a assembleia de peixes de áreas litorâneas, a *Cichla* funciona como filtro biótico devido à limitação na capacidade de dispersão dessas espécies. Do ponto de vista funcional, a redução de caracteres relacionados à essas espécies pode interferir em funções ecossistêmicas importantes, pois elas atuam na transferência e ciclagem de energia através da cadeia alimentar (Lizama & Ambrosio, 2003; Ortega, 2015; Leal et al.,

2021), como consumidores primários da comunidade fitoplanctônica, macroinvertebrados e macrófitas (Hoeinghaus et al., 2008; Menezes et al., 2012; Nascimento Filho & Nascimento Moura, 2021) e como elos de ligação para os níveis superiores, pois também são predadas em níveis intermediários na cadeia trófica (Lizama & Ambrosio, 2003; Pereira, Agostinho, et al., 2017).

A *Cichla* é um predador visual (Espínola et al., 2010; Luz et al., 2021), e adaptado para forragear durante o dia em locais abertos e em bancos de macrófitas (Brejão et al., 2013; Winemiller et al., 1997). A relação negativa de *Cichla* com espécies diurnas e pelágicas pode estar relacionada a esses fatores, visto que essas espécies pelo horário de forrageamento e posição na coluna d'água estão mais suscetíveis à predação. Essas características corroboram com as presas identificadas no estudo de alimentação de *Cichla* (Pereira, Tencatt, et al., 2017), como *Moenkhausia* spp, espécies de pequeno porte, pelágicas, que habitam bancos de macrófitas e forrageiam durante o dia e a noite (Padiál et al., 2009). Provavelmente devido a essas preferências, a predação da *Cichla* sobre estas características funcionais das presas influenciam as alterações imediatas na equitabilidade funcional e dispersão funcional, como mencionadas anteriormente.

A relação positiva de *Cichla* com espécies que apresentam fecundação externa e cuidado parental (EFNP), com participação crescente na área estudada, pode estar relacionada à sua própria abundância na planície de inundação (Gomiero et al., 2009). Ademais, os ciclídeos com cuidado parental tem aumentado a abundância ao longo do tempo devido às condições abióticas favoráveis do rio para essa espécie e outros predadores visuais (e.g. elevação da transparência pelos represamentos). Espécies com desova total (Tot), uma característica dos migradores, também foram relacionadas positivamente com *Cichla*, embora as espécies migradoras estiveram negativamente relacionadas com *Cichla*. Isto indica que as espécies com desova total e que não realizam migração, como *Steindachnerina brevipinna* (Eigenmann, Eigenmann, 1889), *Geophagus sveni* Lucinda, Lucena & Assis, 2010 e *Hemiodus orthonops* Eigenmann & Kennedy, 1903 espécies de porte médio (Vazzoler, 1996), estão relacionadas positivamente com as espécies de *Cichla*, sendo boa parte delas também invasoras (Ota et al. 2018). Vale ressaltar, que indivíduos de espécies migradoras também foram capturados com redes de arrasto, como *Prochilodus lineatus* (Valenciennes, 1836) o popular curimba e *Megaleporinus piavussu* (Britski, Birindelli, Garavello, 2012), a piapara, porém nas fases iniciais de desenvolvimento. Estas espécies estiveram relacionadas negativamente com *Cichla*, o que indica que a invasora também pode

exercer pressão de predação sobre tais espécies. Espécies migradoras apresentam uma grande importância social e econômica e estão entre as mais afetadas pelas alterações de habitat, como construção de barragens (Agostinho, Marques, et al., 2007; Lucas & Baras, 2001; Medinas de Campos et al., 2020), assim, a predação de *Cichla* pode representar uma pressão adicional para essas espécies.

Outra relação negativa observada foi das espécies de presa com a transparência da água. A planície de inundação vem passando por um processo de oligotrofização nos últimos anos devido a deposição de sedimentos que ocorre nos reservatórios dispostos em cascata a montante (Agostinho et al., 2008; Granzotti et al., 2018). O controle da operação das barragens afeta o meio físico, elevando a transparência da água e reduzindo o transporte de fósforo, provocando alterações na estrutura das populações e comunidades aquáticas e facilitando o estabelecimento de espécies não nativas (Agostinho, Gomes, et al., 2007). Esses fatores são mais pronunciados no subsistema do rio Paraná, no qual o controle de nível pela usina hidrelétrica é direto, e apresenta os maiores valores de transparência da água. A transparência elevada principalmente em ambientes lênticos favorece o estabelecimento da *Cichla* (Espínola et al., 2010; Luz et al., 2021). Assim, a redução das espécies de presa observada em locais de maior transparência também pode estar relacionada às maiores abundâncias de *Cichla*.

A composição de espécies das assembleias de peixes naturalmente se altera ao longo do tempo à medida que algumas novas espécies colonizam e outras se extinguem no ecossistema (Petchey et al., 2007). Essas alterações resultam em aumentos ou decréscimos na riqueza e abundância de espécies, assim como reflete na diversidade funcional (Oliveira et al., 2018; Petchey et al., 2007). Entretanto, os efeitos da introdução de uma espécie piscívora podem ter consequências em processos que outrora eram responsáveis pela estabilidade dos ecossistemas. Nossos resultados sugerem que a pressão de predação exercida pela *Cichla* pode direcionar a permanência de espécies com características funcionais semelhantes na planície de inundação, essas espécies podem não ser capazes de substituir funcionalmente outras que potencialmente possuiria características funcionais mais extremas, e conseqüentemente mais rara no ecossistema, desestabilizando toda a comunidade. Desta forma, é urgente que sejam aplicadas medidas para redução da pressão de propágulos da espécie invasora, conscientização com educação ambiental para evitar que legislação futura possa equivocadamente proteger espécies invasoras e controles populacionais para que funções ecossistêmicas não sejam perdidas.

REFERÊNCIAS

- Agostinho, A. A., Gomes, L. C., Bonecker, C. C., & Thomaz, S. M. (2013). Padrões e variação de longo prazo na Planície de Inundação do alto rio Paraná. In M.; R. C. F. D. Tabarelli, H. P. Romanowski, O. Rocha, & L. D. Lacerda (Eds.), *PELD – CNPq: dez anos do Programa de Pesquisas Ecológicas de longa duração do Brasil: achados, lições e perspectivas* (p. 446). Universitária da UFPE.
- Agostinho, A. A., Gomes, L. C., & Pelicice, F. M. (2007). *Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil*. EDUEM.
- Agostinho, A. A., Marques, E. E., Agostinho, C. S., Almeida, D. A., Oliveira, R. J., & Melo, J. R. B. (2007). Fish ladder of Lajeado Dam: Migrations on one-way routes? *Neotropical Ichthyology*, 5(2), 121–130. <https://doi.org/10.1590/S1679-62252007000200005>
- Agostinho, A. A., Ortega, J. C. G., Bailly, D., Graça, W. J., Pelicice, F. M., & Júlio Jr., H. F. (2021). Introduced Cichlids in the Americas: Distribution Patterns, Invasion Ecology, and Impacts. In M. E. . Abate & D. L. G. Noakes (Eds.), *The Behavior, Ecology and Evolution of Cichlid Fishes* (pp. 313–361). Springer Netherlands.
- Agostinho, A. A., Pelicice, F. M., & Gomes, L. C. (2008). Dams and the fish fauna of the Neotropical region: Impacts and management related to diversity and fisheries. *Brazilian Journal of Biology*, 68(4 SUPPL.), 1119–1132. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842008000500019>
- Agostinho, A. A., & Thomaz, S. M. (2000). Biodiversity in the High Parana River. *Atlantic*, 1, 89–118.
- Baumgartner, M. T., de Oliveira, A. G., Agostinho, A. A., & Gomes, L. C. (2018). Fish functional diversity responses following flood pulses in the upper Paraná River floodplain. *Ecology of Freshwater Fish*, 27(4), 910–919. <https://doi.org/10.1111/eff.12402>
- Berryman, A., & Turchin, P. (2001). Identifying the density-dependent structure underlying ecological time series. *Oikos*, 92(2), 265–270. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2001.920208.x>
- Bower, S. D., Danylchuk, A. J., Brownscombe, J. W., Thiem, J. D., & Cooke, S. J. (2016). Evaluating effects of catch-and-release angling on peacock bass (*Cichla ocellaris*) in a Puerto Rican reservoir: A rapid assessment approach. *Fisheries Research*, 175, 95–102. <https://doi.org/10.1016/J.FISHRES.2015.11.014>
- Box, G. E., Jenkins, G. M., Reinsel, G. C., & Ljung, G. M. (2015). *Time series analysis: forecasting and control*. John Wiley & Sons.
- Brejão, G., Gerhard, P., & Zuanon, J. (2013). Functional trophic composition of the ichthyofauna of forest streams in eastern Brazilian Amazon. *Neotropical Ichthyology*, 11(2), 361–373.

- Briñez, B., Júlio, H. F., Alves Pinto Prioli, S. M., Cintra Maniglia, T., & José Prioli, A. (2012). Molecular identification of *Cichla* (Perciformes: Cichlidae) introduced in reservoirs in Southern Brazil. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, 35(2), 233–239. <https://doi.org/10.4025/actascibiolsci.v35i2.10684>
- Calaça, A. M., & Grelle, C. E. V. (2016). Diversidade funcional de comunidades: discussões conceituais e importantes avanços metodológicos. *Oecologia Australis*, 20(04), 401–416. <https://doi.org/10.4257/oeco.2016.2004.01>
- Carvalho, T. L., de Almeida Ferreira, E., Pelicice, F. M., & Fernandes, R. (2021). Comparative functional responses predict the predatory impact of the highly invasive fish *Cichla kelberi*. *Hydrobiologia*, 848(9), 2203–2211. <https://doi.org/10.1007/S10750-020-04440-6/FIGURES/2>
- Casimiro, A. C. R., Garcia, D. A. Z., Vidotto-Magnoni, A. P., Britton, J. R., Agostinho, Â. A., de Almeida, F. S., & Orsi, M. L. (2018). Escapes of non-native fish from flooded aquaculture facilities: the case of Paranapanema River, southern Brazil. *Zoologia (Curitiba)*, 35. <https://doi.org/10.3897/ZOOLOGIA.35.E14638>
- Chan, K. S., & Ripley, B. (2012). *TSA: time series analysis. R package version 1.01*. URL: <http://CRAN.R-project.org/package=TSA>
- Cianciaruso, M. V., Silva, I. A., & Batalha, M. A. (2009). Diversidades filogenética e funcional: novas abordagens para a Ecologia de comunidades. *Biota Neotropica*, 9(3), 93–103. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032009000300008>
- de Souza, C. P., Rodrigues-Filho, C. A. S., Barbosa, F. A. R., & Leitão, R. P. (2021). Drastic reduction of the functional diversity of native ichthyofauna in a neotropical lake following invasion by piscivorous fishes. *Neotropical Ichthyology*, 19(3). <https://doi.org/10.1590/1982-0224-2021-0033>
- Debastiani, V. J., & Pillar, V. D. (2012). SYNCOSA--R tool for analysis of metacommunities based on functional traits and phylogeny of the community components. *Bioinformatics (Oxford, England)*, 28(15), 2067–2068. <https://doi.org/10.1093/BIOINFORMATICS/BTS325>
- Deprá, G. C., Oliveira, A. G., Silva, A. B., Frota, A., Proença, H. C., Message, H. J., dos Reis, R. B., & Ota, R. R. (2021). A New Potential Invader: First Record of the Pirambeba *Serrasalmus geryi* (Characiformes: Serrasalminidae) in the upper Paraná River floodplain, Brazil. *Journal of Ichthyology*, 61(2), 190–195. <https://doi.org/10.1134/S0032945221020041>
- Dick, J. T. A., Alexander, M. E., Jeschke, J. M., Ricciardi, A., MacIsaac, H. J., Robinson, T. B., Kumschick, S., Weyl, O. L. F., Dunn, A. M., Hatcher, M. J., Paterson, R. A., Farnsworth, K. D., & Richardson, D. M. (2014). Advancing impact prediction and hypothesis testing in invasion ecology using a comparative functional response approach. *Biological Invasions*, 16(4), 735–753. <https://doi.org/10.1007/S10530-013-0550-8/FIGURES/3>

- Espínola, L. A., Mente-Vera, C. v., & Júlio, H. F. (2010). Invasibility of reservoirs in the Paraná Basin, Brazil, to *Cichla kelberi* Kullander and Ferreira, 2006. *Biological Invasions*, 12(6), 1873–1888. <https://doi.org/10.1007/S10530-009-9598-X/FIGURES/6>
- Fernandes, R., Gomes, L. C., Pelicice, F. M., & Agostinho, A. A. (2009). Temporal organization of fish assemblages in floodplain lagoons: the role of hydrological connectivity. *Environmental Biology of Fishes*, 85(2), 99–108. <https://doi.org/10.1007/s10641-009-9466-7>
- Fragoso-Moura, E. N., Oporto, L. T., Maia-Barbosa, P. M., & Barbosa, F. A. R. (2016). Loss of biodiversity in a conservation unit of the Brazilian Atlantic Forest: the effect of introducing non-native fish species. *Brazilian Journal of Biology*. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.07914>
- Franco, A. C. S., García-Berthou, E., & Santos, L. N. dos. (2021). Ecological impacts of an invasive top predator fish across South America. *Science of The Total Environment*, 761, 143296. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143296>
- Franco, A. C. S., Petry, A. C., Tavares, M. R., de Fátima Ramos Guimarães, T., & dos Santos, L. N. (2021). Global distribution of the South American peacock basses *Cichla* spp. follows human interference. *Fish and Fisheries*. <https://doi.org/10.1111/faf.12624>
- Franco, A. C. S., Petry, A. C., Tavares, M. R., Fátima Ramos Guimarães, T., & Santos, L. N. (2022). Global distribution of the South American peacock basses *Cichla* spp. follows human interference. *Fish and Fisheries*, 23(2), 407–421. <https://doi.org/10.1111/faf.12624>
- Gasques, L. S., Fabrin, T. M. C., Prioli, S. M. A. P., & Prioli, A. J. (2014). A introdução do gênero *Cichla* [block e schneider, 1801] na planície de inundação do alto rio Paraná. *Arquivos de Ciências Veterinárias e Zoologia Da UNIPAR*, 17(4), 261–266. <https://doi.org/10.25110/ARQVET.V17I4.5027>
- Gomiero, L. M., & Braga, F. M. (2004). Alimentação de espécies introduzidas de *Cichla* (Perciformes, Cichlidae) no reservatório de Volta Grande, Rio Grande (MG/SP). *Brazilian Journal of Biology*, 64(4), 787–795. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842004000500008>
- Gomiero, L. M., Junior, V. G. A., & Naous, F. (2009). Reproduction of *Cichla kelberi* Kullander and Ferreira, 2006 introduced into an artificial lake in southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 69(1), 175–183. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842009000100023>
- Graça, W. J. da, & Pavanelli, C. S. (2007). *Peixes da planície de inundação do alto rio Paraná e áreas adjacentes*. EDUEM.
- Granzotti, R. V., Miranda, L. E., Agostinho, A. A., & Gomes, L. C. (2018). Downstream impacts of dams: shifts in benthic invertivorous fish assemblages. *Aquatic Sciences*. <https://doi.org/10.1007/s00027-018-0579-y>
- Hermoso, V., Clavero, M., Blanco-Garrido, F., & Prenda, J. (2011). Invasive species and habitat degradation in Iberian streams: An analysis of their role in freshwater fish

- diversity loss. *Ecological Applications*, 21(1), 175–188. <https://doi.org/10.1890/09-2011.1>
- Hoeinghaus, D. J., Winemiller, K. O., & Agostinho, A. A. (2008). Hydrogeomorphology and river impoundment affect food-chain length of diverse Neotropical food webs. *Oikos*, 117(7), 984–995. <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2008.16459.x>
- Jepsen, D. B., Winemiller, K. O., & Taphorn, D. C. (1997). Temporal patterns of resource partitioning among *Cichla* species in a Benezuelan blackwater river. In *Journal of Fish Biology* (Vol. 51, Issue 6, pp. 1085–1108). <https://doi.org/10.1006/jfbi.1997.0525>
- Junk, W., Bayley, P., & Sparks, R. (1989). The Flood Pulse Concept in River-Floodplain Systems. *Can. Spec. Public Fish. Aquat. Sci.*, 106.
- Junk, W. J., Cunha, N. D., Thomaz, S. M., Agostinho, A. A., Ferreira, F. A., Filho, E. E. D. S., Stevaux, J. C., da Silva, J. C. B., Rocha, P. C., & Kawakita, K. (2021). Macrohabitat classification of wetlands as a powerful tool for management and protection: The example of the Paraná River floodplain, Brazil. *Ecohydrology and Hydrobiology*, 21(3), 411–424. <https://doi.org/10.1016/j.ecohyd.2021.05.006>
- Laliberté, E., Legendre, P., & Shipley, B. (2014). FD: measuring functional diversity from multiple traits, and other tools for functional ecology. *R Package*.
- Langeani, F., Oyakawa, O. T., Shibatta, O. A., Pavanelli, C. S., & Casatti, L. (2007). Diversidade da ictiofauna do alto rio Paraná: composição atual e perspectivas futuras. *Biota Neotropica*, 7(3), 1–18. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032007000300020>
- Lansac-Tôha, F. M., Heino, J., Quirino, B. A., Moresco, G. A., Peláez, O., Meira, B. R., Rodrigues, L. C., Jati, S., Lansac-Tôha, F. A., & Velho, L. F. M. (2019). Differently dispersing organism groups show contrasting beta diversity patterns in a dammed subtropical river basin. *Science of the Total Environment*, 691, 1271–1281. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.07.236>
- Latini, A. O., & Petreere, M. (2004). Reduction of a native fish fauna by alien species: an example from Brazilian freshwater tropical lakes. *Fisheries Management and Ecology*, 11(2), 71–79. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2400.2003.00372.x>
- Leal, L. B., Hoeinghaus, D. J., Compson, Z. G., Agostinho, A. A., Fernandes, R., & Pelicice, F. M. (2021). Changes in ecosystem functions generated by fish populations after the introduction of a non-native predator (*Cichlakelberi*) (perciformes: Cichlidae). *Neotropical Ichthyology*, 19(3). <https://doi.org/10.1590/1982-0224-2021-0041>
- Lizama, M. D. L. A. P., & Ambrosio, A. M. (2003). Crescimento, recrutamento e mortalidade do pequi *Moenkhausia intermédia* (Osteichthyes, Characidae) na planície de inundação do alto rio Paraná, Brasil. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, 25(2). <https://doi.org/10.4025/actascibiolsci.v25i2.2020>
- Loiseau, N., & Gaertner, J. C. (2015). Indices for assessing coral reef fish biodiversity: the need for a change in habits. *Ecology and Evolution*, 5(18), 4018–4027. <https://doi.org/10.1002/ECE3.1619>
- Lucas, M. C., & Baras, E. (2001). *Migration of freshwater fishes*. Blackwell Science Ltd.

- Luz, S. C. S., Montes, M. A., Farias, R. S., Lima, R. V., Torres, R. A., Ferreira, E. J. G., Severi, W., & Coimbra, M. R. M. (2021). Reduced genetic diversity and the success of the invasive peacock bass (Cichliformes: Cichlidae). *Brazilian Journal of Biology = Revista Brasileira de Biologia*, *84*, e248656. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.248656>
- Luz-Agostinho, KDG., Agostinho, AA., Gomes, LC., Júlio-Jr., HF., & Fugi, R. (2009). Effects of flooding regime on the feeding activity and body condition of piscivorous fish in the Upper Paraná River floodplain. *Brazilian Journal of Biology*, *69*(2 suppl), 481–490. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842009000300004>
- Marto, V. C. de O., Akama, A., & Pelicice, F. M. (2015). Feeding and reproductive ecology of *Cichla piquiti* Kullander & Ferreira, 2006 within its native range, Lajeado reservoir, rio Tocantins basin. *Neotropical Ichthyology*, *13*(3), 625–636. <https://doi.org/10.1590/1982-0224-20140165>
- Mason, N. W. H., Mouillot, D., Lee, W. G., & Wilson, J. B. (2005). Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. *Oikos*, *111*(1), 112–118. <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2005.13886.x>
- Medeiros, E. S. F., & Arthington, A. H. (2014). Fish diet composition in floodplain lagoons of an Australian dryland river in relation to an extended dry period following flooding. *Environmental Biology of Fishes*, *97*(7), 797–812. <https://doi.org/10.1007/s10641-013-0180-0>
- Medinas de Campos, M., Tritico, H. M., Girard, P., Zeilhofer, P., Hamilton, S. K., & Fantin-Cruz, I. (2020). Predicted impacts of proposed hydroelectric facilities on fish migration routes upstream from the Pantanal wetland (Brazil). *River Research and Applications*, *36*(3), 452–464. <https://doi.org/10.1002/rra.3588>
- Menezes, R. F., Attayde, J. L., Lacerot, G., Kosten, S., Coimbra e Souza, L., Costa, L. S., van Nes, E. H., & Jeppesen, E. (2012). Lower biodiversity of native fish but only marginally altered plankton biomass in tropical lakes hosting introduced piscivorous *Cichla cf. ocellaris*. *Biological Invasions*, *14*(7), 1353–1363. <https://doi.org/10.1007/s10530-011-0159-8>
- Moi, D. A., Alves, D. C., Figueiredo, B. R. S., Antiqueira, P. A. P., Teixeira de Mello, F., Jeppesen, E., Romero, G. Q., Mormul, R. P., & Bonecker, C. C. (2021). Non-native fishes homogenize native fish communities and reduce ecosystem multifunctionality in tropical lakes over 16 years. *Science of the Total Environment*, *769*. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144524>
- Mouchet, M. A., Villéger, S., Mason, N. W. H., & Mouillot, D. (2010). Functional diversity measures: an overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. *Functional Ecology*, *24*(4), 867–876. <https://doi.org/10.1111/J.1365-2435.2010.01695.X>
- Mouillot, D., Graham, N. A. J., Villéger, S., Mason, N. W. H., & Bellwood, D. R. (2013). A functional approach reveals community responses to disturbances. *Trends in Ecology & Evolution*, *28*(3), 167–177. <https://doi.org/10.1016/J.TREE.2012.10.004>

- Nascimento Filho, S. L. do, & Nascimento Moura, A. do. (2021). Strong top-down effects of omnivorous fish and macroinvertebrates on periphytic algae and macrophytes in a tropical reservoir. *Aquatic Ecology*, 55(2), 667–680. <https://doi.org/10.1007/s10452-021-09853-6>
- Olden, J. D., Comte, L., & Giam, X. (2018). The Homogocene: a research prospectus for the study of biotic homogenisation. *NeoBiota* 37: 23-36, 37(37), 23–36. <https://doi.org/10.3897/NEOBIOTA.37.22552>
- Oliveira, A. G., Baumgartner, M. T., Gomes, L. C., Dias, R. M., & Agostinho, A. A. (2018). Long-term effects of flow regulation by dams simplify fish functional diversity. *Freshwater Biology*. <https://doi.org/10.1111/fwb.13064>
- Oliveira, A. v., Prioli, A. J., Prioli, S. M. A. P., Bignotto, T. S., Júlio, H. F., Carrer, H., Agostinho, C. S., & Prioli, L. M. (2006). Genetic diversity of invasive and native *Cichla* (Pisces: Perciformes) populations in Brazil with evidence of interspecific hybridization. *Journal of Fish Biology*, 69(sb), 260–277. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2006.01291.x>
- Orsi, M. L., & Agostinho, Â. A. (1999). Introdução de espécies de peixes por escapes acidentais de tanques de cultivo em rios da Bacia do Rio Paraná, Brasil. *Revta Bras. Zool.*, 16(2), 557–560.
- Ortega, J. C. G. (2015). First record of Peacock bass *Cichlanelberis* Kullander & Ferreira, 2006 in the Brazilian Pantanal. *BioInvasions Records*, 4(2), 133–138. <https://doi.org/10.3391/bir.2015.4.2.10>
- Ota, R. R., Deprá, G. de C., da Graça, W. J., & Pavanelli, C. S. (2018). Peixes da planície de inundação do alto rio Paraná e áreas adjacentes: Revised, annotated and updated. *Neotropical Ichthyology*, 16(2). <https://doi.org/10.1590/1982-0224-20170094>
- Ota, R. R., Frota, A., Oliveira, A. G., Nardi, G., Proença, H. C., Message, H. J., Penido, I. S., Ganassin, M. J. M., & Agostinho, A. A. (2019). Brazilian fish fauna threatened by a proposal for a new law protecting invaders. *Biodiversity and Conservation*, 28(3), 787–789. <https://doi.org/10.1007/s10531-018-1683-y>
- Padial, A. A., Thomaz, S. M., & Agostinho, A. A. (2009). Effects of structural heterogeneity provided by the floating macrophyte *Eichhornia azurea* on the predation efficiency and habitat use of the small Neotropical fish *Moenkhausia sanctaefilomenae*. *Hydrobiologia*, 624(1), 161–170. <https://doi.org/10.1007/s10750-008-9690-8>
- Pelicice, F. M., & Agostinho, A. A. (2009). Fish fauna destruction after the introduction of a non-native predator (*Cichla kelberi*) in a Neotropical reservoir. *Biological Invasions*, 11, 1789–1801. <https://doi.org/10.1007/s10530-008-9358-3>
- Pelicice, F. M., de Souza Andrade, G., & Borges, L. E. O. (2022). Polychromatism in native populations of peacock basses *Cichlanelberis* and *Cichlapiquiti* (Cichlidae). *Environmental Biology of Fishes*. <https://doi.org/10.1007/s10641-022-01313-w>
- Pelicice, F. M., Latini, J. D., & Agostinho, A. A. (2015). Fish fauna disassembly after the introduction of a voracious predator: main drivers and the role of the invader's

- demography. *Hydrobiologia*, 746(1), 271–283. <https://doi.org/10.1007/S10750-014-1911-8/FIGURES/3>
- Pereira, L. S., Agostinho, A. A., & Gomes, L. C. (2015). Eating the competitor: a mechanism of invasion. *Hydrobiologia*, 746(1), 223–231. <https://doi.org/10.1007/s10750-014-2031-1>
- Pereira, L. S., Agostinho, A. A., & Winemiller, K. O. (2017). Revisiting cannibalism in fishes. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 27(3), 499–513. <https://doi.org/10.1007/s11160-017-9469-y>
- Pereira, L. S., Tencatt, L. F. C., Dias, R. M., de Oliveira, A. G., & Agostinho, A. A. (2017). Effects of long and short flooding years on the feeding ecology of piscivorous fish in floodplain river systems. *Hydrobiologia*, 795(1), 65–80. <https://doi.org/10.1007/S10750-017-3115-5/FIGURES/4>
- Petchey, O. L., Evans, K. L., Fishburn, I. S., & Gaston, K. J. (2007). Low functional diversity and no redundancy in British avian assemblages. *The Journal of Animal Ecology*, 76(5), 977–985. <https://doi.org/10.1111/J.1365-2656.2007.01271.X>
- Pinto-Coelho, RM., Bezerra-Neto, JF., Miranda, F., Mota, TG., Resck, R., Santos, AM., Maia-Barbosa, PM., Mello, NAST., Marques, MM., Campos, MO., & Barbosa, FAR. (2008). The inverted trophic cascade in tropical plankton communities: impacts of exotic fish in the Middle Rio Doce lake district, Minas Gerais, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 68(4 suppl), 1025–1037. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842008000500010>
- Probst, W. N., Stelzenmüller, V., & Fock, H. O. (2012). Using cross-correlations to assess the relationship between time-lagged pressure and state indicators: an exemplary analysis of North Sea fish population indicators. *ICES Journal of Marine Science*, 69(4), 670–681. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fss015>
- R Core Team. (2019). R: The R Project for Statistical Computing. In *The R Foundation*. <https://www.r-project.org/>
- Rabelo, H., & Araújo-Lima, C. A. R. M. (2002). A dieta e o consumo diário de alimento de *Cichla monoculus* na Amazônia central. *Acta Amazonica*, 32(4), 707–724.
- Rodrigues, A. C., dos Santos, N. C. L., & Gomes, L. C. (2020). Functionally redundant communities do not show differences in the main environmental drivers of different diversity metrics. *Aquatic Sciences*, 82(3), 1–11. <https://doi.org/10.1007/S00027-020-00727-X/FIGURES/4>
- Sastraprawira, S. M., Iqbal, I. H., Shahimi, S., Pati, S., Edinur, H. A., John, A. B., Ahmad, A., Kumaran, J. V., Martin, M. B., Chong, J. L., Chowdhury, A. J. K., & Nelson, B. R. (2020a). A review on introduced *Cichla* spp. and emerging concerns. *Heliyon*, 6(11). <https://doi.org/10.1016/J.HELIYON.2020.E05370>
- Sastraprawira, S. M., Iqbal, I. H., Shahimi, S., Pati, S., Edinur, H. A., John, A. B., Ahmad, A., Kumaran, J. V., Martin, M. B., Chong, J. L., Chowdhury, A. J. K., & Nelson, B. R. (2020b). A review on introduced *Cichla* spp. and emerging concerns. *Heliyon*, 6(11), e05370. <https://doi.org/10.1016/J.HELIYON.2020.E05370>

- Sharpe, D. M. T., de León, L. F., González, R., & Torchin, M. E. (2017). Tropical fish community does not recover 45 years after predator introduction. *Ecology*, 98(2), 412–424. <https://doi.org/10.1002/ecy.1648>
- Sharpe, D. M. T., de Lira, J. J. P. R., Brown, G. E., Torchin, M. E., & Hendry, A. P. (2021). Testing the prey naiveté hypothesis: Can native prey (*Astyanax ruberrimus*) recognize an introduced top predator, *Cichlamonoculus*? *Biological Invasions*, 23(1), 205–219. <https://doi.org/10.1007/s10530-020-02369-4>
- Thomaz, S. M., Bini, L. M., & Bozelli, R. L. (2007). Floods increase similarity among aquatic *habitats* in river-floodplain systems. *Hydrobiologia*. <https://doi.org/10.1007/s10750-006-0285-y>
- Valiente-Banuet, A., Aizen, M. A., Alcántara, J. M., Arroyo, J., Cocucci, A., Galetti, M., García, M. B., García, D., Gómez, J. M., Jordano, P., Medel, R., Navarro, L., Obeso, J. R., Oviedo, R., Ramírez, N., Rey, P. J., Traveset, A., Verdú, M., & Zamora, R. (2015). Beyond species loss: the extinction of ecological interactions in a changing world. *Functional Ecology*, 29(3), 299–307. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.12356>
- van den Wollenberg, A. L. (1977). Redundancy analysis an alternative for canonical correlation analysis. *PSYCHOMETRIKA*, 42(2).
- Vazzoler, A. E. A. D. M. (1996). *Biologia da reprodução de peixes teleósteos: teoria e prática*. EDUEM.
- Villéger, S., Mason, N. W. H., & Mouillot, D. (2008). New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology*, 89(8), 2290–2301. <https://doi.org/10.1890/07-1206.1>
- Willis, S. C., Macrander, J., Farias, I. P., & Ortí, G. (2012). Simultaneous delimitation of species and quantification of interspecific hybridization in Amazonian peacock cichlids (genus *Cichla*) using multi-locus data. *BMC Evolutionary Biology*, 12(1), 96. <https://doi.org/10.1186/1471-2148-12-96/TABLES/3>
- Winemiller, K. O., Taphorn, D. C., & Barbarino-Duque, A. (1997). Ecology of *Cichla* (Cichlidae) in two blackwater rivers of Southern Venezuela. *Copeia*, 4, 690–696. <https://doi.org/10.2307/1447287>
- Winemiller, K. O., Winemiller, L. C. Kelso., & Montaña, C. G. (2021). *Peacock Bass: diversity, ecology and conservation* (Academic Press, Ed.; 1st ed., Vol. 1).
- Zaret, T. M., & Paine, R. T. (1973). Species introduction in a tropical lake. *Science*, 182(4111), 449–455. <https://doi.org/10.1126/SCIENCE.182.4111.449>

APENDICE B - Lista de espécies, descritores e traços funcionais

Tabela S1 –Lista de espécies coletadas na Planície de Inundação do alto rio Paraná com rede de arrasto entre 2002 e 2019.

Classificação	Nome utilizado
CHARACIFORMES	
Acestrorhynchidae	
<i>Acestrorhynchus lacustris</i> (Lütken, 1875)	
<i>Acestrorhynchus pantaneiro</i> Menezes, 1992	
Anostomidae	
<i>Leporellus vittatus</i> (Valenciennes, 1850)	
<i>Leporinus friderici</i> (Bloch, 1794)	
<i>Leporinus lacustris</i> Campos, 1945	
<i>Megaleporinus macrocephalus</i> (Garavello, Britski, 1988)	
<i>Megaleporinus obtusidens</i> (Valenciennes, 1836)	
<i>Megaleporinus piavussu</i> (Britski, Birindelli, Garavello, 2012)	
<i>Schizodon altoparanae</i> Garavello, Britski, 1990	
<i>Schizodon borellii</i> (Boulenger, 1900)	
<i>Schizodon nasutus</i> Kner, 1858	
Aphyocharacinae	
<i>Aphyocharax dentatus</i> Eigenmann, Kennedy, 1903	
<i>Aphyocharax anisitsi</i> Eigenmann, Kennedy, 1903	
<i>Aphyocharax</i> sp.	
Bryconidae	
<i>Brycon orbignyanus</i> (Valenciennes, 1850)	
<i>Salminus brasiliensis</i> (Cuvier, 1816)	
<i>Salminus hilarii</i> Valenciennes, 1850	
Characidae	
<i>Astyanax lacustris</i> (Lütken, 1875)	
<i>Hemigrammus ora</i> Zarske, Le Bail, Géry, 2006	
<i>Hyphessobrycon eques</i> (Steindachner, 1882)	
<i>Moenkhausia</i> cf. <i>gracilima</i> Eigenmann, 1908	<i>Moenkhausia</i> spp.
<i>Moenkhausia</i> aff. <i>intermedia</i> Eigenmann, 1908	<i>Moenkhausia</i> spp.
<i>Moenkhausia bonita</i> Benine, Castro, Sabino, 2004	<i>Moenkhausia</i> spp.
<i>Moenkhausia</i> spp.	<i>Moenkhausia</i> spp.
<i>Moenkhausia forestii</i> Benine, Mariguela, Oliveira, 2009	<i>Moenkhausia</i> spp.
<i>Oligosarcus pintoii</i> Campos, 1945	
<i>Psellogrammus kennedyi</i> (Eigenmann, 1903)	
<i>Galeocharax gulo</i> (Cope, 1870)	
<i>Roeboides descalsvadensis</i> Fowler, 1932	
Cheirodontinae	

Classificação	Nome utilizado
<i>Aphyocheirodon hemigrammus</i> Eigenmann, 1915	
<i>Odontostilbe avanhandava</i> Chuctaya, Bührnheim, Malabarba, 2018	
Crenuchidae	
<i>Characidium</i> aff. <i>zebra</i> Eigenmann, 1909	
Curimatidae	
<i>Cyphocharax modestus</i> (Fernández-Yépez, 1948)	
<i>Cyphocharax nagelii</i> (Steindachner, 1881)	
<i>Steindachnerina brevipinna</i> (Eigenmann, Eigenmann, 1889)	
<i>Steindachnerina insculpta</i> (Fernández-Yépez, 1948)	
Cynodontidae	
<i>Rhaphiodon vulpinus</i> Spix, Agassiz, 1829	
Erythrinidae	
<i>Hoplias argentinensis</i> Rosso, González-Castro, Bogan, Cardoso, Mabragaña, Delpiani, & Díaz de Astarloa, 2018	<i>Hoplias</i> spp.
<i>Hoplias mbigua</i> Azpelicueta, Benítez, Aichino, Mendez, 2015 *	<i>Hoplias</i> spp.
<i>Hoplias misionera</i> Rosso, Mabragaña, González-Castro, Delpiani, Avigliano, Schenone, Días de Astarloa, 2016	<i>Hoplias</i> spp.
<i>Hoplias</i> sp.	<i>Hoplias</i> spp.
<i>Hoplias</i> sp.2	<i>Hoplias</i> spp.
Hemiodontidae	
<i>Hemiodus orthonops</i> Eigenmann, Kennedy, 1903	
Lebiasinidae	
<i>Pyrrhulina australis</i> Eigenmann, Kennedy, 1903	
Parodontidae	
<i>Apareiodon affinis</i> (Steindachner, 1879)	
Prochilodontidae	
<i>Prochilodus lineatus</i> (Valenciennes, 1836)	
Serrasalminidae	
<i>Metynnis lippincottianus</i> (Cope, 1870)	
<i>Serrasalmus maculatus</i> Kner, 1858	<i>Serrasalmus</i> spp.
<i>Serrasalmus marginatus</i> Valenciennes, 1837	<i>Serrasalmus</i> spp.
Stevardiinae	
<i>Piabarchus stramineus</i> (Eigenmann, 1908)	
<i>Diapoma guarani</i> (Mahnert, Géry, 1987)	
CICHLIFORMES	
Cichlidae	
<i>Apistogramma commbrae</i> (Regan, 1906)	
<i>Cichla kelberi</i> Kullander, Ferreira, 2006	<i>Cichlaspp.</i>
<i>Cichla piquiti</i> Kullander, Ferreira, 2006	<i>Cichlaspp.</i>

Classificação	Nome utilizado
<i>Cichlasoma paranaense</i> Kullander, 1983	
<i>Crenicichla britskii</i> Kullander, 1982	
<i>Geophagus sveni</i> Lucinda, Lucena, Assis, 2010	
<i>Laetacara araguaiaae</i> Ottoni, Costa, 2009	
<i>Tilapia rendalli</i> (Boulenger, 1897)	
<i>Satanoperca</i> sp.	
CLUPEIFORMES	
Clupeidae	
<i>Platanichthys platana</i> (Regan, 1917)	
CYPRINODONTIFORMES	
Poeciliidae	
<i>Pamphorichthys hollandi</i> (Henn, 1916)	
Sciaenidae	
<i>Plagioscion squamosissimus</i> (Heckel, 1840)	
Cynolebiidae	
<i>Melanorivulus</i> sp.	
GYMNOTIFORMES	
Gymnotidae	
<i>Gymnotus inaequilabiatus</i> (Valenciennes, 1839)	<i>Gymnotus</i> spp.
<i>Gymnotus pantanal</i> Fernandes, Albert, Daniel-Silva, Lopes, Crampton, Almeida-Toledo, 2005	<i>Gymnotus</i> spp.
<i>Gymnotus paraguensis</i> Albert, Crampton, 2003	<i>Gymnotus</i> spp.
<i>Gymnotus sylvius</i> Albert, Fernandes-Matioli, 1999	<i>Gymnotus</i> spp.
Hypopomidae	
<i>Brachyhypopomus gauderio</i> Giora, Malabarba, 2009	
Rhamphichthyidae	
<i>Rhamphichthys hahni</i> (Meinken, 1937)	
Sternopygidae	
<i>Eigenmannia trilineata</i> López, Castello, 1966	
<i>Eigenmannia virescens</i> (Valenciennes, 1836)	
Stevardiinae	
<i>Bryconamericus exodon</i> Eigenmann, 1907	
<i>Knodus moenkhausii</i> (Eigenmann, Kennedy, 1903)	
MYLIOBATIFORMES	
Potamotrygonidae	
<i>Potamotrygon amandae</i> Loboda, Carvalho, 2013	
<i>Potamotrygon</i> cf. <i>falkneri</i> Castex, Maciel, 1963	
PLEURONECTIFORMES	
Achiridae	
<i>Catathyridium jenynsii</i> (Günther, 1862)	

Classificação	Nome utilizado
SILURIFORMES	
Auchenipteridae	
<i>Parauchenipterus galeatus</i> (Linnaeus, 1766)	
Doradidae	
<i>Ossancora eigenmanni</i> (Boulenger, 1895)	
<i>Pterodoras granulosus</i> (Valenciennes, 1821)	
<i>Trachydoras paraguayensis</i> (Eigenmann, Ward, 1907) *	
Heptapteridae	
<i>Pimelodella avanhandavae</i> Eigenmann, 1917	
<i>Pimelodella gracilis</i> (Valenciennes, 1835)	
<i>Pimelodella taenioptera</i> Miranda-Ribeiro, 1914	
Hypostominae	
<i>Hypostomus albopunctatus</i> (Regan, 1908)	<i>Hypostomus</i> spp.
<i>Hypostomus ancistroides</i> (Ihering, 1911)	<i>Hypostomus</i> spp.
<i>Hypostomus cochliodon</i> Kner, 1854	<i>Hypostomus</i> spp.
<i>Hypostomus commersoni</i> Valenciennes, 1836	<i>Hypostomus</i> spp.
<i>Hypostomus hermanni</i> (Ihering, 1905)	<i>Hypostomus</i> spp.
<i>Hypostomus microstomus</i> Weber, 1987	<i>Hypostomus</i> spp.
<i>Hypostomus regani</i> (Ihering, 1905)	<i>Hypostomus</i> spp.
<i>Hypostomus</i> cf. <i>strigaticeps</i> (Regan, 1908)	<i>Hypostomus</i> spp.
<i>Hypostomus ternetzi</i> (Boulenger, 1895)	<i>Hypostomus</i> spp.
<i>Pterygoplichthys ambrosettii</i> (Holmberg, 1893)	
Loricariinae	
<i>Loricaria prolixa</i> Isbrücker, Nijssen, 1978	<i>Loricaria</i> spp.
<i>Loricaria</i> sp.	<i>Loricaria</i> spp.
<i>Loricariichthys platymetopon</i> Isbrücker, Nijssen, 1979	
Pimelodidae	
<i>Hypophthalmus oremaculatus</i> Nani, Fuster, 1947	
<i>Iheringichthys labrosus</i> (Lütken, 1874)	
<i>Pimelodus maculatus</i> Lacépède, 1803	
<i>Pimelodus misteriosus</i> Azpelicueta, 1998	
<i>Pimelodus ornatus</i> Kner, 1858	
<i>Pseudoplatystoma corruscans</i> (Spix, Agassiz, 1829)	
<i>Pseudoplatystoma reticulatum</i> Eigenmann, Eigenmann, 1889	
Rhinelepininae	
<i>Rhinelepis aspera</i> Spix, Agassiz, 1829	
SYNBRANCHIFORMES	
Synbranchidae	
<i>Synbranchus marmoratus</i> Bloch, 1795	

S2 - Teste de estacionariedade para as correlações cruzadas entre a abundância de *Cichla* e cada medida de diversidade funcional (riqueza funcional (FRic); equitabilidade funcional (FEve); divergência funcional (FDiv); e dispersão funcional (FDis))

	Estimativa	Erro padrão	valor de t	p
<i>Cichla</i>	10,805	8,711	1,24	0,219
Riqueza funcional	-0,164	3,682	-0,045	0,964
Equitabilidade funcional	8,08	19,025	0,425	0,672
Divergência funcional	-33,329	18,544	-1,797	0,07
Dispersão funcional	-2,886	18,202	-0,159	0,874

S3 – Descrição dos traços funcionais adaptado de Oliveira *et al* 2018

Classe do traço funcional	Sub-classe do traço funcional	Descrição do traço funcional
Morfométrico	Comprimento padrão máximo (cm)	Distância da extremidade do focinho até o final do pedúnculo caudal
Guilda trófica	Detritívora	Espécies que se alimentam predominantemente de detritos e sedimentos
	Omnívora	Espécies que se alimentam material vegetal e animal
	Insetívora	Espécies que se alimentam predominantemente de invertebrados terrestres
	Planctívora	Espécies que se alimentam predominantemente de algas e zooplâncton
	Píscivora	Espécies que se alimentam predominantemente de peixes inteiros e fragmentos
	Lepidófago	Espécies que se alimentam predominantemente de escamas de peixes
	Invertívora	Espécies que se alimentam predominantemente de invertebrados aquáticos
	Herbívora	Espécies que se alimentam predominantemente de plantas
Comportamento reprodutivo	Fecundação interna ou externa	Peixes com desenvolvimento dos ovos em cavidade ou no exterior
	Cuidado parental	Peixes que apresentam comportamento de cuidado com a prole
	Migração	Migradores de longa distância
Uso do habitat	Bentopelágica	Espécies que nadam no fundo do rio/reservatório, mas se deslocam na coluna d'água

Pelágica	Espécies encontradas nadando livremente na coluna de água
Demersal	Espécies associadas ao fundo do rio/reservatório

S4 – Traços funcionais para as espécies coletadas com rede de arrasto da Planície de inundação do alto rio Paraná adaptado de Cantarute *et al.* (2020) e Oliveira *et al.* (2018). Dieta (níveis: detritívoro - **det**, herbívoro – **herb**, invertívoro - **inve**, insetívoro - **inse**, lepidófago – **lepi**, omnívoro – **omn**, piscívoro - **pisc**, planctívoro - **plan**); uso do habitat (bentopelágico - **bent**, pelágico – **pel**, demersal - **dem**); presença de cuidado parental (fecundação externa com cuidado parental - **EFPC**, fecundação externa sem cuidado parental – **EFNP**, fecundação interna - **IF**); desova (parcelado - **Par**, total - **Tot**); migrações reprodutivas (migrador - **Migr**, sedentário - **Sed**); comportamento de forrageamento (crepuscular - **crep**, diurno - **diu**, noturno - **not**, integral - **int**); comprimento máximo padrão – **Ltmax**; . Classificação (espécies presas de *Cichla* de acordo com Pereira *et al.* (2017) – **Presa**.

	Det	Her	Inv	Ins	Lep	Omn	Pis	Pla	Bent	Pel	Dem	EFNP	EFPC	IF	Par	Tot	Mig	Sed	Cre	Diu	Not	Int	LT	Presa
<i>A. affinis</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	1	1	0	0	0	156	0
<i>A. anisitsi</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	1	1	0	0	0	66	0
<i>A. commbrae</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	1	0	1	0	0	50	0
<i>A. crassip</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0	1	250	0
<i>A. dentatus</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	1	1	0	0	0	60	0
<i>A. hemigrammus</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	1	1	0	0	0	48	0
<i>A. lacustris</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	420	0
<i>A. pantaneiro</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	232	0
<i>Aphyocharax sp.</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	1	1	0	0	0	66	0
<i>A. lacustris</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	1	0	1	1	0	0	135	1
<i>B. exodon</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	62	0
<i>B. gauderio</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	1	0	0	1	0	149	0
<i>B. orbignyanus</i>	0	1	0	0	0	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0	1	1	0	1	0	0	0	620	0
<i>C. aff. zebra</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	1	1	1	0	0	70	0
<i>C. britskii</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	1	0	1	0	0	1	0	0	195	0
<i>C. jenynsii</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	270	0
<i>C. kelberi</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	1	0	1	0	0	442	1
<i>C. modestus</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0	1	0	1	1	0	215	0
<i>C. nagelii</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	205	0
<i>C. paranaense</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	1	0	1	0	0	1	0	1	0	0	171	0
<i>C. piquiti</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	1	0	1	0	0	480	0
<i>C. rendalli</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	1	0	1	0	0	450	0
<i>Cichla. Sp</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	1	0	1	0	0	410	1
<i>D. guarani</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	1	1	0	0	0	31	0
<i>E. trilineata</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	1	1	0	0	0	305	1
<i>E. virescens</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	1	1	0	0	0	384	0
<i>G. gulo</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	220	0
<i>G. sveni</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	1	0	1	0	1	0	0	260	0
<i>Gymnotus spp</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	1	0	0	1	0	673	1
<i>H. eques</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	1	1	0	0	0	58	0
<i>H. ora</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0	1	0	1	0	0	41	0
<i>H. oremaculatus</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	1	0	0	1	0	1	1	0	493	0

	Det	Her	Inv	Ins	Lep	Omn	Pis	Pla	Bent	Pel	Dem	EFNP	EFPC	IF	Par	Tot	Mig	Sed	Cre	Diu	Not	Int	LT	Presa
<i>H. orthonops</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0	1	1	1	0	0	345	0
<i>Hoplias</i> spp	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	1	1	0	0	0	290	1
<i>Hypostomus</i> spp	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	1	0	1	1	0	0	0	300	0
<i>I. labrosus</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1	0	0	1	1	0	1	0	336	0
<i>K. moenkhaussi</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	65	0
<i>L. araguaiae</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	1	0	1	0	0	60	0
<i>L. friderici</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	400	0
<i>L. lacustris</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	1	299	0
<i>L. platymetopon</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0	1	485	0
<i>L. vittatus</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	236	0
<i>Loricaria</i> spp.	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0	1	264	0
<i>Moenkhausia</i> spp.	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	1	0	0	1	0	1	1	0	80	1
<i>M. lippincottianus</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	200	0
<i>M. macrocephalus</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	600	0
<i>M. obtusidens</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	490	0
<i>M. piavuss</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	380	0
<i>Melanorivulu</i> ssp	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	30	0
<i>O. avanhandava</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	1	1	0	40	0
<i>O. eigenmanni</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1	0	0	1	1	0	1	0	130	0
<i>O. pintoii</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	1	0	0	1	1	0	1	0	88	0
<i>P. amandae</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	1	0	1	0	0	0	0	875	0
<i>P. ambrosettii</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	1	0	0	1	1	0	0	0	655	0
<i>P. australis</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1	0	0	0	1	0	1	0	1	0	0	42	0
<i>P. avanhandava</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	1	0	1	1	0	1	0	236	0
<i>P.cf.falk</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	1	0	1	0	1	0	1	1	0	1000	0
<i>P. corruscans</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	1254	0
<i>P. galeatus</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	1	1	0	0	1	0	0	1	0	237	0
<i>P. gracilis</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0	1	1	0	1	0	236	0
<i>P. granulatus</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0	710	0
<i>P. hollandi</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	1	0	1	0	0	0	1	29	1
<i>P. kennedyi</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	67	1
<i>P. lineatus</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	620	0
<i>P. maculatus</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1	0	0	1	0	1	0	1	0	0	0	510	0
<i>P. mysteriosus</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0	1	1	0	0	0	365	0
<i>P. ornatus</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	1	0	1	0	0	0	399	0
<i>P. platana</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	45	0
<i>P. reticulatum</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	605	0
<i>P. squamosissimus</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	460	1
<i>P. stramineus</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	1	1	0	1	0	60	0
<i>P. taenioptera</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	1	0	1	1	0	1	0	235	0

	Det	Her	Inv	Ins	Lep	Omn	Pis	Pla	Bent	Pel	Dem	EFNP	EFPC	IF	Par	Tot	Mig	Sed	Cre	Diu	Not	Int	LT	Presa
<i>R. áspera</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0	1	708	0
<i>R. descavadensis</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	1	0	0	1	0	0	1	1	0	1	0	131	1
<i>R. hahni</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	1	0	0	1	0	1000	0
<i>R. vulpinu</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	762	0
<i>S. altoparanae</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	337	0
<i>S. borellii</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	237	0
<i>S. brasiliensis</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0	1	1	0	0	1	0	0	800	0
<i>S. brevipinna</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	160	1
<i>S. hilarii</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	500	0
<i>S. insculpta</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	178	1
<i>S. maculatus</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0	1	315	0
<i>S. marginatus</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0	1	301	1
<i>S. marmoratus</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0	1	0	1	1	0	1	0	634	0
<i>S. nasutus</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	390	0
<i>Satanoperca</i> sp	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	1	1	0	1	0	255	0
<i>Serras</i> spp	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1	0	0	1	0	0	1	1	0	1	0	38	0
<i>T.paraguayensis</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	186	0

4 CONCLUSÕES

Avaliar os impactos de uma espécie invasora em séries temporais sob diferentes facetas da biodiversidade (diversidade taxonômica, diversidade funcional e diversidade beta,) auxiliam na compreensão de como a invasão de espécies afeta a assembleia do ambiente invadido. Os impactos de *Cichla* não foram evidentes nos atributos taxonômicos, mas foram evidentes nas alterações das diversidades beta e funcional, o que demonstra que para avaliar impactos em grandes assembleias é importante utilizar diferentes metodologias, de maneira complementar.

De fato, *Cichla* tem afetado a assembleia de peixes da planície de inundação do alto rio Paraná ao longo do tempo, reduzindo a frequência de indivíduos de pequeno porte, reduzindo a substituição de espécies e aumentando o aninhamento, o que favorece a homogeneização biótica. Ainda, *Cichla* tem causado alterações imediatas na diversidade funcional da assembleia de peixes de pequeno porte, reduzindo a equitabilidade funcional e dispersão funcional através da predação, aumentando a abundância de espécies com características funcionais similares. A longo prazo, tem sido observado a redução da riqueza funcional e divergência funcional o que pode interferir em funções ecossistêmicas importantes, pois elas atuam na transferência e ciclagem de energia através da cadeia alimentar.

Nos últimos anos houve um crescente movimento para disseminação de espécies não nativas e criação de legislação para proteção dessas espécies em locais invadidos, o que de fato é um equívoco muito grande tendo em vista os impactos observados. Assim, espera-se que este trabalho auxilie a aumentar a conscientização do público sobre as consequências da liberação de espécies não nativas e estimulem o desenvolvimento de soluções tecnológicas que reduzam a pressão de propágulos e auxiliem no controle das populações.

5 MEMORIAL

Em 2018, na correria de finalização do mestrado, preparei um projeto para o doutorado e me escrevi na seleção. Estudei nos contrarturnos da dissertação e passei na seleção. O resultado da aprovação veio ainda antes da defesa do mestrado. Foi tudo muito corrido e quando percebi eu estava no doutorado. Recebi bolsa da CAPES. No meu primeiro ano eu me dediquei as disciplinas e a um experimento em parceria com pesquisadores de Curitiba, o qual seria minha qualificação, o experimento teve duração de aproximadamente 40 dias em campo. Nesse ano também participei de algumas edições do PELD auxiliando em campo e nos relatórios, fui assessora da revista de divulgação científica Bioika, fiz duas disciplinas na Universidade Federal de Goiás, “lógica de programação e algoritmos” do professor Thiago Rangel e programação em R, do professor Adriano

Sanches de Melo, também participei do projeto SOS riachos levando mostras científicas e teatros educativos a muitas escolas municipais em Maringá e ministrei minicursos em semanas acadêmicas na Unioeste em Cascavel.

No ano de 2019 participei do Encontro Brasileiro de Ictiologia em Belém do Pará, foi um muito especial, pude conhecer muitos pesquisadores da área. Depois me dediquei a escrever minha qualificação, sem muito sucesso, muitos contratemplos durante o experimento não nos permitiram utilizar os dados, partindo para um plano B. Participei da Mostra Científica em Porto São José e foi lá que tive a certeza que levar o conhecimento científico para pessoas de fora da academia era realmente uma paixão. Participei de mais algumas edições do PELD e do projeto “Interações peixes-macrófitas no Reservatório de Itaipu” auxiliando na identificação dos estágios de maturação das gônadas. Participei de mais uma disciplina na Universidade Federal de Goiás “modelos lineares e extensões” da professora Luísa Gigante. Participei como monitora no curso de Modelagem de Nicho Ecológico na Universidade Estadual do Oeste do Paraná em Cascavel. E como avaliadora na Feira Paranaense de Ciências e Tecnologia. Também me dediquei a publicar minha dissertação, que foi aceita apenas no ano seguinte.

Em 2020, logo no início do ano tivemos a notícia que uma pandemia estava a caminho, e minha família foi contaminada ainda em março/2020. Foi um ano muito turbulento, pouco produtivo, apesar do artigo da dissertação ter saído nesse meio tempo, tive muitas perdas no meu entorno. Apesar disso, nesse ano tive a oportunidade de coorientar um aluno de graduação da Universidade Estadual do Oeste do Paraná, o Giovanni Oliveira, da professor Rosilene Delariva, que devido a pandemia finalizou o TCC em 2021.

Em 2021 tive a oportunidade de realizar uma disciplina de estatística com o professor Miguel Petreire, a qual me trouxe muitos contatos e muito ânimo para seguir no doutorado. A disciplina durou aproximadamente seis meses e me mostrou que eu podia escrever e rodar análises, foi então que decidi finalizar um artigo em andamento do Índice de Atividade Reprodutiva, o IAR, que se tornou minha qualificação. Participei da organização das comemorações dos 30 do programa de pós-graduação – PEA. Coorientei mais uma aluna de graduação da Universidade Estadual do Oeste do Paraná da professora Rosilene Delariva, a ArielliGiachinie logo após a defesa dos dois alunos, eu deixei as atividades extracurriculares para me dedicar exclusivamente da tese.

Em 2022, uma corrida contra o tempo, defendi minha qualificação e finalizei minha tese. Infelizmente não consegui fazer o tão sonhado doutorado sanduíche, mas tive uma formação repleta de aprendizagens pessoais e profissionais. E é com imensa gratidão e gigantesco crescimento que finalizo esse ciclo.

NOTA INFORMATIVA COMPLEMENTAR - Lista de artigos publicados durante o desenvolvimento do doutorado





Chapter

Full-text available

Ecology of the Goliath catfish *Brachyplatystoma rousseauxii* (Castelnau 1855)

April 2018

Project: [Laboratório de Ictiologia UEM](#)

 Rosa Maria Dias ·  Anielly G. Oliveira ·  Rafaela Giacomel Rauber · [Show all 6 authors](#) ·  Ronaldo Borges Barthem





Chapter

Full-text available

Ecology of “dourado” *Salminus brasiliensis*(Cuvier 1816): the “king of the river”






April 2018

Projects: [Reservoir Ecology: impact on fish fauna and management](#) · [Laboratório de Ictiologia UEM](#)

 Anielly G. Oliveira ·  Mirtha Amanda Angulo Valencia ·  Rafaela Giacomel Rauber · [Show all 5 authors](#) ·  Angelo A Agostinho



Spatial segregation in the reproductive activity of Neotropical fish species as an indicator of the migratory trait

Rafaela G. Rauber¹  | Larissa Strictar²  | Luiz C. Gomes^{1,3}  |
 Harumi I. Suzuki³  | Angelo A. Agostinho¹ 

¹Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais, Departamento de Biologia, Universidade Estadual de Maringá, Maringá, Brazil

²Capes - Foundation, Ministry of Education of Brazil, Brasília, Brazil

³Núcleo de Pesquisas em Limnologia, Ictiologia e Aquicultura (Nupélia), Universidade Estadual de Maringá, Maringá, Brazil

Correspondence

Rafaela G. Rauber, Curso de Pós Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos, Departamento de Biologia, Universidade Estadual de Maringá, Avenue Colombo, 5790, Maringá, PR 87020-900, Brazil.
 Email: rafaelagrauber@outlook.com

Funding Information

Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico; Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior

Abstract

This study focused on the distribution of fish with high reproductive activity along a basin, using a 430 km stretch of the Cuiabá River in Brazil as a model. The main objective of this study was to identify those fish that migrate long distances for reproduction, among all the basin species. Thus, a set of working criteria are proposed to classify species according to their reproductive behaviour (i.e., reproductive activity and distribution). Samplings were performed in the Cuiabá River basin, encompassing several environments (river, channels and lakes) during the reproductive periods (between October and February), from 2000 to 2004. Species occurrence (presence and absence – proxy of distribution) across the basin and index of reproductive activity values were used as criteria to identify the species that perform long-distance longitudinal migrations for reproduction. The study confirmed the classification of long-distance longitudinal migration species; nonetheless, some species were not classified as described in the literature. The proposed sequential criteria have proven to be effective in the classification of long-distance longitudinal migrations species and certainly contribute to filling some existing knowledge gaps of reproductive traits. This classification is of fundamental importance in planning new dam projects, in decision making and in the development of management and conservation actions for the ichthyofauna.

KEYWORDS

home range, index of reproductive activity, migration, Pantanal reproductive biology, potamodromous



TEMPORAL CHANGES IN MIGRATORY FISH BODY SIZE IN A NEOTROPICAL FLOODPLAIN

Taise Miranda Lopes^{1}, Oscar Peláez¹, Rosa Maria Dias¹, Anielly Galego de Oliveira¹,
Rafaela Giacomel Rauber¹, Luiz Carlos Gomes^{1,2} & Angelo Antonio Agostinho^{1,2}*

¹ Universidade Estadual de Maringá, Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais, Av. Colombo, 5790, CEP: 87020-900, Maringá, PR, Brazil.












² Universidade Estadual de Maringá, Núcleo de Pesquisa em Ictiologia, Limnologia e Aquicultura, Av. Colombo, 5790, CEP: 87020-900, Maringá, PR, Brazil.

E-mail: taisemlopes@gmail.com (*corresponding author), oscar_pelaez@hotmail.es, rmdias2003@yahoo.com.br, anielly_oliveira@hotmail.com, rafaelagrauber@outlook.com, gomes.luizcarlos@gmail.com, agostinhoaa@gmail.com

Abstract: Body size is a trait that results from evolutionary and ecological processes. Body size not only provides information on the physical condition of individuals but also on the shift in community structure across space and time. Here, we aimed to investigate whether the body size of the migratory fishes changed over time and to ascertain the abiotic variables explaining these changes; and whether the effect on body size was different between fish in dammed (Paraná River) and undammed (Ivinhema River) rivers. Using a temporal series (1986 - 2018) and linear mixed effects models, we evaluated the effects of the abiotic variables on the standard length of the fish species from a floodplain system. We found that fish body size tended to decrease; the mean body length had decreased by 25 % since 2000. Abiotic variables related to seasonal variability (water level) and those affected by reservoir operation (water transparency and nutrients) explained the decrease in body size. Our results highlighted that larger migratory fish were found in the undammed river in lower transparency habitats.

Keywords: flood regime; growth; hydroelectric dam; ichthyology; potamodromous.

Ichthyofauna of the Água das Araras stream, Paranapanema River basin, upper Paraná River system, Southern Brazil

Bruno A. Galindo ^a, Alexandro D. A. Costa ^b, Dhiego G. Ferreira ^a, Thiago D. Garcia ^b, Augusto Frota ^c, Wilson Frantine-Silva ^d, Rafaela G. Rauber ^c, Raul H. C. Nascimento ^b, Augusto S. Zanatta ^a, Oscar A. Shibatta ^b and José L. O. Birindelli ^b

^aGrupo de Pesquisas em Ecologia, Recursos Naturais e Limnologia (GERCOL), Universidade Estadual do Norte do Paraná (UENP), Cornélio Procopio, Brazil; ^bPrograma de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, Departamento de Biologia Animal e Vegetal, Universidade Estadual de Londrina (UEL), Londrina, Brazil; ^cPrograma de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais, Centro de Ciências Biológicas, Departamento de Biologia, Universidade Estadual de Maringá (UEM), Maringá, Brazil; ^dPrograma de Pós-Graduação em Recursos Naturais, Laboratório de Ciências Ambientais, Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro (UENF), Campos dos Goytacazes, Brazil

ABSTRACT

This study comprises the first fish inventory of the Água das Araras stream, a small tributary of the Laranjinha River, in the upper Paraná River basin. Four samplings were carried out seasonally between June 2010 and July 2011, in 12 collecting sites distributed from the headwater to the mouth of Água das Araras stream and its tributaries, using seines and gill nets to capture specimens. A total of 5,328 specimens were collected, distributed in six orders, 15 families, 33 genera, and 41 species. The most representative orders, in terms of species richness, were Siluriformes and Characiformes. Among the families, Characidae (eight species) and Loricariidae (seven species) presented higher richness contributing together with approximately 36.6% of all collected species. The most frequent species captured in $\geq 75\%$ of the sampled sites were *Astyanax lacustris*, *Characidium* aff. *zebra*, *Corydoras aeneus*, and *Imparfinis schubarti*. The classification of species with the Kendeigh Index highlighted the following ranking of the more abundant species: *Phalloceros harpagos*, *C. aeneus*, *A. lacustris*, and *I. schubarti*. Finally, our results emphasize the importance of sampling small aquatic bodies, revealing their potential for maintaining a significant portion of fish diversity in Neotropical freshwater environments.

ARTICLE HISTORY

Received 11 August 2020
Accepted 2 August 2021

KEYWORDS

Checklist; fish diversity; freshwater; neotropical region; small-sized species