



UNIVERSIDADE
ESTADUAL DE LONDRINA

MATHEUS CHUEIRE LUIZ

**IMPORTÂNCIA ECOLÓGICA DA ICTIOFAUNA DAS ZONAS
LITORÂNEAS, EM DOIS RESERVATÓRIOS DO BAIXO RIO
PARANAPANEMA, BRASIL.**

Londrina
2024

MATHEUS CHUEIRE LUIZ

**IMPORTÂNCIA ECOLÓGICA DA ICTIOFAUNA DAS ZONAS
LITORÂNEAS, EM DOIS RESERVATÓRIOS DO BAIXO RIO
PARANAPANEMA, BRASIL.**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Londrina - UEL, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre.

Orientador: Prof. Dr. Mário Luís Orsi

Londrina
2024

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor, através do Programa de Geração Automática do Sistema de Bibliotecas da UEL

Luiz, Matheus Chueire.

IMPORTÂNCIA ECOLÓGICA DA ICTIOFAUNA DAS ZONAS LITORÂNEAS,
EM DOIS RESERVATÓRIOS DO BAIXO RIO PARANAPANEMA, BRASIL. /
Matheus Chueire Luiz. - Londrina, 2024.
59 f. : il.

Orientador: Mário Luís Orsi.

Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) - Universidade Estadual de Londrina, Centro de Ciências Biológicas, Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, 2024.

Inclui bibliografia.

1. Biodiversidade - Tese. 2. Zonas litorâneas - Tese. 3. Ictiofauna - Tese. 4. Rio Paranapanema - Tese. I. Luís Orsi, Mário . II. Universidade Estadual de Londrina. Centro de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas. III. Título.

CDU 574

MATHEUS CHUEIRE LUIZ

**IMPORTÂNCIA ECOLÓGICA DA
ICTIOFAUNA DAS ZONAS LITORÂNEAS,
EM DOIS RESERVATÓRIOS DO BAIXO
RIO PARANAPANEMA, BRASIL.**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Londrina - UEL, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre.

BANCA EXAMINADORA

Orientador: Prof. Dr. Mário Luís Orsi
Universidade Estadual de Londrina - UEL

Prof. Dr. Lucas Ribeiro Jardim
Universidade Estadual de Londrina - UEL

Prof. Dr. Fernando Camargo Jerep
Universidade Estadual de Londrina - UEL

Londrina, 23 de fevereiro de 2024

AGRADECIMENTOS

Agradeço, primeiramente, a Deus pelo dom da vida, saúde e pelas condições de perseguir meu sonho de me tornar um biólogo.

Aos meus pais, Nelson Luiz e Patrícia Silva Chueire Luiz, agradeço por sempre proporcionarem as condições necessárias para estudar e por me incentivarem de todas as formas possíveis. Este trabalho é fruto de sua batalha diária. Ao meu irmão Daniel Chueire Luiz, agradeço o companheirismo, pelas brigas e risadas durante nossa caminhada.

Aos meus avós Fábio Marchetti Chueire e Sueli Silva Chueire, agradeço pela ajuda de todas as formas possíveis e pelo companheirismo. Aos meus avós Ernesto Luiz e Leonor Passucci Luiz, que não puderam acompanhar toda a minha caminhada, guardo-os sempre em meu coração e memória.

A minha namorada, Gabriela Correia de Oliveira, merece meu agradecimento por estar sempre comigo nos momentos de surto e de alegria. Seu suporte nos últimos três anos foi fundamental. Eu te amo muito.

A toda minha família, tios, tias, primos e primas, expresso minha gratidão por estarem presentes em todos os momentos da minha jornada. A união Silva/Chueire/Luiz é e sempre será, uma constante fonte de orgulho e determinação em minha vida.

Aos meus demais amigos, que estão comigo a mais de 20 anos, por toda parceria, ajuda, abraços, *happy hours* e muito mais. Que nossa amizade nunca acabe.

Ao Prof. Dr. Mário Luís Orsi, meu orientador desde 2019, que transcende o papel de professor para ser um amigo, um 'paizão' não apenas para mim, mas para todos os colegas do laboratório. Agradeço o tempo dedicado ao meu mestrado, capacitando-me não só academicamente, mas também profissionalmente e pessoalmente."

Aos professores Ana Cláudia Swarça e Luiz dos Anjos que contribuíram, na banca de qualificação.

Aos professores Dr. Fernando Camargo Jerep e Dr. Lucas Ribeiro Jarduli, pela participação e contribuição na minha defesa.

Aos laboratórios que foram parceiros durante o andamento do projeto, da professora Fernanda, LAGEA, professora Ana Cláudia, HISTOGEN e da professora Ana

Vidotto.

Ao professor Fernando Camargo Jerep do MZUEL, pela ajuda na identificação dos animais durante as atividades.

Aos meus colegas e amigos dos laboratórios LEPIB e LEACEN, Armando, Jarduli, Harry, Alan, JD, Iago, Luan, Ana Cotrim, Marcelão, Lucas, Tuco, Fera, Mendi, Sarah, Gabi Rossato, Paola, Lukinha, Samuel, Carolzinha.

Aos técnicos Cido, Edson e Jurandir, minha gratidão pela paciência e pelos valiosos ensinamentos durante as atividades de campo. Muito do que aprendi deve-se a vocês

Agradeço a empresa de concessão de energia CTG (China Three Gorges), pela parceria e financiamento do projeto.

A Universidade Estadual de Londrina (UEL), por ser a minha segunda casa desde 2015, quando iniciei minha jornada nas Ciências Biológicas, passando pelo mestrado e que venha o Doutorado.

À pousada Pouso da Garça e Pousada Morada do Sol, pela permissão de hospedagem para que pudéssemos realizar estudos na região do rio Paranapanema.

"O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001".

Dedico este trabalho aos meus avós Ernesto Luiz e Leonor Passucci Luiz.

“Portanto, quer comais, quer bebais ou façais outra coisa qualquer, fazei tudo para a glória de Deus.”

-1 Coríntios 10:31

..

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1** – Mapa da bacia do rio Paranapanema, com as usinas trabalhadas e os pontos de amostragem.....18
- Figura 2** – Metodologias de coleta ativa. Utilização de arrasto e peneira19
- Figura 3** – Zonas litorâneas com e sem presença de macrófitas, em um reservatório no baixo rio Paranapanema.20
- Figura 4** – Exemplares das espécies de *A. dentatus*, *H. eques*, *R. descavadensis*.....28

LISTA DE GRÁFICOS

Gráfico 1 – Resultados com intervalo de confiança de 95% para o estimador <i>Bootstrap</i> , em relação à riqueza estimada para os reservatórios de Rosana e Taquaruçu, respectivamente	29
Gráfico 2 – Composição da ictiofauna litorânea, em relação as famílias e espécies por ordem	30
Gráfico 3 – Diagrama de <i>Whittaker</i> , demonstrando a abundância e dominância, da espécie mais representativa de ambos os reservatórios	30
Gráfico 4 – Série de <i>Hill</i> , para os reservatórios de Rosana e Taquaruçu, respectivamente, nos 4 anos de amostragem.	31
Gráfico 5 – Componentes da β -diversidade taxonômica entre os reservatórios de Taquaruçu e Rosana, no baixo rio Paranapanema.....	31
Gráfico 6 - <i>Boxplot</i> representando as métricas de diversidade funcional para os reservatórios de Rosana e Taquaruçu	32
Gráfico 7 - Ordenação usando os atributos funcionais de dados mistos.	33

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Dimensão do nicho ecológico e grupos funcionais selecionados para as espécies nativas e não nativas de peixes amostrados	22
Tabela 2 – Classificação das espécies coletadas nos reservatórios de Taquaruçu e Rosana. (* representa espécies não nativas para a bacia. ID = identificação das espécies.)	25
Tabela 3 – Composição das zonas litorâneas dos reservatórios de Taquaruçu e Rosana, no baixo rio Paranapanema, quanto ao porte dos indivíduos amostrados, sendo: pequeno, médio e grande e riqueza e abundância total e relativa, no período de março de 2018 a dezembro de 2021	27
Tabela 4 – Índices de diversidade para os reservatórios de Rosana e Taquaruçu	28
Tabela 5 – Métricas de diversidade funcional para os reservatórios de Taquaruçu e Rosana	32
Tabela 6 – Composição funcional da assembleia de peixes para os reservatórios de Rosana e Taquaruçu, no baixo rio Paranapanema, aferidas através das médias ponderadas da comunidade (CWM)	34

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

Algi	Algívoro
Carn	Carnívoro
CEUA	Comitê de Ética no Uso de Animais
CWM	<i>Community Weighted Means</i>
Detr	Detritívoro
FD	Diversidade Funcional
FDis	Dispersão Funcional
FDiv	Divergência Funcional
FEve	Regularidade Funcional
FRic	Riqueza Funcional
GR	Grande
Herb	Herbívoro
ID	Identificação
Inse	Insetívoro
LAGEA	Laboratório de Genética e Ecologia Animal
LEACEN	Laboratório de Ecologia Aquática e Conservação de Espécies Nativas
LEPIB	Laboratório de Ecologia e Invasões Biológicas
M	Margem
MC	Margem/Canal
MD	Médio
N	Nativo
NN	Não-Nativo
Oniv	Onívoro
PCOA	<i>Principal Coordinate Analysis</i>
Pisc	Piscívoro
PQ	Pequeno
UEL	Universidade Estadual de Londrina
UHE	Usina Hidroelétrica

SUMÁRIO

1. APRESENTAÇÃO	13
2.INTRODUÇÃO	18
3.MATERIAIS E MÉTODOS	21
3.1 Área de estudo:	21
3.2. Amostragem:	23
3.3. Análise de dados (Diversidade Taxonômica):	24
3.4. Atributos funcionais:	26
3.5 Análise de dados (Diversidade Funcional):	27
4.RESULTADOS	28
5.DISSCUSSÃO	39
6.CONCLUSÃO	46
7.REFERÊNCIAS	47

1. APRESENTAÇÃO

Prezados membros da banca de avaliação, apresento minha dissertação de mestrado, intitulada “Importância ecológica da ictiofauna das zonas litorâneas, em dois reservatórios do baixo rio Paranapanema, Brasil”. O manuscrito está em formatação tradicional seguindo as regras de apresentação formal da biblioteca Central da Universidade Estadual de Londrina (UEL), assim como as normas do programa de Pós-Graduação do departamento de Biologia Animal e Vegetal.

LUIZ, Matheus Chueire. **Importância ecológica da ictiofauna das zonas litorâneas, em dois reservatórios do baixo rio Paranapanema, Brasil**. 2023. 59 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2024.

RESUMO

O rio Paranapanema é um dos mais importantes afluentes do rio Paraná, contendo uma grande diversidade de peixes. Porém, devido ao seu relevo acidentado, ele foi intensamente explorado para produção energética, atualmente contendo 11 usinas hidroelétricas, em formato de cascata, ao longo do seu curso, causando diversos impactos na ictiofauna local e nos ambientes litorâneos. Zonas litorâneas são ambientes que estão em total contato com o ambiente terrestre, apresentando uma importante diversidade, sendo beneficiada pelas condições bióticas e abióticas que estes ambientes característicos apresentam. Além disso é influenciada por recursos alimentares e risco de predação, além de fatores ambientais substanciais, variando em escalas de tempo, facilitando a colonização de espécies nativas em reservatórios. Dessa forma o presente trabalho, realizado na porção baixa do rio Paranapanema, buscou avaliar a composição e estrutura taxonômica e funcional da assembleia de peixes das zonas litorâneas dos reservatórios de Taquaruçu e Rosana. Foram realizadas incursões em campo, 10 no reservatório de Rosana e 9 no reservatório Taquaruçu, com o objetivo de amostrar a ictiofauna litorânea dos dois reservatórios, realizadas em todas as estações durante 4 anos. Essa amostragem foi realizada com a utilização de aparatos de coleta, tais como redes de arrasto, peneira, armadilhas covas e tarrafas, para uma maior abrangência de espécies de diferentes hábitos. Como resultado, foi observado uma riqueza de 55 espécies de peixes, majoritariamente de pequeno porte (46,27%), sendo 44 em Rosana e 38 em Taquaruçu. Ambos os reservatórios apresentaram diversidade similar, porém foi evidente a dominância de espécies invasoras no reservatório de Taquaruçu. Em relação a funcionalidade das espécies presentes, foi evidenciado que funcionalmente as espécies são semelhantes ocupando nichos parecidos, porém a composição funcional de ambos os reservatórios é diferente. Observamos na assembleia de Rosana e Taquaruçu, uma boa diferenciação de nicho e alta disseminação de recursos, evidenciado pela alta divergência funcional. Porém, as espécies estão pouco distribuídas, ocupando os mesmos nichos, representado pela baixa dispersão funcional, além de baixa uniformidade funcional, demonstrando uma possível subutilização dos recursos presentes no nicho. evidente que a presença de uma usina hidroelétrica e a existência de uma alta abundância de espécies invasoras, influenciam nessas escalas de biodiversidades, contudo a resiliência do ambiente, principalmente de Rosana foi evidente. De certa forma a assembleia geral para ambos

os reservatórios é composta por espécies de pequeno porte e onívoras na maioria. A alta abundância de espécies não nativas é visto há algum tempo para bacía, e aqui, evidenciado nas zonas litorâneas, comprovando que essas espécies são fortemente capazes de alterar a composição e o funcionamento da assembleia. Com isso, buscamos demonstrar a importância das zonas litorâneas para as espécies nativas e de pequeno porte que ali vivem. São áreas de extrema importância sendo a chave para a riqueza dos reservatórios, portanto merecem mais estudos e práticas de conservação.

Palavras-chave: Conservação. Ictiofauna marginal. Biodiversidade. Invasão Biológica

LUIZ, Matheus Chueire. **Ecological importance of the ichthyofauna of the littoral zones, in two reservoirs of the lower Paranapanema river, Brazil.** 2023. 59 pp. Dissertation (Master's degree in Biological Sciences) –Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2024.

ABSTRACT

The Paranapanema River is one of the most important tributaries of the Paraná River, containing a great diversity of fish. However, due to its rugged terrain, it has been extensively exploited for energy production, currently hosting 11 hydroelectric plants, in a cascade format, along its course, causing various impacts on the local ichthyofauna and littoral environments. Littoral zones are environments that are in direct contact with the terrestrial environment, presenting significant diversity, benefiting from the biotic and abiotic conditions that these characteristic environments offer. Additionally, they are influenced by food resources and predation risk, as well as substantial environmental factors, varying over time scales, facilitating the colonization of native species in reservoirs. Thus, the present study, conducted in the lower portion of the Paranapanema River, aimed to evaluate the composition and taxonomic and functional structure of the fish assemblage in the littoral zones of the Taquaruçu and Rosana reservoirs. Field expeditions were conducted, 10 in the Rosana reservoir and 9 in the Taquaruçu reservoir, aiming to sample the coastal ichthyofauna of both reservoirs, carried out at all seasons over a period of 4 years. Sampling was conducted using collection devices such as trawl nets, sieves, pit traps, and cast nets, to cover a wide range of species with different habits. As a result, a richness of 55 fish species was observed, mostly small-sized (46.27%), with 44 species in Rosana and 38 in Taquaruçu. Both reservoirs showed similar diversity; however, there was clear dominance of invasive species in the Taquaruçu reservoir. Regarding the functionality of the species present, it was evident that functionally, the species are similar, occupying similar niches, but the functional composition of both reservoirs is different. We observed in the assemblies of Rosana and Taquaruçu a good niche differentiation and high resource partitioning, evidenced by high functional divergence. However, the species are poorly distributed, occupying the same niches, represented by low functional dispersion, as well as low functional uniformity, demonstrating a possible underutilization of the resources present in the niche. It is evident that the presence of a hydroelectric plant and the existence of a high abundance of invasive species influence these biodiversity scales; however, the resilience of the environment, especially Rosana, was evident in a way, the overall assemblage for both reservoirs is composed mostly of small-sized and omnivorous species. The high abundance of non-native species has been observed in the basin for some time, and here, it is evidenced in the littoral zones, proving that these species

are strongly capable of altering the composition and functioning of the assemblage. Therefore, we aim to demonstrate the importance of littoral zones for native and small-sized species living there. These areas are of utmost importance, serving as the key to the richness of the reservoirs, and thus deserve more studies and conservation practices.

Keywords: Conservation. Marginal ichthyofauna. Biodiversity. Biological invasion.

2.INTRODUÇÃO

Atualmente se conhece 2587 espécies de peixes, exclusivamente de água doce no Brasil (Buckup *et al.*, 2007), abrangendo uma enorme diversidade morfológica e ecológica (Langeani *et al.*, 2007). Essa grande riqueza encontra-se, na maior parte, em águas neotropicais, e no caso a América do Sul aloja a maior porção dessa diversidade nas bacias Amazônicas e do Paraná (Lowe-McConnell, 1999).

O rio Paraná é o principal rio da bacia do Prata e o segundo maior rio em extensão na América do Sul, contendo grandes tributários, como os rios, Grande, Tietê e Paranapanema (Lowe-McConnell, 1999). Nele encontra-se mais de 500 espécies de peixe, sendo a maioria de pequeno porte, além de concentrar muitas espécies endêmicas (Castro *et al.*, 2003; Reis, 2003; Langeani *et al.*, 2007; Orsi *et al.*, 2016; Castro; Polaz, 2019). Sua bacia é composta por várias sub-bacias, em diferentes estados brasileiros, como Goiás, São Paulo, Mato Grosso do Sul, Minas Gerais e Paraná, ela possui importantes tributários que constituem a bacia, como o rio Tietê, rio Grande e o rio Paranapanema (Lowe-McConnell, 1999; Jarduli *et al.*, 2020). Toda sua área de influência é extensivamente explorada para a geração de energia elétrica, sendo a bacia com maior área alagada do território brasileiro (Agostinho *et al.*, 2007).

O rio Paranapanema é um dos maiores e mais importantes afluentes da margem esquerda do rio Paraná e abriga uma significativa parte da biodiversidade neotropical, apresentando atualmente 225 espécies de peixes (Jarduli *et al.*, 2020). Contudo, devido suas características de relevo, ele foi submetido a construção de usinas hidroelétricas (UHEs), para aproveitamento e geração de energia elétrica, iniciado em 1951, e hoje conta com 11 usinas operacionais em forma de cascata ao longo de toda sua extensão (CESP, 1993; Paranapanema, 2003; ANA, 2016; Orsi *et al.*, 2016).

Os sistemas fluviais de várzea são configurados pelo regime hidrológico que propicia a existência de habitats aquáticos e de transição distintos favorecendo a preservação de elevada produtividade e diversidade nesses ambientes (Junk *et al.*, 1989, Thomaz *et al.*, 1997). Porém, a formação de reservatórios altera o fluxo do rio, ocasionando perda da integralidade natural do ambiente, desequilíbrio dos efeitos da cheia e seca e impacto negativo às demais dinâmicas hidrológicas daquela região (Lowe-McConnell, 1999; Agostinho *et al.*, 2008, 2016). A realidade do rio Paranapanema não é diferente, com a construção das usinas hidrelétricas, UHEs, houve

separação entre ambientes marginais tornando muitos desses locais inacessíveis, o que prejudica o recrutamento, manutenção e formação dessas áreas adjacentes, como zonas litorâneas, áreas alagadas e lagoas marginais (Agostinho *et al.*, 2004). Concomitantemente, a construção de barragens e reservatórios leva a formação de zonas de transição, denominados ecótonos, que são ambientes intermediários aos lacustres, que após sua consolidação podem proporcionar uma alta diversidade local (Lowe-McConnell, 1999; De Castro *et al.*, 2003). Ambientes alagados possuem maior biodiversidade do que grandes reservatórios, porém ambientes impactados pela presença de usinas e barragens, sofrem com perda de biodiversidade (Hoffmann *et al.*, 2005; Agostinho *et al.*, 2016). A vida dos peixes está inteiramente ligada a estes ambientes, que por sua vez, encontram-se cada vez mais em estado crítico de conservação (Gogola *et al.*, 2013).

As áreas litorâneas, são ambientes que estão a todo tempo em contato com o reservatório, e de acordo com Agostinho *et al.*, (2007), esses ambientes tendem a ser mais ocupados conforme aumenta a idade do reservatório, conseqüentemente contendo uma grande riqueza. A presença dessas zonas litorâneas no rio Paranapanema facilitou a existência de uma diversidade complexa, ao longo de seu curso, demonstrando uma boa estruturação de comunidades em ambientes conservados (Orsi *et al.*, 2016). A ictiofauna desses ambientes é bem diversa, possuindo condições bióticas e abióticas que beneficiam o desenvolvimento e o estabelecimento da fauna de peixes, especialmente a de pequeno porte, formando biótopos complexos que impulsionam a ocorrência de micro-habitat, os quais, por sua vez, podem conter grande riqueza de espécies, sendo áreas de alimentação, crescimento e permanência, tendo em vista que as comunidades aquáticas são dependentes de variações ambientais (Orsi, 2010; Britto *et al.*, 2003; Godinho; Godinho, 2003; Da Luz, 2004; Orsi *et al.*, 2016; Castro; Polaz, 2019). Nesse sentido surgem perguntas de como tais espécies exercem seus papéis nesses ambientes e quais avaliações devem ser empregadas para compreensão disso.

De acordo com os estudos concernentes à distribuição espacial de peixes em lagos e reservatórios, evidencia-se que os habitats litorâneos assumem um papel de extrema relevância para uma ampla gama de espécies (Brosse *et al.*, 2001, Pierce *et al.*, 2001). A importância funcional da assembleia ictiofaunística das zonas litorâneas já foi evidenciado para lagos de água doce (Northcote, 1988). A notável produtividade, alta heterogeneidade espacial, em relação as áreas lóticicas e diversidade

dos ambientes litorâneos dos reservatórios podem ser fatores determinantes para a maior biomassa e variedade de espécies de peixes que neles se encontram, o que torna fundamental o estudo das assembleias localizadas nessas áreas (Fisher; Eckmann, 1997; Lewin *et al.*, 2004, Oliveira *et al.*, 2018). Os habitats litorâneos manifestam variações substanciais em relação à profundidade da água, à intensidade das ondas e turbulências, à temperatura, ao substrato do leito, à densidade de macrófitas emergentes ou submersas, bem como à presença ou ausência de outras estruturas naturais ou artificiais, tais como árvores, detritos lenhosos, pedras e plataformas de repouso (Lewin *et al.*, 2004). Os padrões de distribuição de peixes em zonas litorâneas podem exibir notável diversidade, influenciados por diferentes disponibilidades de recursos alimentares e risco de predação, sendo que estes fatores são variáveis em diferentes escalas de tempo, o que proporciona uma maior frequência de colonização das zonas litorâneas em reservatórios, por parte de espécies nativas (Baxter, 1977; Lewin *et al.*, 2004, Agostinho *et al.*, 2007).

Orsi *et al.*, (2010) e Agostinho *et al.*, (2016), já demonstraram que a diversidade de áreas marginais, seja em lagoas, ou zonas litorâneas, é comumente maior do que em grandes reservatórios. Essas áreas são amplamente habitadas por espécies de pequeno porte, que são a parcela mais ameaçada da ictiofauna de águas continentais neotropicais, e apresentam uma enorme contribuição para o ecossistema em questão (Castro *et al.*, 2003; Castro; Polaz, 2019).

Sabe-se que o rio Paranapanema, atualmente conta com 225 espécies de peixes, sendo que 165 são nativas e 60 não nativas (Jarduli *et al.*, 2020), tornando-o o principal tributário da bacia do alto rio Paraná, com a maior riqueza de espécies não-nativas (Garcia *et al.*, 2018c, Jarduli *et al.*, 2020). Este grande número pode ser consequência da presença de barragens que já são conhecidas como facilitadoras da invasão biológica, principalmente para peixes (Casimiro *et al.*, 2010; Agostinho *et al.*, 2016).

Comunidades biológicas e seus serviços ecossistêmicos são influenciados por múltiplos fatores como variações climáticas e distúrbios que acometem a biodiversidade (Tilman *et al.*, 1997). Talvez o melhor modo de diminuir a perda de biodiversidade, originada pelo detrimento ou extinção, é manter as características fenotípicas dessas espécies com objetivo de sustentar os serviços

ecossistêmicos (Walker, 1992). As características de um ambiente ou de espécies podem ser mensuradas através de análises de diversidade funcional (Southwood, 1977). Com isso, e com as constantes influências das alterações ambientais refletidas pelas comunidades, a abordagem da ecologia funcional é mais precisa do que os meios de análise tradicional, em identificar respostas referentes a essas mudanças (McGill *et al.*, 2006). A análise da estrutura funcional das comunidades pode fornecer informações mais precisas sobre o funcionamento de um ecossistema em comparação à avaliação exclusiva da diversidade taxonômica (Mermillod-Blodin *et al.*, 2002; Ciancaruso *et al.*, 2009). Isso ocorre porque as características funcionais dos organismos exercem influência direta nos processos e dinâmicas desse ecossistema (Poff; Allan, 1995; Diaz; Cabido, 2001).

Com isso, o objetivo geral deste estudo foi investigar a diversidade taxonômica e funcional de assembleias de peixes das zonas litorâneas de dois reservatórios do rio Paranapanema, sendo um com 220 km² e outro menor com 80,1 km².

A partir das seguintes hipóteses I) que haja maior número de espécies e de indivíduos das nativas do que não nativas; II) que as espécies de pequeno porte englobem uma maior proporção da assembleia do que as de médio/grande porte em ambos os reservatórios; e III) que a diversidade taxonômica e funcional dos dois reservatórios seja igual, apesar de apresentarem dimensões diferentes.

3.MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 Área de estudo: O rio Paranapanema nasce na serra da Paranapiacaba, a 900 metros acima do nível do mar, no município de Capão Bonito, em São Paulo (Sampaio, 1944; ANA, 2016). Seu curso é dividido em três porções, trecho alto, médio e baixo, possuindo 106 mil quilômetros quadrados e percorrendo 930 km de extensão, com 600 metros de desnível, é considerado um dos mais importantes afluentes da bacia do Paraná (Maack, 1981).

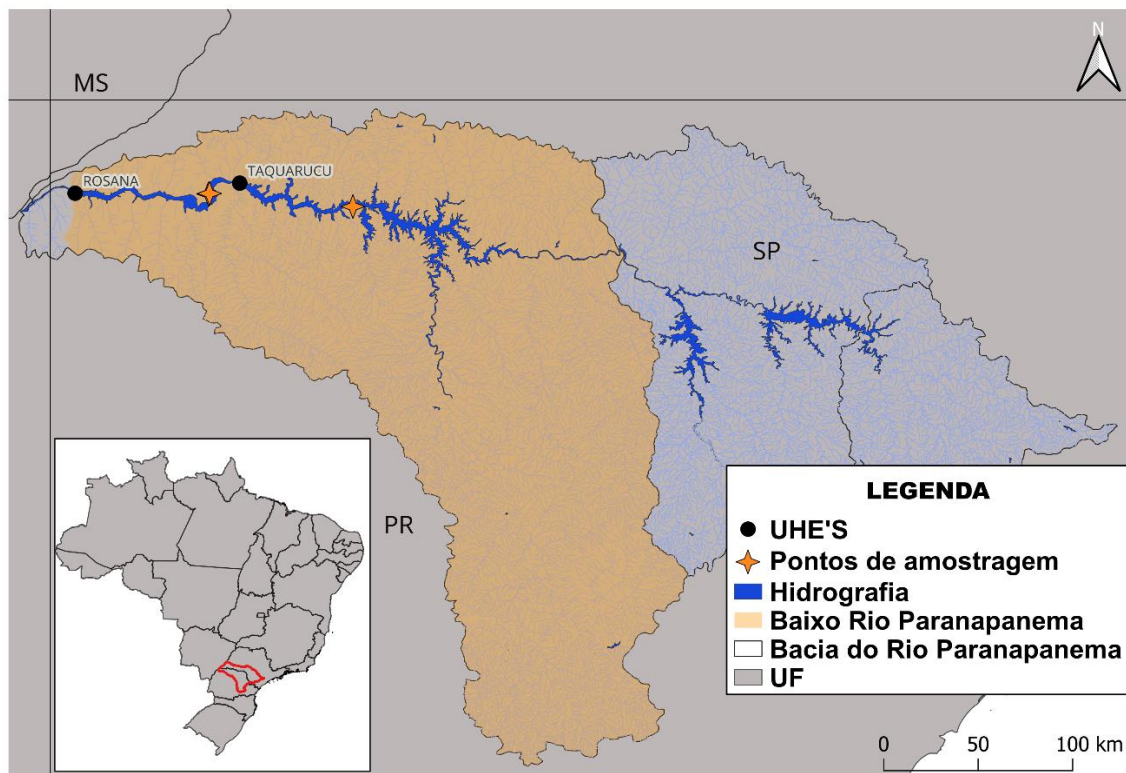
A porção alta é caracterizada por percorrer 180km de extensão de suas nascentes até a confluência do rio Itapetininga e do rio Apiaí-Guaçu. A partir dessa confluência, o médio Paranapanema percorre 328km até chegar na barragem de Salto Grande, atravessando os estados de São Paulo e Paraná. O baixo Paranapanema, tem uma extensão de 421km e inicia na barragem de Salto Grande e vai até sua foz no rio

Paraná (Sampaio, 1944). Os locais de estudo para este trabalho, estão localizados nos reservatórios de Taquaruçu e Rosana, presentes no baixo Paranapanema.

A usina hidroelétrica Escola Politécnica (Taquaruçu), é a penúltima usina, da sequência de 11, ficando no curso baixo do Paranapanema, estando localizada em 22°32'37.21" S e 52°00'00.37" O (Paranapanema, 2003; Orsi *et al.*, 2016; Jarduli *et al.*, 2020). Sendo um reservatório de fio d'água, Taquaruçu possui profundidade máxima de 18 metros, com uma área de superfície de 80,1 km² (Britto; Carvalho, 2006; Garcia *et al.*, 2018b). O reservatório possui poucos afluentes, e sua região sofre com a agricultura ao redor (Britto; Carvalho, 2006; Garcia *et al.*, 2018a).

A usina hidroelétrica de Rosana, está localizada a 22°35'52" S e 52°52'07" W, no município de Teodoro Sampaio (SP), possui uma área de superfície de aproximadamente 220 km² (Britto *et al.*, 2003; Orsi *et al.*, 2016). É a segunda região com a maior quantidade de estudos para a bacia do rio Paranapanema (Jarduli *et al.*, 2020). Possui duas unidades de conservação em seus arredores, o Parque Estadual Morro do Diabo (SP) e Estação Ecológica Caiuá (PR), porém a maior parte do solo é usado para pastagens (Kipper *et al.*, 2011).

Figura 1: Mapa da bacia do rio Paranapanema, com as usinas trabalhadas e os pontos de amostragem.



3.2. Amostragem: De acordo com a licença de captura, transporte e coleta expedida pelo Ministério do Meio Ambiente e Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, com autorização N° de Registro: 265898, as coletas, referentes à Rosana e Taquaruçu, se iniciaram em março de 2018 e foram concluídas em dezembro de 2021, buscando cobrir todas as estações climáticas. Foram contabilizadas duas horas de amostragem por dia de coleta, totalizando 56 horas para o reservatório de Rosana e 36 horas para Taquaruçu. Essa diferença existente na padronização das coletas é reflexo da pandemia da COVID-19, que acometeu a sociedade de 2020 a 2023, afetando as coletas nos anos de 2020 a 2021. Como citado anteriormente, este trabalho estava presente dentro de um projeto maior que tinha como foco principal o reservatório de Rosana, por isso os esforços maiores se concentraram nesse local com um número maior de incursões ao campo, refletindo num número maior de coletas para o local, consequentemente o reservatório de Taquaruçu teve um déficit amostral.

Para ter um maior alcance de espécies e diminuir a seletividade, diferentes metodologias foram aplicadas nas coletas de campo. Capturas ativas foram realizadas com redes de arrasto (área de 6,32 m²), tarrafas (área 9 m²) e peneiras (área de 2m²) (Figura 2), além de armadilhas covo dispostas em diferentes locais nas áreas adjacentes, com 12 horas de exposição.

A determinação dos pontos de amostragem no rio, se deu por observação em campo. Locais como uma maior densidade de macrófita ou presença de vegetação ciliar foram priorizados. Adicionalmente foi padronizado como “zona litorânea” uma área marginal que se estende até um máximo de 10 metros de forma perpendicular a margem no rio, com uma profundidade máxima de 2 metros (**Figura 3**).

Figura 2: Metodologias de coleta ativa. Utilização de arrasto e peneira



Fonte: LEPiB/LEACEN, 2021.

Os organismos capturados foram anestesiados por exposição ao óleo de cravo 1g/ml, em seguida fixados em formalina 10%, colocados em sacos plásticos para análises posteriores. A identificação dos peixes foi morfológica com auxílio de bibliografia específica (Ota *et al.*, 2018) e do especialista em taxonomia de peixes, Professor Dr. Fernando Camargo Jerep, do Museu de Zoologia da Universidade Estadual de Londrina (MZUEL). Após a identificação, as espécies seguiram a ordem taxonômica de Eschmeyer *et al.*, (2022), onde alguns foram depositados para tombo no MZUEL, e o restante destinado a outros estudos.

O presente trabalho ocorreu inserido em um projeto maior, em parceria com a empresa CTG-Brasil, *China Three Gorges*, denominado “Desenvolvimento e Aplicação de um programa inovador para a conservação e recuperação do estoque pesqueiro do rio Paranapanema”, em conjunto com o Laboratório de Ecologia e Invasões Biológicas (LEPiB) e o Laboratório de Genética e Ecologia Ambiental (LAGEA), da Universidade Estadual de Londrina. Todas as amostras estão de acordo e foram autorizadas pelo Comitê de Ética Animal (CEUA N° 24310.2017.78).

Figura 3: Zonas litorâneas com e sem presença de macrófitas, em um reservatório no baixo rio Paranapanema.



Fonte: LEPiB/LEACEN, 2021.

3.3. Análise de dados (Diversidade Taxonômica): Seguindo os critérios de classificação Eschmeyer *et al.*, (2022), as espécies foram identificadas e classificadas como nativas e não-nativas para a bacia do rio Paranapanema, de acordo com Jarduli *et al.* (2020). E a seguir determinada a abundância total, para cada reservatório e para ambos em conjunto, além da riqueza de espécies avaliada. Índices

de diversidade foram calculados para discriminar a composição da assembleia de peixes nas áreas marginais, como de Shannon-Wiener (H'), que quantifica a incerteza na previsão de uma espécie com base na distribuição de sua e outras abundâncias (Silva *et al.*, 2022). Índice de Simpson (D'), uma métrica que quantifica a probabilidade de retirar dois indivíduos de uma mesma espécie na amostra (Silva *et al.*, 2022), comumente relacionada para determinar a dominância de uma ou mais espécies numa comunidade. E equabilidade de Pielou (P'), uma métrica derivada do índice de Shannon-Wiener, utilizada para descrever o padrão de distribuição da abundância relativa das espécies em uma determinada comunidade (Silva *et al.*, 2022). Os pacotes utilizados para as análises foram Vegan package (Versão 2.6-4; Oksanen *et al.*, 2022), BiodiversityR package (Kindt, Coe, 2005).

Diversidade de Hill, também foi calculada para descrever a diversidade alfa, para os 4 anos de amostragem nos dois reservatórios respectivamente. Os número ou séries de Hill dão importância às espécies raras da amostra, onde, quanto maior o valor de q , mais peso se dá para a equabilidade, além de possibilitar a comparação entre os anos de trabalho dando peso distintos a riqueza e equabilidade (Chao *et al.*, 2014; Hill, 1973). Os pacotes utilizados para as análises referentes foram hillR package (Li, 2018), tidyverse package (Wickham *et al.*, 2019), betapart package (Baselga *et al.*, 2023), ggplot2 (Wickham, 2016).

A beta diversidade pode ser definida pela variação na composição de espécies de determinado local, ou entre comunidades, e seu cálculo foi realizado de acordo com a proposta por Whittaker (1960), seguindo Baselga (2010a), que analisa o grau de diferenciação entre comunidades, não se prendendo apenas na quantificação da diversidade local (Benone, de Assis, 2010; Silva *et al.*, 2022). Os pacotes utilizados para as análises referentes foram tidyverse package (Wickham *et al.*, 2019), betapart package (Baselga *et al.*, 2023), reshape2 package (Wickham, 2007). O estimador de riqueza utilizado foi *Bootstrap*, a partir de dados de todas as espécies coletadas, não se restringindo às espécies raras, das duas amostras (Smith; van Belle 1984), pelos pacotes iNEXT package (Hsieh *et al.*, 2019), Vegan package (Versão 2.6-4; Oksanen *et al.*, 2022), dplyr package (Wickham *et al.*, 2023), ggplot2 (Wickham, 2016). Todas as análises foram feitas utilizando o software R studio, versão 4.3.2. O mapa da área de estudo foi elaborado através da plataforma do QGIS, versão 3.28.12.

A estrutura da assembleia marginal, foi definida pelo porte das espécies, de acordo com o comprimento padrão máximo, seguindo Corrêa (1999), Castro *et al.*, (2005), e Castro, Polaz (2019), determinado pequeno porte com até 15 cm, médio porte de 15 a 45 cm, e grande porte acima de 45 cm.

3.4. Atributos funcionais: Para a análise da estrutura e diversidade funcional, para os reservatórios de Rosana e Taquaruçu, no período de 2018 a 2021, foram separados 7 atributos (**Tabela 1**), de acordo com Sabino (1999), Hoeinghaus *et al.* (2007), Pease *et al.* (2012) e Teresa, Casatti (2012). A matriz funcional foi composta por 7 traços, divididos em 8 colunas (Biomassa total para Taquaruçu e Rosana representa um traço, porém foram analisados para seus respectivos reservatórios), e 55 espécies localizadas nas linhas. Os traços funcionais foram selecionados por literatura específica, plataforma online de dados sobre características de peixes e por observações em campo (**Tabela 1**).

Tabela 1: Dimensão do nicho ecológico e grupos funcionais selecionadas para as espécies nativas e não nativas de peixes amostrados.

Dimensões do nicho ecológico	Grupos funcionais	Códigos	Descrição	Referências
Alimentação	Dieta	Pisc Detr Inse Oniv Carn Herb Algi	Piscívoro Detritívoro Insetívoro Onívoro Carnívoro Herbívoro Algívoro	Luz-Agostinho et al., 2006; Novakowski et al., 2007; Magnoni, 2009; Delariva et al., 2013; https://www.fishbase.se/search.php .
História de vida	Porte Cuidado Parental	PQ MD GR SIM NÃO	Pequeno Médio Grande Presente Ausente	Sabino, 1999; Ota et al., 2018; Castro; Polaz 2019; https://www.fishbase.se/search.php ; Observações em campo.
Uso do habitat	Distribuição no reservatório Comprimento padrão máximo Biomassa	M MC COMP_PAD BIOMASSA_R BIOMASSA_T	Margem Margem e Canal Comprimento padrão em mm Biomassa de Rosana Biomassa de Taquaruçu	Ota et al., 2018; Observações em campo.
Status de nativo e não nativo dos peixes	Nativo Não-nativo	N NN		Jarduli et al., 2020.

			-	
--	--	--	---	--

3.5 Análise de dados (Diversidade Funcional): As métricas de diversidade funcionais foram calculadas através da Diversidade funcional (FD), Petchey, Gaston (2002), Riqueza funcional (FRic), Divergência Funcional (FDiv), Uniformidade funcional (FEve), Villéger *et al.* (2008) e Dispersão funcional (FDis).

A Diversidade Funcional (FD), é derivada da caracterização das espécies em relação a diferentes atributos e suas abundâncias no espaço funcional, sendo considerada as variações no grau de expressão dos diversos atributos funcionais entre diferentes comunidades nos ecossistemas analisados (Mason *et al.*, 2005; Garnier *et al.*, 2016). É uma medida que avalia a extensão da complementaridade de características entre as espécies, abrangendo a diversidade em todas as escalas de forma simultânea e constituindo uma representação contínua da variação natural entre elas (Petchey; Gaston, 2002). Essa métrica resulta de uma combinação dos efeitos da riqueza de espécies, do número de grupos funcionais, da composição da comunidade e da identidade das espécies (Petchey; Gaston, 2002). Além disso, esse método possibilita estimar as variações na composição dos atributos funcionais selecionados dentro da assembleia avaliada, descrevendo, assim, a distribuição das espécies em um nicho espacial multidimensional, definido pelos atributos funcionais relevantes (Petchey; Gaston, 2006).

A Riqueza Funcional (FRic) corresponde à extensão do nicho espacial ocupado por uma espécie dentro de uma comunidade, e tem por objetivo avaliar o grau de utilização dos nichos representados pelas características funcionais presentes no ambiente (Mason *et al.*, 2005;2013; Villéger *et al.*, 2008). Os índices de riqueza funcional frequentemente são empregados como indicadores do espaço de nicho potencialmente utilizado ou não pelas espécies (Schleuter *et al.*, 2010).

A Divergência funcional (FDiv) é uma métrica que descreve a irregularidade na distribuição dos valores dos atributos no espaço funcional ocupado pelas espécies em uma determinada comunidade (Garnier *et al.*, 2015). De modo que ela indica o nível de ocupação dos nichos e a disputa por recursos, onde em comunidades com um alto valor de FDiv são mais eficientes na utilização dos recursos e apresentam um ecossistema mais equilibrado, diferentemente de uma baixa FDiv, que representa comunidades com uma maior competição por recursos e sobreposição de nicho (Mason

et al., 2005). Para a obtenção dos valores de FDiv, é utilizada o método *Convex Hull* (*Functional Divergence*) ou do espaço multidimensional calculado com um PCoA (*Functional Dispersion*). Esses métodos representam a distância média das espécies em relação ao centro do espaço funcional (Villéger *et al.*, 2008; Laliberté; Legendre, 2010).

A Uniformidade funcional (FEve) – *Functional Evenness* – mede o quão regular é a distribuição da abundância dos valores dos atributos funcionais no espaço de nicho ocupado (Mason *et al.*, 2005). Levando em consideração que a disposição de recursos é uniforme em um ambiente, uma menor regularidade funcional indica que possa haver a subutilização de determinados espaços dos nichos ou o distanciamento funcional de espécies (Mason *et al.*, 2005; Villéger *et al.*, 2008).

Os pacotes utilizados para as análises referentes a diversidade funcional foram: *ad4* package (Bougeard S, Dray S, 2018), *FD* package (Laliberté *et al.*, 2014, versão 1.0-12.3), *ecodados* package (Paterno *et al.*, 2024, versão 0.0.1), *Vegan* package (Versão 2.6-4; Oksanen *et al.*, 2022), *dplyr* package (Wickham *et al.*, 2023), *tidyverse* package (Wickham *et al.*, 2019), *betapart* package (Baselga *et al.*, 2023), *GGally* package (Schloerke *et al.*, 2023, versão 2.2.0), *ggplot2* (Wickham, 2016).

4.RESULTADOS

No período de março de 2018 a dezembro de 2021, somando os dois reservatórios, foram coletados um total de 3034 exemplares de peixes, divididos em 9 ordens, 22 famílias, e 55 espécies (Tabela 2). As famílias com a maior riqueza de espécies foram Characidae (15 espécies), Cichlidae (9 espécies) e Loricariidae (6 espécies) (Tabela 2). As famílias mais abundantes em número de indivíduos foram Characidae (78,13%), Cichlidae (6,22%) e Parodontidae (3,72%) (Tabela 2). Para o reservatório de Rosana, foi amostrado um total de 44 espécies, sendo 28 nativas e 16 não nativas, com uma abundância de 1795 indivíduos, e para o reservatório de Taquaruçu, 38 espécies foram coletadas, sendo 22 nativas e 16 não nativas para a bacia, com uma abundância de 1239 indivíduos (Tabela 2) como esperado, de acordo com a primeira hipótese. Entre as 55 espécies definidas para as zonas litorâneas da porção baixa do Rio Paranapanema, 34 são consideradas nativas para a bacia e 21 são não-nativas. Observou-se também a ictiofauna exclusiva de cada reservatório, no caso de Rosana, 17 espécies foram amostradas unicamente em sua zona litorânea, sendo que 5 são espécies invasoras de médio a grande porte. Outro fato que é evidente em Rosana,

é que de todas as 6 espécies da família Loriicaridae, 4 foram coletadas apenas em Rosana. Para o reservatório de Taquaruçu, um total de 11 espécies exclusivas foram amostradas em seus ambientes marginais, sendo 5 invasoras, em que três são de médio a grande porte. Diferentemente de Rosana, Taquaruçu apresentou 3 das 4 espécies de Serrasalmidae. Em relação ao uso do habitat dessas espécies vimos que das 55 espécies coletadas, 23 habitam exclusivamente as margens dos reservatórios, sendo que dessas, 17 são nativas.

Em relação ao porte das espécies amostradas, para o reservatório de Rosana houve maior representatividade das espécies de pequeno porte, com 47,73%, seguido de médio porte com 34,10% e por fim de grande porte, 18,18% (**Tabela 3**), assim como em Taquaruçu, novamente prevaleceu as espécies de pequeno porte com 51%, seguido de médio com 28,95% e grande porte com 21,05% (**Tabela 3**), como previsto pela segunda hipótese. Vale ressaltar que mais de 78% da abundância total está dentro da família Characidae, sendo que todas as espécies coletadas dessa família, foram de pequeno porte. Grande parte se dá pelas espécies não nativas, *Aphyocharax dentatus* Eigenmann & Kennedy 1903, *Hyphessobrycon eques* (Steindachner 1882) e *Roeboides descalvadensis* Fowler 1932, totalizando 39,34% da abundância total, com 1196.

Como já foi evidenciado em diversos trabalhos, a composição da assembleia de peixes em um reservatório é de maioria Characiformes (Lowe-McConnell, 1999, Agostinho, 2018; Orsi *et al.*, 2002; Jarduli *et al.*, 2020) com 8 famílias e 27 espécies, seguidamente de Siluriformes, 5 famílias e 11 espécies, neste trabalho exclusivamente de áreas litorâneas, o padrão é seguido, porém ressalta-se a grande abundância e riqueza de Cichliformes com apenas 1 família contudo com 9 espécies, nessas áreas marginais (**Gráfico 2**).

Tabela 2: Classificação das espécies coletadas nos reservatórios de Taquaruçu e Rosana. (* representa espécies não nativas para a bacia. **ID** = identificação das espécies.)

Ordem	Família	Nome Científico	ID	Porte	Abundância Rosana	Abundância Taquaruçu	Abundância Total
Pleuronectiformes	Achiridae	<i>Catathyridium jenynsii</i> (Günther, 1862)*	SP8	MD	1	0	1
Myliobatiformes	Potamotrygonidae	<i>Potamotrygon motoro</i> (Müller & Henle 1841) *	SP41	GR	1	0	1
Characiformes	Erythrinidae	<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch 1794)	SP17	GR	20	8	27

Parodontidae	<i>Apareiodon affinis</i> (Steindachner 1879)	SP2	PQ	56	57	113
Serrasalminidae	<i>Metynnis lippincottianus</i> (Cope 1870)*	SP28	MD	0	26	26
	<i>Piaractus mesopotamicus</i> (Holmberg 1887)	SP36	GR	0	4	4
	<i>Serrasalmus maculatus</i> Kner 1858	SP49	MD	0	9	9
	<i>Serrasalmus marginatus</i> Valenciennes 1837*	SP50	MD	26	32	58
Anostomidae	<i>Leporinus friderici</i> (Bloch 1794)	SP24	MD	5	0	5
	<i>Leporinus lacustris</i> Amaral Campos 1945	SP25	MD	2	0	2
Curimatidae	<i>Steindachnerina brevipinna</i> (Eigenmann & Eigenmann 1889)*	SP51	MD	2	9	11
	<i>Steindachnerina insculpta</i> (Fernández-Yépez 1948)	SP52	PQ	11	8	19
Lebiasinidae	<i>Pyrrhulina australis</i> Eigenmann & Kennedy 1903	SP45	PQ	0	2	2
Acestrorhynchidae	<i>Acestrorhynchus lacustris</i> (Lütken 1875)	SP1	MD	29	7	36
Characidae	<i>Aphyocharax anisitsi</i> Eigenmann & Kennedy 1903	SP3	PQ	11	15	26
	<i>Aphyocharax dentatus</i> Eigenmann & Kennedy 1903*	SP4	PQ	51	219	270
	<i>Astyanax lacustris</i> (Lütken 1875)	SP6	PQ	210	88	298
	<i>Bryconamericus iheringii</i> (Boulenger 1887)	SP7	PQ	8	0	8
	<i>Hemigrammus marginatus</i> Ellis 1911	SP16	PQ	345	85	430
	<i>Hyphessobrycon eques</i> (Steindachner 1882)*	SP18	PQ	461	217	678
	<i>Moenkhausia intermedia</i> Eigenmann 1908	SP29	PQ	44	34	78
	<i>Moenkhausia sanctaefilomenae</i> (Steindachner 1907)	SP30	PQ	2	0	2
	<i>Oligosarcus paranensis</i> Menezes & Géry 1983	SP31	PQ	0	5	5
	<i>Piabarchus stramineus</i> (Eigenmann 1908)	SP34	PQ	47	13	60
	<i>Piabina argentea</i> Reinhardt 1867	SP35	PQ	4	0	4
	<i>Psalidodon anisitsi</i> (Eigenmann 1907)	SP42	PQ	10	1	11
	<i>Psellogrammus kennedyi</i> (Eigenmann 1903)*	SP43	PQ	2	3	5
	<i>Roeboides descavadensis</i> Fowler 1932*	SP46	PQ	94	147	241
	<i>Serrapinnus notomelas</i> (Eigenmann 1915)	SP48	PQ	127	124	251

Gymnotiformes	Sternopygidae	<i>Eigenmannia trilineata</i> López & Castello 1966	SP13	MD	2	1	3
	Gymnotidae	<i>Gymnotus inaequilabiatus</i> (Valenciennes 1839)*	SP15	GR	0	13	13
Siluriforme	Loricariidae	<i>Hypostomus ancistroides</i> (Ihering 1911)	SP19	MD	3	6	9
		<i>Hypostomus paulinus</i> (Ihering 1905)	SP20	PQ	1	0	1
		<i>Hypostomus strigaticeps</i> (Regan 1908)	SP21	PQ	1	0	1
		<i>Iheringichthys labrosus</i> (Lütken 1874)	SP22	MD	51	0	51
		<i>Loricariichthys platymetopon</i> Isbrücker & Nijssen 1979*	SP26	MD	6	0	6
		<i>Pterygoplichthys ambrosettii</i> (Holmberg 1893)*	SP44	GR	0	17	17
	Doradidae	<i>Ossancora eigenmanni</i> (Boulenger 1895)*	SP33	PQ	0	1	1
	Pimelodidae	<i>Pimelodus maculatus</i> Lacepède 1803	SP38	GR	4	0	4
	Auchenipteridae	<i>Tatia neivai</i> (Ihering 1930)	SP54	PQ	0	1	1
		<i>Trachelyopterus galeatus</i> (Linnaeus 1766)*	SP55	MD	6	3	9
Heptapteridae	<i>Pimelodella avanhandavae</i> Eigenmann 1917	SP37	PQ	1	0	1	
Synbranchiformes	Synbranchidae	<i>Synbranchus marmoratus</i> Bloch 1795	SP53	GR	5	4	9
Cichliformes	Cichlidae	<i>Astronotus crassipinnis</i> (Heckel 1840)*	SP5	GR	39	1	40
		<i>Cichla kelberi</i> Kullander & Ferreira 2006*	SP9	GR	2	1	3
		<i>Cichlasoma paranaense</i> Kullander 1983	SP10	MD	2	4	6
		<i>Crenicichla britskii</i> Kullander 1982	SP11	MD	3	4	7
		<i>Crenicichla jaguarensis</i> Haseman 1911	SP12	MD	2	0	2
		<i>Geophagus iporangensis</i> Haseman 1911	SP14	MD	0	3	3
		<i>Laetacara araguaiaae</i> Ottoni & Costa 2009*	SP23	PQ	0	6	6
		<i>Oreochromis niloticus</i> (Linnaeus 1758)*	SP32	GR	13	47	60
		<i>Satanoperca pappaterra</i> (Heckel 1840)*	SP47	MD	62	0	62
Cyprinodontiformes	Rivulidae	<i>Melanorivulus apiamici</i> (Costa 1989)	SP27	PQ	1	0	1
	Poeciliidae	<i>Poecilia reticulata</i> Peters 1859*	SP40	PQ	21	14	35
Perciformes	Scianidae	<i>Plagioscion squamosissimus</i> (Heckel 1840)*	SP39	GR	2	0	2

Tabela 3: Composição das zonas litorâneas dos reservatórios de Taquaruçu e Rosana, no baixo rio Paranapanema, quanto ao porte dos indivíduos amostrados, sendo: pequeno, médio e grande e riqueza e abundância total e relativa, no período de março de 2018 a dezembro de 2021. Teste de correlação de Pearson p-valor = $5,21 \times 10^{-11}$.

Reservatório	Representação	Pequeno (<15cm)	Médio (15-45 cm)	Grande (>45cm)	Total
Rosana	Riqueza (n)	21	15	8	44
	Riqueza (%)	(47,73%)	(34,10%)	(18,18%)	(100%)
Rosana	Abundância (n)	1511	199	85	1795
	Abundância (%)	(84,15%)	(11,11%)	(4,75%)	(100%)
Taquaruçu	Riqueza (n)	19	11	8	38
	Riqueza (%)	(50%)	(28,95%)	(21,05%)	(100%)
Taquaruçu	Abundância (n)	1040	104	95	1239
	Abundância (%)	(84,04%)	(8,34%)	(7,91%)	(100%)

Em relação aos índices de diversidade calculados, foi evidenciado uma discreta, porém maior diversidade (H'), equabilidade (P'), e dominância (D') em Taquaruçu (**Tabela 4**), mostrando que, possivelmente a grande abundância das espécies invasoras *H. eques*, *A. dentatus* e *R. descalvadensis*, possam estar influenciando na estrutura da assembleia, como é visto no diagrama de *Whittaker* (**Gráfico 3**), demonstrando que para os dois reservatórios, a espécie mais abundante e dominante é o *H. eques* (SP18). Diferentemente, Rosana apresenta menor diversidade de Shannon, dominância e Equabilidade, contudo tem uma maior riqueza de espécies, 44.

Figura 4: Exemplos das espécies de *A. dentatus*, *H. eques*, *R. descalvadensis*.



Fonte: LEPiB/LEACEN, 2016.

Tabela 4: Índices de diversidade para os reservatórios de Rosana e Taquaruçu.

Índices	Rosana	Taquaruçu	Significância (p-valor <0.05)	Teste T student
Shannon-Wiener (H')	2,547280	2,663584	0,0080001	-2,6539
Dominância (D')	0,8691609	0,8970958	-	-
Pielou (P')	0,6731376	0,7322395	-	-
Riqueza	44	38	-	-

A riqueza das assembleias litorâneas, dos reservatórios de Rosana e Taquaruçu, foram representadas pelo estimador *Bootstrap* (**Gráfico 1**), que com base na frequência de ocorrência das espécies presentes nas assembleias de Rosana e Taquaruçu, durante 10 dias de coleta para Rosana e 9 dias para Taquaruçu, ao longo dos 4 anos, estimou a possibilidade de encontrarmos aproximadamente, mais de 10 espécies para ambos os reservatórios (**Gráfico 1**).

Gráfico 1: Resultados com intervalo de confiança de 95% para o estimador *Bootstrap*, em relação à riqueza estimada para os reservatórios de Rosana e Taquaruçu, respectivamente.

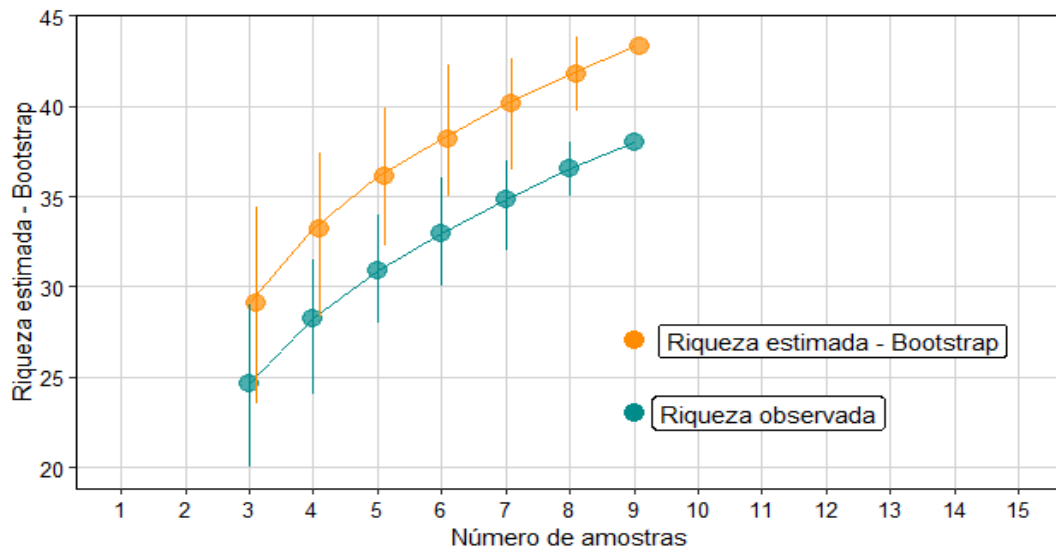
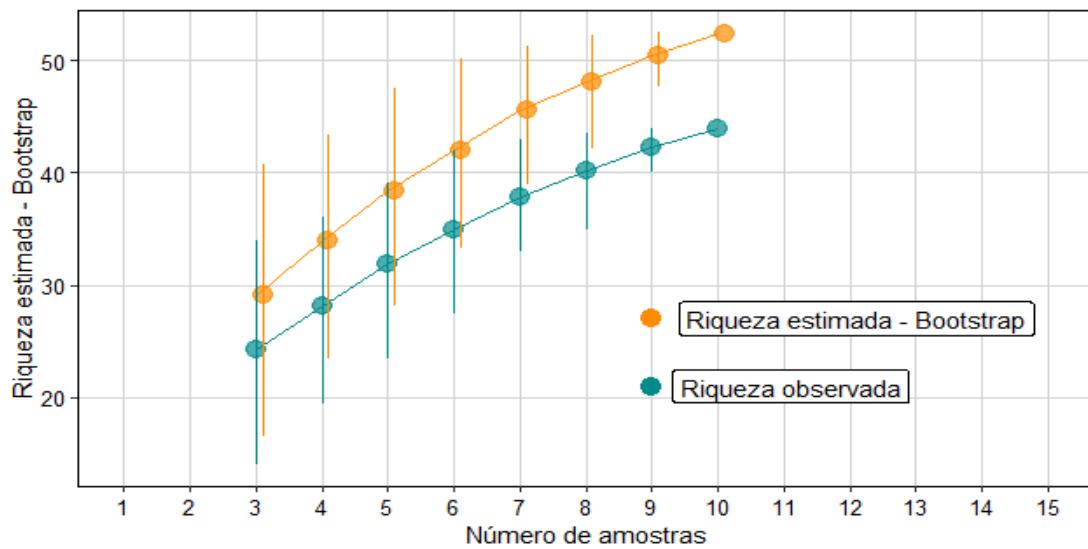


Gráfico 2: Composição da ictiofauna litorânea, em relação as famílias e espécies por ordem dos reservatórios de Rosana e Taquaruçu.

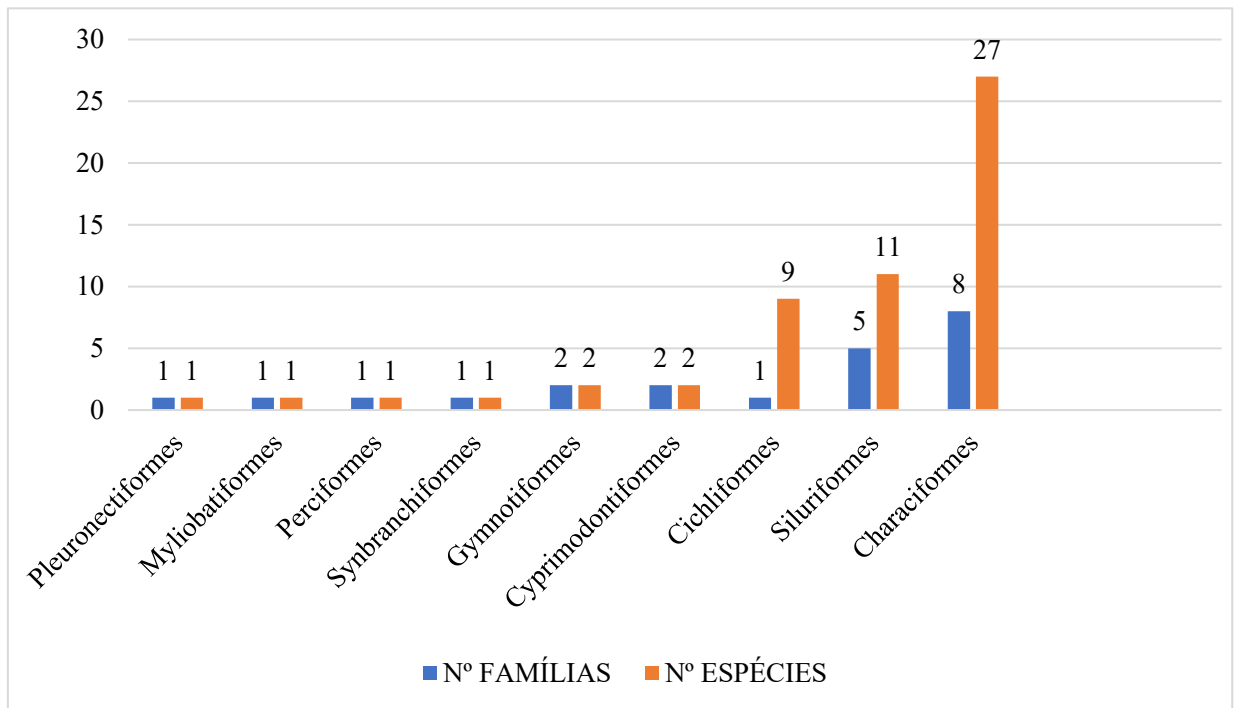


Gráfico 3: Diagrama de *Whittaker*, demonstrando a abundância e dominância, da espécie mais representativa de ambos os reservatórios. SPP18 = *Hyphessobrycon eques*. *Species rank* = riqueza de espécies presentes em cada local de amostragem.

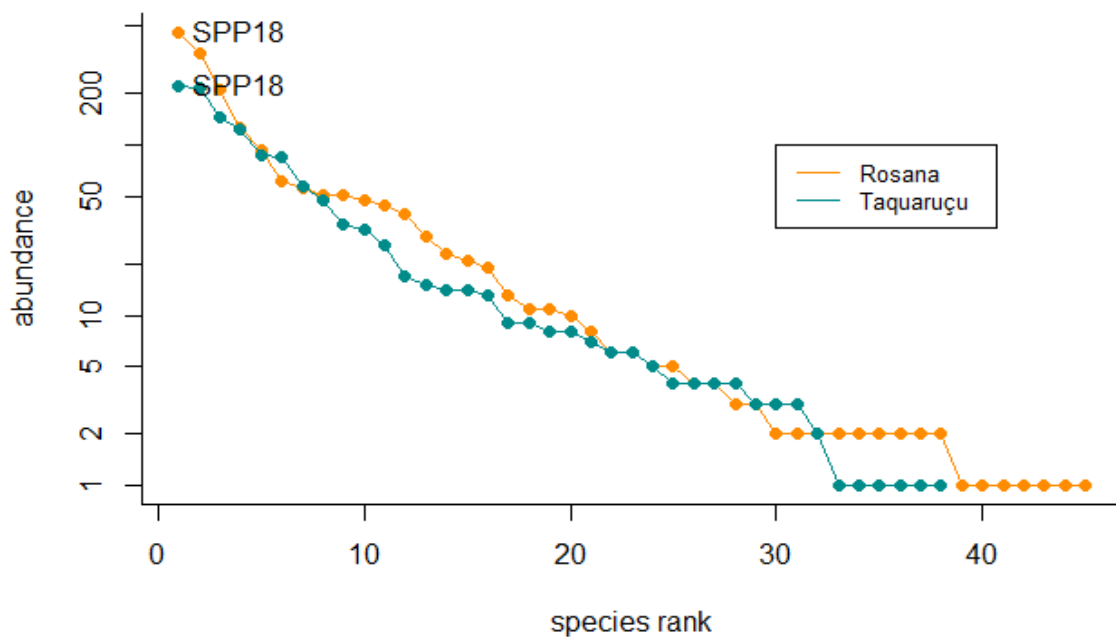
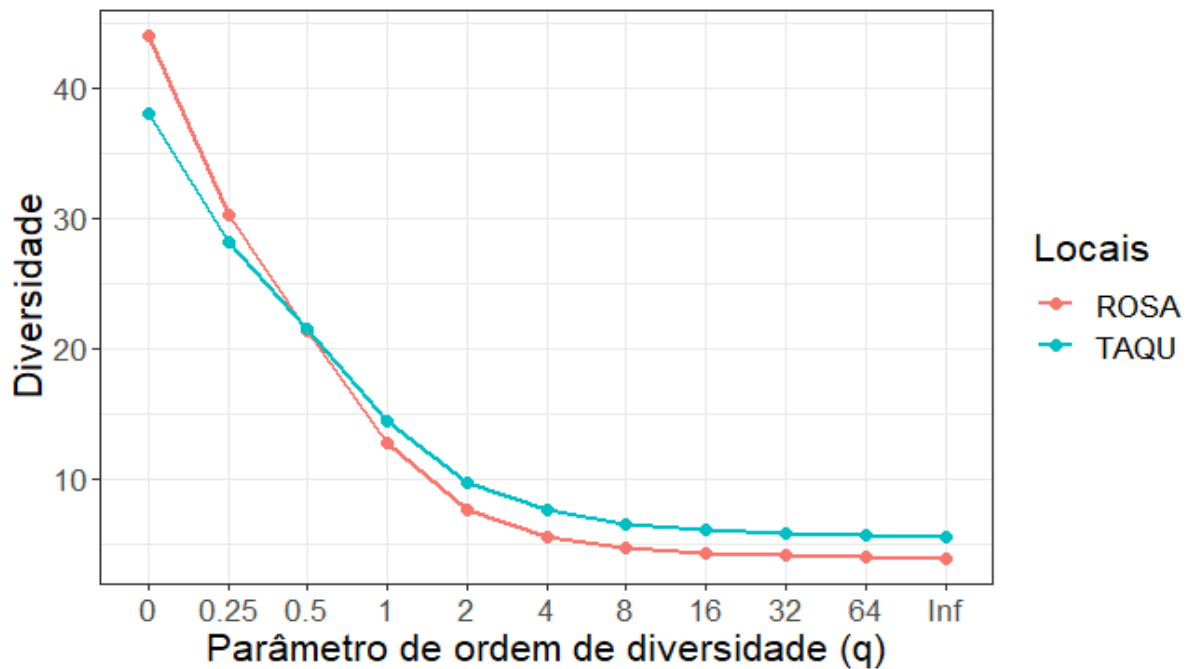
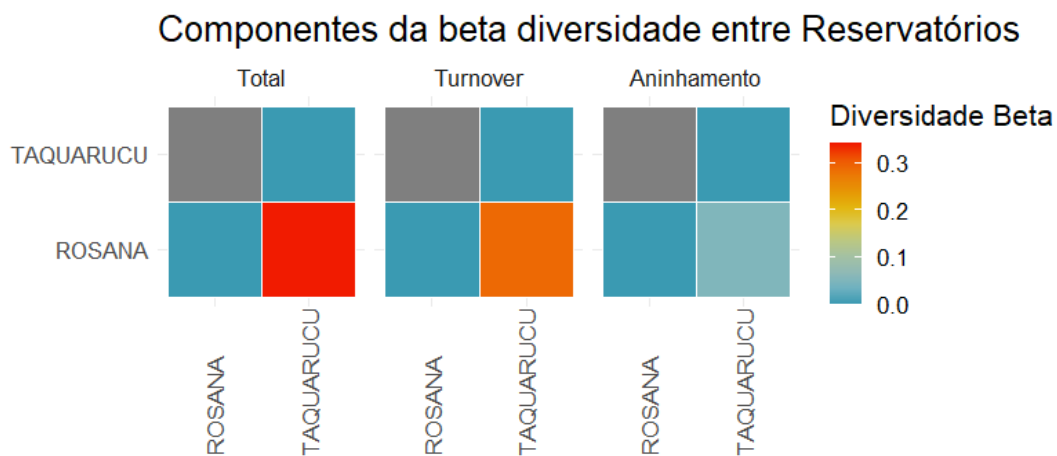


Gráfico 4: Série de *Hill*, para os reservatórios de Rosana e Taquaruçu.



Observando a série ou número de Hill (**Gráfico 4**), para os reservatórios de Rosana e Taquaruçu, nota-se que devido à alta dominância de uma ou mais espécies há uma grande perda de biodiversidade em ambos os locais. Tendo em vista que $q = 0$ é referente a riqueza de espécies, $q = 1$ é referente ao índice de Shannon e $q = 2$ ao índice de Simpson.

Gráfico 5: Componentes da β -diversidade taxonômica entre os reservatórios de Taquaruçu e Rosana, no baixo rio Paranapanema.



Relacionado à beta diversidade (**Gráfico 5**) pode-se observar que entre Rosana e Taquaruçu, a maior parte da variação é devido ao *Turnover* e pouco Aninhamento, principalmente por parte do reservatório de Taquaruçu.

Em relação às métricas de diversidade funcional, foi observado que a FD no reservatório de Rosana é maior, indicando haver um maior preenchimento no espaço funcional da assembleia de peixes da zona litorânea. Assim como a FRic, demonstrando que em Rosana há uma maior riqueza funcional (**Tabela 5**). A análise de divergência funcional revela que as espécies mais abundantes em ambos os reservatórios estão distantes dos atributos médios da comunidade. A Análise de Dispersão Funcional (FDis) revela que, de maneira geral, os dois locais analisados apresentam uma baixa dispersão funcional. Adicionalmente a análise de Regularidade Funcional (FEve) evidencia que, em relação à distribuição da abundância dos valores dos atributos funcionais no espaço funcional, ambos os reservatórios apresentam regularidade (**Tabela 5**).

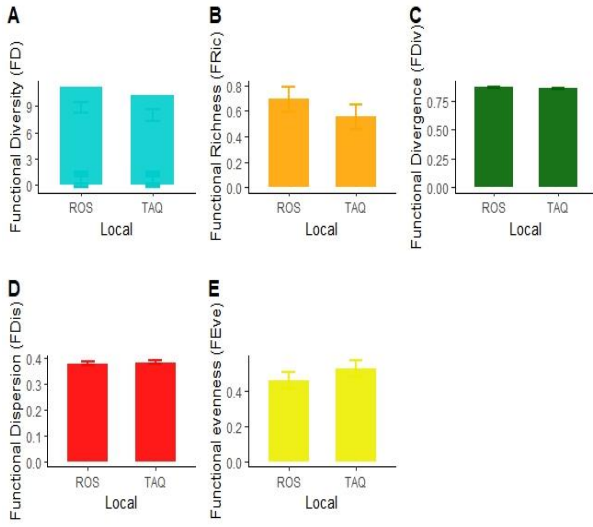
Tabela 5: Métricas de diversidade funcional para os reservatórios de Taquaruçu e Rosana. FD = Diversidade Funcional; FRic = Riqueza Funcional; FDis= Dispersão Funcional; FDiv= Divergência Funcional; FEve= Regularidade Funcional.

LOCAL	FD	FRic	FDis	FDiv	FEve
Rosana	8,87	0,695	0,378	0,868	0,459
Taquaruçu	7,86	0,555	0,382	0,858	0,524

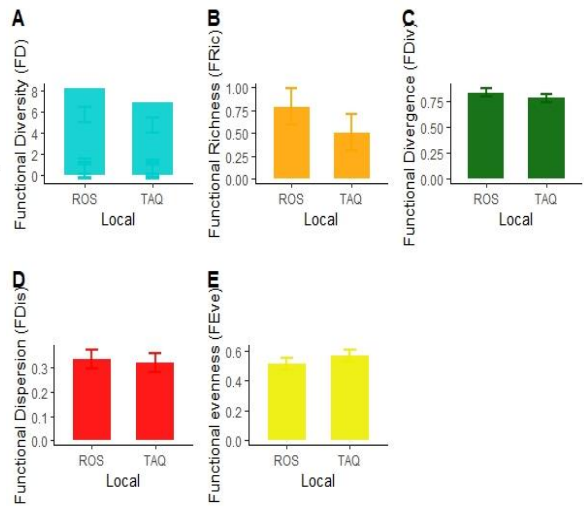
Com base nas métricas calculadas em relação a funcionalidade das espécies nas zonas litorâneas de ambos os reservatórios, o gráfico de boxplot foi realizado, comparando as duas assembleias, sugerindo que as duas comunidades são funcionalmente semelhantes, apesar da dimensão do reservatório serem diferentes, como antecipado na terceira hipótese (**Gráfico 6**).

Gráfico 6: *Boxplot* representando as métricas de diversidade funcional para os reservatórios de Rosana e Taquaruçu.

Assembleia Geral



Assembleia Nativa



Assembleia Invasora

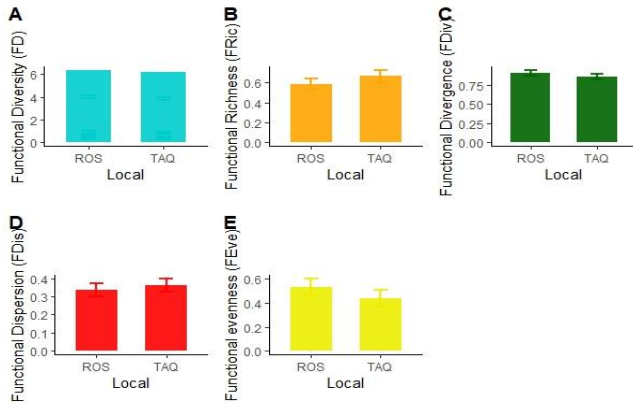
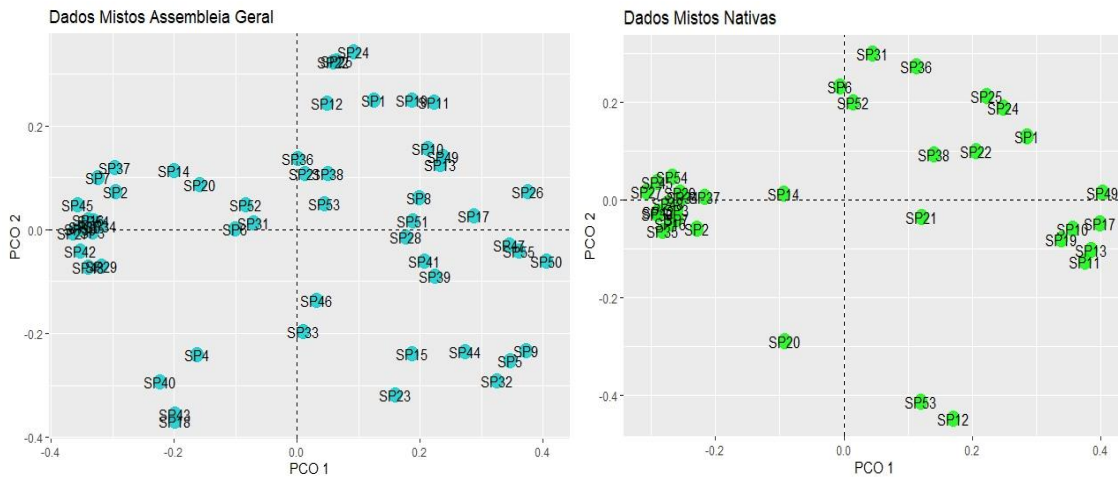
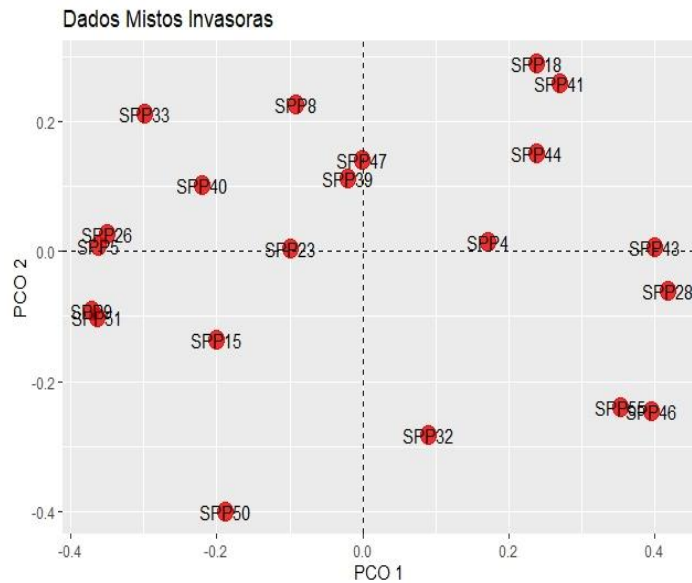


Gráfico 7: Ordenação usando os atributos funcionais de dados mistos.





(SP1= *Acestrorhynchus lacustris*, SP2 = *Apareiodon affinis*, SP3= *Aphyocharax anisitsi*, SP4= *Aphyocharax dentatus*, SP5= *Astronotus crassipinnis*, SP6= *Astyanax lacustris*, SP7= *Bryconamericus iheringii*, SP8= *Catathyridium jenynsii*, SP9= *Cichla kelberi*, SP10= *Cichlasoma paranaense*, SP11= *Crenicichla britskii*, SP12= *Crenicichla jaguarensis*, SP13= *Eigenmannia trilineata*, SP14= *Geophagus iporangensis*, SP15= *Gymnotus inaequilabiatus*, SP16= *Hemigrammus marginatus*, SP17= *Hoplias malabaricus*, SP18= *Hyphessobrycon eques* SP19= *Hypostomus ancistroides* SP20= *Hypostomus paulinus*, SP21= *Hypostomus strigaticeps*, SP22= *Iheringichthys labrosus*, SP23= *Laetacara araguaiaie*, SP24= *Leporinus friderici*, SP25= *Leporinus lacustres*, SP26= *Loricariichthys platymetopon*, SP27= *Melanorivulus apiamici*, SP28= *Metynnis lippincottianus*, SP29= *Moenkhausia intermedia*, SP30= *Moenkhausia sanctaefilomenae*, SP31= *Oligosarcus paranensis*, SP32= *Oreochromis niloticus*, SP33= *Ossancora eigenmanni*, SP34= *Piabarchus stramineus*, SP35= *Piabina argentea*, SP36= *Piaractus mesopotamicus*, SP37= *Pimelodella avanhadavae*, SP38= *Pimelodus maculatus*, SP39= *Plagioscion squamosissimus*, SP40= *Poecilia reticulata*, SP41= *Potamotrygon motoro*, SP42= *Psalidodon anisitsi*, SP43= *Psellogrammus kennedyi*, SP44= *Pterygoplichthys ambrosettii*, SP45= *Pyrrhulina australis*, SP46= *Roeboides descalvadensis*, SP47= *Satanoperca pappaterra*, SP48= *Serrapinnus notomelas*, SP49= *Serrasalmus maculatus*, SP50= *Serrasalmus marginatus*, SP51= *Steindachnerina brevipinna*, SP52= *Steindachnerina insculpta*, SP53= *Synbranchus marmoratus*, SP54= *Tatia neivai*, SP55= *Trachelyopterus galeatus*)

Foi calculado a distância funcional entre as espécies, através de uma PCA com os dados mistos (**Gráfico 7**), e pôde-se perceber a proximidade das espécies entre os dois reservatórios, e nas assembleias nativas e não nativas analisadas.

Tabela 6: Composição funcional da assembleia de peixes para os reservatórios de Rosana e Taquaruçu, no baixo rio Paranapanema, aferidas através das médias ponderadas da comunidade (CWM).

LOCAL	PORTE	USO DO HABITAT	CUIDADO PARENTAL	GUILDA TRÓFICA	STATUS
Rosana	Pequeno	Margem	Não	Onívoro	Nativo
Taquaruçu	Pequeno	Margem	Não	Onívoro	Não-nativo
Rosana Invasoras	Pequeno	Margem	Não	Onívoro	-

Taquaruçu Invasoras	Pequeno	Margem	Não	Onívoro	-
Rosana Nativas	Pequeno	Margem	Não	Insetívoro	-
Taquaruçu Nativas	Pequeno	Margem	Não	Onívoro	-

A **tabela 6**, mostra a composição funcional (CWM, *Community Weighted Means*), definida pelas espécies presentes nos reservatórios trabalhados, de acordo com os 7 grupos funcionais determinados para cada espécie amostrada em questão (**Tabela 1**). Observa-se que a única diferença se dá pela maior presença de não-nativos no reservatório de Taquaruçu, o que tornou uma dominância dessas espécies, em relação as demais, sendo consolidada pela análise de diversidade funcional, na composição final. A partir do momento que a CWM, foi calculada para cada assembleia, nativa e não nativa, pode-se observar a diferença na composição média da guilda trófica. Assembleia invasora de Rosana e Taquaruçu é composta principalmente por espécies de pequeno porte com hábito alimentar onívoro. Em relação às espécies nativas, em Rosana foi visto que a composição média autóctone é de pequeno porte com hábito alimentar insetívoro, já a assembleia litorânea da UHE Taquaruçu se dá principalmente por organismos de pequeno porte, com hábito alimentar onívoro (**Tabela 6**).

Em relação a composição funcional da assembleia, pode-se ver que pequeno porte, habitando apenas nas zonas litorâneas, sem cuidado parental e com dieta majoritariamente onívora é o padrão funcional da composição litorânea para esses dois reservatórios do baixo rio Paranapanema.

5.DISSCUSSÃO

As assembleias de peixes dos reservatórios UHE Taquaruçu e Rosana, corresponderam o padrão de rios neotropicais, com a predominância de Characiformes e Siluriformes (Lowe-McConnell,1999), além disso, entre os Characiformes, a grande maioria é de pequeno porte, os quais predominantemente conseguem realizar seu ciclo de vida em ambientes lânticos (Araújo, Santos, 2001; Agostinho, 2018; Orsi *et al.*, 2002), como as zonas litorâneas. Porém houve uma grande representatividade de Cichliformes, o que já foi evidenciado para o reservatório de Taquaruçu por Ferraz (2020). A riqueza semelhante são características de reservatórios vizinhos, devido à

proximidade principalmente pelo sistema e de cascada (Petesse, Petrere Jr; 2012; Garcia *et al.*, 2019a; Loures; Pompeu, 2018)

Os resultados nos permitiram reforçar a grande importância das zonas litorâneas para a manutenção da vida de um reservatório, tendo em vista que a porção baixa do rio Paranapanema é a de maior riqueza, abrangendo aproximadamente 197 espécies (146 nativas e 51 não nativas), exaltando que esses dados são referentes à bacia, e não apenas ao reservatório em si (Jarduli *et al.*, 2020), para o reservatório de Taquaruçu é sabido que a riqueza de espécies amostradas é de 63, (Ferraz, 2020), e para Rosana foi amostrado um total de 77 espécies (Casimiro, 2023); Neste trabalho, apenas na zonas litorâneas dos reservatórios de Taquaruçu e Rosana, foram amostrados 55 espécies, 44 para o reservatório de Rosana e 38 para Taquaruçu, representando aproximadamente 28% da riqueza da região da bacia (**Tabela 2**). Quando esse número é comparado à riqueza do reservatório, podemos ver que 57% da ictiofauna de reservatório de Rosana é encontrada nas margens, e para Taquaruçu vemos que é 60%.

Em relação ao porte dos indivíduos, foi demonstrado que os resultados aqui presentes, corroboram com a literatura já existente de que a ictiofauna de água doce neotropical é composta por até 70% de peixes de pequeno porte (Castro; Polaz, 2019), apresentando um total de 26 espécies de pequeno porte, sendo 19 nativas. (**Tabela 2**). Essas espécies têm uma enorme importância ecológica, pois são consideradas indicadores de qualidade de água, além de sustentar diversos níveis tróficos (De Castro *et al.*, 2003). Diferentemente de espécies de médio a grande porte, que habitam canais de rios, ou ambientes mais lóticos, os de pequeno porte são geralmente encontradas em lagoas, ambientes encharcados, sejam intermitentes ou permanentes, riachos (Castro; Polaz, 2019) e zonas litorâneas. Diversos trabalhos confirmaram ao mostrar que há uma absoluta dominância de espécies de pequeno porte em riachos e trechos fluviais, pertencentes à bacia do rio Paraná, chegando a 72% (Castro *et al.*, 2003, 2004, 2005). Contudo, os impactos provenientes de atividades antrópicas, os tornam a porção mais ameaçada da ictiofauna de água continentais da região neotropical (Castro; Polaz, 2019), dentre esses impactos que afetam diretamente as zonas litorâneas de rios e reservatórios, temos erosão do solo, expansão urbana e principalmente a supressão da vegetação ripária, impondo consequências, físicas, químicas e ambientais para as espécies marginais (Casatti *et al.*, 2012, Castro; Polaz, 2019). Pouco se sabe sobre migração em espécies de pequeno porte, contudo é fato que alguns peixes de menor porte realizam

pequenas, porém significativas migrações, entretanto existe um desconhecimento generalizado sobre os impactos verdadeiros sobre as espécies migradoras de pequeno porte no Brasil, tendo em vista que não são nem consideradas em estudos de licenciamento ambiental (Castro; Polaz, 2019).

Em relação aos indivíduos de médio a grande porte, apesar de viverem em ambientes mais lóticos, como canais, e rios de maior extensão (Castro; Polaz, 2019), aqui eles apareceram em uma quantidade significativa na margem, sendo que essas espécies em sua grande maioria, foram representadas por indivíduos juvenis, de forma que as espécies de grande porte, são predominantemente não-nativas com hábitos predadores, tais como *O. niloticus*, *C. kelberi*, *P. squamosissimus* (Agostinho *et al.*, 2008; Ferrereti *et al.*, 2018).

Pertinente aos índices de diversidade taxonômica calculados, observa-se que para o índice de Shannon-Wiener, o reservatório de Taquaruçu apresentou uma maior diversidade em relação ao de Rosana com $H' = 2,663584$, uma maior dominância $D' = 0,8970958$ e maior equabilidade $J' = 0,7322395$, expressa pelo índice de Simpson, e Pielou, isso se dá provavelmente pela presença de espécies não-nativas como *H. eques*, *R. descalvadensis*, *A. dentatus*, que apresentaram uma grande abundância no reservatório de Taquaruçu. O baixo rio Paranapanema é a porção com a maior riqueza de espécies alóctones, sendo classificada como altamente invadida (Ortega, 2015; Garcia *et al.*, 2018b). Devido aos impactos dos barramentos e a baixa presença de tributários importantes para o reservatório de Taquaruçu, a simplificação do ambiente, favorecida pela alta invasão biológica de espécies é uma realidade já vista para o reservatório em si (Vitule *et al.*, 2012; Casimiro *et al.*, 2018; Daga *et al.*, 2019; Garcia *et al.*, 2019b, Ferraz *et al.*, 2020). Diferentemente o reservatório de Rosana, apresentou índices inferiores, o que mostra uma menor dominância de espécies invasoras, ainda que presentes. A maior riqueza de espécies, baixa dominância e a menor perda de diversidade (**Gráfico 4, Tabela 4**), pode ser reflexo de que Rosana sofre influência de um ambiente mais preservado, com a presença de mais tributários e do Parque Estadual Morro do Diabo. De toda forma, ambiente aquáticos são estão entre os mais susceptíveis a invasão, pois concentram a maior riqueza de espécies por área de superfície em todo o planeta (Cohen e Carlton 1998; Dudgeon *et al.*, 2006; Petsch 2016).

Mesmo com os índices de diversidades englobando riqueza e abundância, não é possível reconhecer quais são as espécies dominantes, em uma ou mais comunidades, porém, o índice de *Whittaker* supre essa necessidade, demonstrando graficamente quais são as espécies mais dominantes em uma determinada comunidade (Melo, 2018). O gráfico 3, representa o índice de *Whittaker*, mostrando que para ambos os reservatórios, a espécie mais dominante foi a SP18, *H. eques*, comumente conhecido como mato-grosso, sendo invasora para a bacia do Paranapanema.

O mato-grosso é procurado por aquarofilistas, estando entre as 10 espécies preferenciais para o início do aquarismo no Brasil (Geller *et al.*, 2020). Espécies de pequeno porte, com caráter invasor, são favorecidas pela presença de barragens (Agostinho *et al.*, 1999; Pelicice; Agostinho *et al.*, 2009; Agostinho *et al.*, 2016). Neste trabalho foi observado grande abundância de espécies invasoras de pequeno porte, que já se tem registro de extensa distribuição no médio/baixo Paranapanema, como o, *R. descavadensis*, *A. dentatus* (Pelicice *et al.*, 2018; Garcia *et al.*, 2018b; Jarduli *et al.*, 2020) e do *H. eques*, que pouco se sabe sobre seus processos ecológicos e de introdução, mas já está amplamente distribuído em toda a bacia (Ota *et al.*, 2018; Langeani *et al.*, 2007; Pelicice *et al.*, 2018; Garcia *et al.*, 2018b; Jarduli *et al.*, 2020; Ferraz, 2020). Adicionalmente, peixes de médio/grande porte tem como vetor de introdução aquaristas, que por desconhecerem de sua biologia básica, soltam as espécies ainda pequenas (Magalhães *et al.*, 2017).

Foi observado na análise de beta diversidade taxonômica que o componente predominante entre os reservatórios é o *Turnover*, ou seja, a diferença é predominantemente pela troca ou substituição de espécies (Baselga, 2010; Baselga, 2012; Legendre, 2014). Espécies de menor tamanho corporal, com características oportunísticas, possuem maiores chances de ocupar habitat alterados, aumentando sua abundância (Agostinho *et al.*, 1999), como é o caso do *H. eques*. É sabido que a diversidade beta, principalmente das espécies nativas, diminui com o aumento da fragmentação de uma rede fluvial (Díaz *et al.*, 2021). A diminuição/eliminação de espécies nativas e a predominância de espécies não-nativas é característica da simplificação de comunidades (Garcia *et al.*, 2021). Normalmente, nesse processo ocorre a substituição da ictiofauna nativa por não nativa (Vitule *et al.*, 2012, Brito *et al.*, 2020, Magalhães *et al.*, 2020). É de extrema importância o estudo de diversidade beta em ambientes aquáticos fragmentados para entender como os impactos de origem

humana, atuam na comunidade, principalmente de zonas litorâneas, tendo em vista que os trabalhos referentes a esses ambientes são escassos.

A maior abundância de Characiformes, corrobora com trabalhos prévios, que mostram a dominância desse grupo em reservatórios, principalmente em áreas marginais (Pelicice; Agostinho *et al.*, 2009). Contudo a notória abundância crescente de Cichliformes é percebida em ambos os reservatórios. É sabido que espécies de pequeno porte possuem maiores chances de prosperar em ambientes represados (Pelicice; Agostinho, 2009; Agostinho *et al.*, 2016), principalmente nos anos iniciais de formação (Agostinho *et al.*, 2008, 2016) no entanto a riqueza e diversidade de espécies, principalmente de pequeno porte, nas zonas litorâneas é de grande importância para a manutenção da vida do reservatório em relação as suas assembleias. Os peixes utilizam a estrutura física complexa destes ambientes, tais como macrófitas, rochas, galhos, dentre outros, que fornecem, além do alimento, refúgio contra predadores, juntamente com a vegetação ciliar, quando presente (Helfman, 1981; Oliveira, 2000).

Em relação a diversidade funcional, o presente estudo mostrou que há uma semelhança funcional entre os reservatórios de Taquaruçu e Rosana, no baixo rio Paranapanema, apresentando valores semelhantes de Diversidade funcional (FD), Divergência funcional (FDiv) e Dispersão funcional (FDis) (**Tabela 5** e **Gráfico 6**).

Em relação à divergência funcional, observou-se que para as zonas litorâneas em ambos os reservatórios, o valor é alto $FDiv = 0,868$, para UHE Rosana e $FDiv = 0,858$, para UHE Taquaruçu. Valores altos de divergência funcional representam alto grau de diferenciação de nicho, e em teoria, diminuindo a competição por recursos (Mason *et al.*, 2005), o que sugere uma boa distribuição dos recursos nesses ambientes. Para a dispersão funcional, foram observados valores $FDis = 0,378$ para Rosana e $FDis = 0,382$, indicando que as espécies são funcionalmente semelhantes nas assembleias litorâneas (Teresa; Casatti, 2012) provavelmente ocupando os mesmos nichos ecológicos.

No entanto, verificou-se uma discreta disparidade na Riqueza Funcional $FRic = 0,695$ para Rosana e $FRic = 0,555$ para Taquaruçu com os valores mais elevados registrados em Rosana. Uma riqueza funcional substancial pode indicar um ambiente de maior qualidade, visto que a diminuição dessa riqueza funcional geralmente ocorre em resposta à perturbação ambiental (Cornwell *et al.*, 2006; Flynn *et al.*, 2009;

Mouillot *et al.*, 2013). Já na Regularidade Funcional $FE_{ve} = 0,459$ para Rosana e $FE_{ve} = 0,524$ para Taquaruçu, observa-se que há uma maior irregularidade funcional em Rosana, demonstrando uma menor utilização dos recursos disponíveis nas zonas litorâneas, diferentemente do reservatório de Taquaruçu, mostrando que, os recursos estão sendo mais utilizados e a abundância está mais distribuída entre as espécies (**Figura 5**).

No contexto da bacia do rio Paraná, é amplamente reconhecido que a riqueza funcional das comunidades de peixes nativos tende a decrescer ao longo do tempo, frequentemente associada ao aumento da redundância funcional, especialmente em ambientes moderadamente impactados (Angulo-Valencia *et al.*, 2022), como por reservatórios, que atuam como filtros de características funcionais, principalmente as relacionadas à reprodução, alimentação e uso do habitat (Muniz *et al.*, 2021). De modo geral, os valores de Diversidade funcional, para as áreas de margem dos reservatórios, são considerados altos, $FD = 8,87$ para Rosana e $FD = 7,96$ para Taquaruçu.

Apesar de possuírem uma composição de espécies diferentes, as zonas litorâneas dos dois reservatórios apresentaram uma estrutura funcional semelhante, indicando uma similaridade funcional, visto no **Gráfico 6** (Olden, 2006), evidenciando a possível sobreposição de atributos funcionais, principalmente das nativas, sugerindo que há sobreposição ou substituição de nicho ecológico, provavelmente pela grande presença de espécies invasoras, que por sua vez apresentam uma boa dispersão do espaço ocupado. Regiões neotropicais são conhecidas por terem redundância funcional considerável, devido à sua imensa biodiversidade (Toussaint *et al.*, 2016)

A região Neotropical é conhecida por ter a maior riqueza de espécies, e por conter a maior porção da diversidade funcional de peixes de água doce global (Toussaint *et al.*, 2016). É evidente que no início da formação de um reservatório, a diversidade funcional pode sofrer um declínio, Ferraz *et al.*, (2021) observou uma diminuição de espécies para o reservatório de Taquaruçu durante os anos de 2006 a 2020, levando a uma redução no espaço funcional do reservatório. Para Rosana, Casimiro *et al.*, (2022) observou um aumento na diversidade funcional ao passar dos anos. Uma característica funcional consistente é importante para a manutenção da estabilidade funcional de uma assembleia, de modo que a perda de uma espécie pode

ser compensada pelo surgimento de outra, com uma característica funcional similar (Tilman *et al.*, 1997).

Em relação ao CWM, médias ponderadas da comunidade, foi observado que para a assembleia nativa de Rosana, a maior dominância de hábito alimentar é de insetívoros, configurando que as zonas litorâneas possuem um ambiente complexo que favorece o desenvolvimento de outros organismos. A presença de macrófitas e de vegetação ciliar, atrai peixes de pequeno porte para estes ambientes litorâneos em busca de alimento e refúgio de predadores (Pelicice; Agostinho, 2009; Agostinho *et al.*, 2016). Com isso, uma cobertura florestal, e um biótopo aquático bem estruturado, fornecem recursos alimentares alóctones (Arantes *et al.*, 2018). Este resultado infere uma resiliência das espécies em Rosana, já que espécies insetívoras, são muito afetadas com a construção de reservatórios (Agostinho *et al.*, 2008).

Para a assembleia de Taquaruçu e a assembleia invasora de Rosana, a maior presença foi de organismos onívoros de pequeno porte. Após a formação de um reservatório, há um aumento na produção dos níveis tróficos, devido a incrementação de nutrientes (O'Brien 1990; Tundisi *et al.* 1991). Essa adição de nutrientes aumenta a proliferação de espécies com uma maior plasticidade alimentar, e hábitos oportunistas, como as espécies onívoras (Dias *et al.* 2005; Agostinho *et al.* 2016). Evidentemente, o reservatório de Taquaruçu já passou o evento de colonização, porém a assembleia nativa ainda persiste nos hábitos onívoros. Em contrapartida, Ferraz *et al.*, (2021) observou que o padrão de dominância alimentar pela CWM em Taquaruçu após seu período de colonização, é de piscívoros, que associados a predominância de organismos nativos onívoros, corrobora com a questão de que a abundância de espécies generalistas tende a aumentar a riqueza e abundância de espécies piscívoras, interferindo no padrão de predação do reservatório (Morim *et al.*, 2001; Pelicice *et al.* 2005; Agostinho *et al.* 2007; Novakowski *et al.* 2007; Delariva *et al.* 2013).

Em relação ao cuidado parental, foi visto que para a assembleia de forma geral, há poucas espécies que apresentam esse cuidado. Porém, o grupo dos ciclídeos, apresentaram cuidado parental em 6 das 9 espécies amostradas. O cuidado parental deste grupo já é evidente para ambientes aquáticos e em Taquaruçu (Agostinho *et al.*, 2016; Ferraz, 2020). O cuidado parental aumenta a expectativa de vida da prole, porém pode reduzir a taxa de sobrevivência dos adultos (Steinhart *et al.*, 2008). De certa

forma, o ambiente marginal, é utilizado como áreas de desova e desenvolvimento das espécies (Orsi *et al.*, 2010,2016), e constitui de uma alta heterogeneidade ambiental (Castro *et al.*, 2003), o que pode de certa forma não exigir um cuidado parental que visa o aumento e a sobrevivência da prole.

6.CONCLUSÃO

A imensa diversidade de peixes em regiões neotropicais, já está mais do que estabelecida em literatura, porém pouco se fala sobre a importância das zonas litorâneas e peixes de pequeno porte para sustentar esse fato. Essas espécies configuram a maior porção da ictiofauna neotropical, além de serem as mais ameaçadas, tanto ao grupo de espécie, quanto a nível de ambiente onde vivem. Com este trabalho, o objetivo de voltar a atenção a essas espécies, a importância delas para a qualidade de vida de um rio e reservatório, pôde-se observar que de fato a riqueza, não somente taxonômica, mas funcional de um reservatório é oriundo das espécies de porte pequeno que habitam suas margens. A associação da plasticidade trófica e de hábitos dos peixes com a presença de um ambiente complexo e estruturado, proporciona essa biodiversidade.

A variação de atributos funcionais encontrados nessas espécies, comprovam novamente que as regiões neotropicais concentram grande parte da diversidade funcional de peixes de água doce, e evidencia que isso é possível pela complexidade e qualidade dos ambientes litorâneos que abrigam uma infinidade de espécies. Mesmo sob a influência de um reservatório e estando em uma região onde a matriz de uso do solo é predominantemente agrícola, as zonas litorâneas são de extrema importância para o desenvolvimento e permanência de várias espécies de peixe.

Apesar da composição taxonômica e funcional, da ictiofauna de Rosana e Taquaruçu, serem diferentes, apresentando espécies exclusivas, com hábitos de vida diferentes e com diversos nichos ecológicos, sua diversidade e estrutura funcional foram muito semelhantes, principalmente no quesito de ocupação de nicho. É necessário estudos mais aprofundados para saber se isso é resultado de uma escala temporal, já consolidado, tendo em vista o tempo de funcionamento dos reservatórios, ou se é algo ainda em execução, e o quão influente as espécies invasoras são na funcionalidade dessas assembleias. Já é sabido que existe uma dominância de espécies não nativas para a porção baixa do rio Paranapanema, e em relação a assembleia

litorânea não é diferente, principalmente para o reservatório de Taquaruçu, que se apresenta cada vez mais em um estado crítico devido à presença destas espécies, assim como Rosana, que apesar de sua melhor qualidade ambiental e de uma assembleia marginal com maioria nativas, as invasoras são uma realidade cada vez mais presente, possibilitando impactos não somente na fauna, mas de todo o ecossistema ligado à ela.

De qualquer modo nossos resultados demonstram a importância desses ambientes para a qualidade de vida dos peixes dos reservatórios como um todo, e que deve ser cada vez mais trabalhado e estudado medidas de conservação, não somente para as espécies, mas para os ambientes das zonas litorâneas, que são imprescindíveis para a saúde da comunidade.

7.REFERÊNCIAS

- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). (2016). Plano integrado de recursos hídricos da unidade de gestão de recursos hídricos Paranapanema.
- Agostinho, A. A., Gomes, L. C., & Pelicice, F. M. (2007). *Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil*. Uem.
- Agostinho, A. A., Gomes, L. C., Santos, N. C., Ortega, J. C., & Pelicice, F. M. (2016). Fish assemblages in Neotropical reservoirs: Colonization patterns, impacts and management. *Fisheries Research*, 173, 26-36.
- Agostinho, A. A., Gomes, L. C., Veríssimo, S., & K. Okada, E. (2004). Flood regime, dam regulation and fish in the Upper Paraná River: effects on ass
- Agostinho, A. A., Miranda, L. E., Bini, L. M., Gomes, L. C., Thomaz, S. M., & Suzuki, H. I. (2018). Patterns of colonization in neotropical reservoirs, and prognoses on aging.
- 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, 1119-1132.
- Angulo-Valencia, M. A., Dias, R. M., Alves, D. C., Winemiller, K. O., & Agostinho, A. A. (2022). Patterns of functional diversity of native and non-native fish species in a neotropical floodplain. *Freshwater Biology*, 67(8), 1301-1315.

- Arantes, C. C., Fitzgerald, D. B., Hoeninghaus, D. J., & Winemiller, K. O. (2019). Impacts of hydroelectric dams on fishes and fisheries in tropical rivers through the lens of functional traits. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 37, 28-40.
- Araújo, F. G., & Santos, L. N. (2001). Distribution of fish assemblages in Lajes reservoir, Rio de Janeiro, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 61, 563-576.
- Baselga, A. (2010a). Multiplicative partition of true diversity yields independent alpha and beta components; additive partition does not. *Ecology*, 91(7), 1974-1981.
- Baselga, A. (2010b), Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography*, 19, 134-143.
- Baselga, A. (2012), The relationship between species replacement, dissimilarity derived from nestedness, and nestedness. *Global Ecology and Biogeography*, 21, 1223-1232.
- Baselga, A., Orme, D., Villéger, S., De Bortoli, J., Leprieur, F., & Logez, M. (2018). betapart: Partitioning beta diversity into turnover and nestedness components. *R package version*, 1(1).
- Baxter RM (1977) Environmental effects of dams and impoundments. *Annu Rev Ecol Syst* 8(1):255–283.
- Bayley, P. B., & Sparks, R. E. (1989). The flood pulse concept in river-floodplain systems. In *Proceedings of the International Large River Symposium*. Dodge, DP (Ed). *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci* (Vol. 106, pp. 110-12)
- Benone, N. L., & de Assis Montag, L. F. (2021). Métodos quantitativos para mensurar a diversidade taxonômica em peixes de riachos. *Oecologia Australis*, 25(2), 414.
- Bougeard, S., & Dray, S. (2018). Supervised multiblock analysis in R with the ade4 package. *Journal of statistical software*, 86, 1-17.
- Brito, M. F., Daga, V. S., & Vitule, J. R. (2020). Fisheries and biotic homogenization of freshwater fish in the Brazilian semiarid region. *Hydrobiologia*, 847, 3877-3895. 7).
- Britto, S. G. D. C., & Carvalho, E. D. (2006). Ecological attributes of fish fauna in the Taquaruçu Reservoir, Paranapanema River (Upper Paraná, Brazil): composition and spatial distribution. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 18(4), 377-388.

- Brosse, S., Giraudel, J. L., & Lek, S. (2001). Utilisation of non-supervised neural networks and principal component analysis to study fish assemblages. *Ecological Modelling*, 146(1-3), 159-166.
- Buckup, P. A., Menezes, N. A., & Ghazzi, M. S. A. (2007). *Catálogo das espécies de peixes de água doce do Brasil* (Vol. 23). Rio de Janeiro: Museu Nacional.
- Casanoves, F., Pla, L., Di Rienzo, J. A., & Díaz, S. (2011). FDiversity: a software package for the integrated analysis of functional diversity. *Methods in Ecology and Evolution*, 2(3), 233-237.
- Casatti, L., Teresa, F. B., Gonçalves-Souza, T., Bessa, E., Manzotti, A. R., Gonçalves, C. D. S., & Zeni, J. D. O. (2012). From forests to cattail: how does the riparian zone influence stream fish?. *Neotropical Ichthyology*, 10, 205-214..
- Casimiro, A. C. R. *et al.*(2010). Os impactos das introduções de espécies exóticas em sistemas aquáticos continentais. *Boletim da Sociedade Brasileira de Limnologia*, 1(38), 1-10,
- Casimiro, A. C. R., Garcia, D. A. Z., Vidotto-Magnoni, A. P., Britton, J. R., Agostinho, Â. A., Almeida, F. S. D., & Orsi, M. L. (2018). Escapes of non-native fish from flooded aquaculture facilities: the case of Paranapanema River, southern Brazil. *Zoologia (Curitiba)*, 35.
- Casimiro, Armando Cesar Rodrigues. **PEIXAMENTO: Passado, Presente e Propostas para o futuro**. 2023. 76f. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2023.
- Castro, R. M., Casatti, L., Santos, H. F., Vari, R. P., Melo, A. L., Martins, L. S., ... & Akama, A. (2005). Structure and composition of the stream ichthyofauna of four tributary rivers of the upper Rio Paraná basin, Brazil. *Ichthyological Exploration of Freshwaters*, 16(3), 193.
- Castro, R. M., Casatti, L., Santos, H. F., Vari, R. P., Melo, A. L., Martins, L. S., ... & Akama, A. (2005). Structure and composition of the stream ichthyofauna of four tributary rivers of the upper Rio Paraná basin, Brazil. *Ichthyological Exploration of Freshwaters*, 16(3), 193.
- Castro, R., & Polaz, C. N. (2019). Peixes de pequeno porte: a porção maior e mais ameaçada da fauna megadiversa de peixes de água doce neotropicais. *Biota Neotropica*, 20, e20180683.
- Castro, R., Casatti, L., Santos, H. F., Ferreira, K. M., Ribeiro, A. C., Benine, R. C., ... & Lima, F. C. (2003). Estrutura e composição da ictiofauna de riachos do rio Paranapanema, sudeste e sul do Brasil. *Biota Neotropica*, 3, 1-31.

- Castro, R., Casatti, L., Santos, H. F., Ferreira, K. M., Ribeiro, A. C., Benine, R. C., ... & Lima, F. C. (2003). Estrutura e composição da ictiofauna de riachos do rio Paranapanema, sudeste e sul do Brasil. *Biota Neotropica*, 3, 1-31.
- Castro, R., Casatti, L., Santos, H. F., Melo, A. L., Martins, L. S., Ferreira, K. M., ... & Langeani, F. (2004). Estrutura e composição da ictiofauna de riachos da bacia do rio Grande no estado de São Paulo, sudeste do Brasil. *Biota Neotropica*, 4, 01-39.
- Ceregato, S. A., & Petreire Jr, M. (2003). Comparação financeira entre as pescarias artesanais no complexo de Urubupungá, no médio rio Paraná (Brasil). *Brazilian Journal of Biology*, 63, 673-682.
- Chao, A., Gotelli, N. J., Hsieh, T. C., Sander, E. L., Ma, K. H., Colwell, R. K., & Ellison, A. M. (2014). Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecological monographs*, 84(1), 45-67.
- Cianciaruso, M. V., Silva, I. A., & Batalha, M. A. (2009). Diversidades filogenética e funcional: novas abordagens para a Ecologia de comunidades. *Biota Neotropica*, 9, 93-103.
- Cohen AN, Carlton JT (1998) Acelerando a taxa de invasão em um estuário altamente invadido. *Ciência* 279:555– 58. <https://doi.org/0.1126/science.279.5350.555>.
- Cornwell, W. K., Schilck, D. W., & Ackerly, D. D. (2006). A trait-based test for habitat filtering: convex hull volume. *Ecology*, 87(6), 1465-1471.
- Corrêa, R. M. (1999). Evolução da ictiofauna de rios sul-americanos: padrões gerais e possíveis processos causais. *Oecologia Brasiliensis*, 6(1), 4.
- Daga, V. S., Olden, J. D., Gubiani, É. A., Piana, P. A., Padial, A. A., & Vitule, J. R. (2020). Scale-dependent patterns of fish faunal homogenization in Neotropical reservoirs. *Hydrobiologia*, 847, 3759-3772.
- de Mérona, B., Mendes dos Santos, G., & Gonçalves de Almeida, R. (2001). Short term effects of Tucuruí Dam (Amazonia, Brazil) on the trophic organization of fish communities. *Environmental biology of fishes*, 60, 375-392.
- Delariva, R. L., Hahn, N. S., & Kashiwaqui, E. A. L. (2013). Diet and trophic structure of the fish fauna in a subtropical ecosystem: impoundment effects. *Neotropical Ichthyology*, 11, 891-904.

- Dias, R. M., Bailly, D., Antônio, R. R., Suzuki, H. I., & Agostinho, A. A. (2005). Colonization of the Corumbá Reservoir (Corumbá River, Paraná River Basin, Goiás State, Brazil) by the "lambari" *Astyanax altiparanae* (Tetragonopterinae; Characidae). *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 48, 467-476.
- Díaz, G., Górski, K., Heino, J., Arriagada, P., Link, O., & Habit, E. (2021). The longest fragment drives fish beta diversity in fragmented river networks: Implications for river management and conservation. *Science of The Total Environment*, 766, 144323.
- Díaz, S., & Cabido, M. (2001). Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in ecology & evolution*, 16(11), 646-655.
- Dudgeon, D., Arthington, A. H., Gessner, M. O., Kawabata, Z. I., Knowler, D. J., Lévêque, C., ... & Sullivan, C. A. (2006). Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological reviews*, 81(2), 163-182.
- EM, S. (2000). Above-ground resource use increases with plant species richness in experimental grassland ecosystems. *Functional Ecology*, 14(3), 326-337.
- Ferraz, J. D., Casimiro, A. C., Garcia, D. A., Pereira, A. D., Jarduli, L. R., Almeida, F. S. D., & Orsi, M. L. (2021). Taxonomic loss and functional reduction over time in the ichthyofauna of the Taquaruçu Reservoir, lower Paranapanema River, Southern Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 19.
- FERRAZ, João Daniel. **Estrutura e composição da assembleia de peixes do reservatório de Taquaruçu, Baixo rio Paranapanema, Brasil.** 2020. Dissertação (Mestrado)- Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2020.
- Ferretti, C., Gomes, L. C., Agostinho, A. A., & Luiz, E. A. (2018). Diversidade, densidade e biomassa instantânea em lagoas e ambientes litorâneos da planície de inundação do alto rio Paraná.
- Fischer, P., & Eckmann, R. (1997). Spatial distribution of littoral fish species in a large European lake, Lake Constance, Germany. *Archiv für Hydrobiologie*, 140(1), 91-116.
- Flynn, D. F., Gogol-Prokurat, M., Nogeire, T., Molinari, N., Richers, B. T., Lin, B. B., ... & DeClerck, F. (2009). Loss of functional diversity under land use intensification across multiple taxa. *Ecology letters*, 12(1), 22-33.

- Garcia, D. A. Z., Britton, J. R., Vidotto-Magnoni, A. P., & Orsi, M. L. (2018b). Introductions of non-native fishes into a heavily modified river: rates, patterns and management issues in the Paranapanema River (Upper Paraná ecoregion, Brazil). *Biological Invasions*, 20, 1229-1241.
- Garcia, D. A. Z., Costa, A. D. A., Almeida, F. S. D., Bialezki, A., & Orsi, M. L. (2018a). Spatial distribution and habitat use by early fish stages in a dammed river basin, Southern Brazil. *Revista de Biología Tropical*, 66(2), 605-621
- Garcia, D. A. Z., Pelicice, F. M., de Brito, M. F. G., Orsi, M. L., & de Magalhães, A. L. B. (2021). Peixes não-nativos em riachos no Brasil: estado da arte, lacunas de conhecimento e perspectivas. *Oecologia Australis*, 25(2), 587.
- Garcia, J., Pelletier, D., Carpentier, L., Roman, W., & Bockel, T. (2018c). Scale-dependency of the environmental influence on fish β -diversity: Implications for ecoregionalization and conservation. *Journal of Biogeography*, 45(8), 1818-1832.
- Geller, I. V., Garcia, D. A., Yabu, M. H., Pereira, A. D., Ferraz, J. D., Fernandes, A. G., ... & Orsi, M. L. (2020). Aquarismo no Brasil: do simples ao complexo e o descarte de espécies não nativas. *Boletim da Sociedade Brasileira de Ictiologia*, 131, 33-52.
- Gogola, T. M., Sanches, P. V., Gubiani, É. A., & da Silva, P. R. (2013). Spatial and temporal variations in fish larvae assemblages of Ilha Grande National Park, Brazil. *Ecology of Freshwater Fish*, 22(1), 95-105.
- Gomes, L. C., & Agostinho, A. A. (1997). Influence of the flooding regime on the nutritional state and juvenile recruitment of the curimba, *Prochilodus scrofa*, Steindachner, in upper Paraná River, Brazil. *Fisheries Management and Ecology*, 4(4), 263-274.
- Helfman, G. S. (1981). The advantage to fishes of hovering in shade. *Copeia*, 392-400.
- Hill, M. O. (1973). Diversity and evenness: a unifying notation and its consequences. *Ecology*, 54(2), 427-432.
- Hoeinghaus, D. J., Winemiller, K. O., & Birnbaum, J. S. (2007). Local and regional determinants of stream fish assemblage structure: inferences based on taxonomic vs. functional groups. *Journal of Biogeography*, 34(2), 324-338.
- Hoffmann, A. C., Orsi, M. L., & Shibatta, O. A. (2005). Diversidade de peixes do reservatório da UHE Escola Engenharia Mackenzie (Capivara), Rio Paranapanema, bacia do alto rio Paraná,

- Brasil, e a importância dos grandes tributários na sua manutenção. *Iheringia. Série Zoologia*, 95, 319-325.
- Hsieh, T. C., Ma, K. H., & Chao, A. (2019). iNEXT: iNterpolation and EXTrapolation for species diversity. *R package*, 2, 19.
- Jarduli, L. R., Garcia, D. A. Z., Vidotto-Magnoni, A. P., Casimiro, A. C. R., Vianna, N. C., Almeida, F. S. D., ... & Orsi, M. L. (2020). Fish fauna from the Paranapanema River basin, Brazil. *Biota Neotropica*, 20, e20180707.
- Junk, W. J., Bayley, P. B., & Sparks, R. E. (1989). The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Canadian special publication of fisheries and aquatic sciences*, 106(1), 110-127.
- Kindt, R., & Coe, R. (2005). *Tree diversity analysis: a manual and software for common statistical methods for ecological and biodiversity studies*. World Agroforestry Centre.
- Kipper, D., Bialecki, A., & Santin, M. (2011). Composição taxonômica da assembleia de larvas de peixes no reservatório de Rosana, Rio Paranapanema, Brasil. *Biota Neotropica*, 11, 421-426.
- Laliberté, E., & Legendre, P. (2010). A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology*, 91(1), 299-305.
- Laliberté, E., Legendre, P., Shipley, B., & Laliberté, M. E. (2014). Measuring functional diversity from multiple traits, and other tools for functional ecology. *R Package FD*.
- Langeani, F., Castro, R. M. C., 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, 181-197.
- Langeani, F., Castro, R. M. C., 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, 181-197.
- Legendre, P. (2014). Interpreting the replacement and richness difference components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography*, 23(11), 1324-1334.
- Lewin, W. C., Okun, N., & Mehner, T. (2004). Determinants of the distribution of juvenile fish in the littoral area of a shallow lake. *Freshwater Biology*, 49(4), 410-424.
- Li, D. (2018). hillR: taxonomic, functional, and phylogenetic diversity and similarity through Hill Numbers. *J. Open Source Softw.*, 3(31), 1041.

- Loures, R. C., & Pompeu, P. S. (2019). Temporal changes in fish diversity in lotic and lentic environments along a reservoir cascade. *Freshwater Biology*, 64(10), 1806-1820.
- Lowe-McConnell, R. H. (1999). Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais. In *Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais* (pp. 534-534).
- Maack, R. (1981). Geografia física do Estado do Paraná.
- Magalhães, A. L. B., Andrade, R. F., Ratton, T. F., & Brito, M. F. G. (2002). Ocorrência da truta arco-íris *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum, 1792)(Pisces: Salmonidae) no alto rio Aiuruóca e tributários, bacia do rio Grande, Minas Gerais, Brasil. *Bol. Mus. Biol. Mello Leitão*, 14, 33-40.
- Magalhães, A. L., Orsi, M. L., Pelicice, F. M., Azevedo-Santos, V. M., Vitule, J. R., & Brito, M. F. (2017). Small size today, aquarium dumping tomorrow: sales of juvenile non-native large fish as an important threat in Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 15.
- Martinez, N. D. (1996). Defining and measuring functional aspects of biodiversity. *Biodiversity: a biology of numbers and difference*, 114-148.
- Mason, N. W., de Bello, F., Mouillot, D., Pavoine, S., & Dray, S. (2013). A guide for using functional diversity indices to reveal changes in assembly processes along ecological gradients. *Journal of Vegetation Science*, 24(5), 794-806.
- Mason, N. W., 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.
- McGill, B. J., Enquist, B. J., Weiher, E., & Westoby, M. (2006). Rebuilding community ecology from functional traits. *Trends in ecology & evolution*, 21(4), 178-185.
- McGill, B. J., Enquist, B. J., Weiher, E., & Westoby, M. (2006). Rebuilding community ecology from functional traits. *Trends in ecology & evolution*, 21(4), 178-185.
- Melo, A. S. (2008). O que ganhamos' confundindo'riqueza de espécies e equabilidade em um índice de diversidade?. *Biota Neotropica*, 8, 21-27.
- Mermillod-Blondin, F., Roy, J., Spehn, E., & van Peer, L. (2002). Species diversity, functional diversity, and ecosystem functioning. *Biodiversity and ecosystem functioning: synthesis and perspectives*, 195.

- Morim, M. P., Juras, A., Santos, G. M. D., & Cintra, I. (2010). Os peixes e a pesca no baixo rio Tocantins: vinte anos depois da UHE Tucuruí.
- Mouillot, D., Dumay, O., & Tomasini, J. A. (2007). Limiting similarity, niche filtering and functional diversity in coastal lagoon fish communities. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 71(3-4), 443-456.
- Muniz, C. M., Frota, A., Ganassin, M. J. M., Agostinho, A. A., & Gomes, L. C. (2020). Do river basins influence the composition of functional traits of fish assemblages in Neotropical reservoirs?. *Brazilian Journal of Biology*, 81, 765-775.
- Northcote, T. G. (1988). Fish in the structure and function of freshwater ecosystems: a "top-down" view. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences*, 45(2), 361-379.
- Novakowski, G. C., Hahn, N. S., & Fugi, R. (2007). Alimentação de peixes piscívoros antes e após a formação do reservatório de Salto Caxias, Paraná, Brasil. *Biota Neotropica*, 7, 149-154.
- O' Brien WJ (1990) Perspectives on fish in reservoir limnology. In: Thornton KW,
- Oksanen, J., Simpson, G., Blanchet, F., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P., ... & Weedon, J. (2022). Vegan: Community Ecology Package (R Package Version 2.6-2). 2022. *Google Scholar* There is no corresponding record for this reference.
- Olden, J. D. (2006). Biotic homogenization: a new research agenda for conservation biogeography. *Journal of Biogeography*, 33(12), 2027-2039.
- Oliveira, E. D., Luiz, E. A., Agostinho, A. A., & Benedito-Cecilio, E. (2018). Fish assemblages in littoral areas of the upper Paraná River floodplain, Brazil.
- Orsi, M. L., Almeida, F. S., Swarça, A. C., Claro-García, A., Vianna, N. C., Garcia, D. A. Z., & Bialetzki, A. (2016). Ovos, larvas e juvenis dos peixes da Bacia do Rio Paranapanema uma avaliação para a conservação. *Assis, SP: Triunfal Gráfica e Editora, Duke Energy*.
- Orsi, M. L., Shibatta, O. A., & Silva-Souza, A. T. (2002). Caracterização biológica de populações de peixes do rio Tibagi, localidade de Sertanópolis. *A bacia do rio Tibagi. Londrina: UEL*, 425-432.
- Ortega, J. C., Júlio, H. F., Gomes, L. C., & Agostinho, A. A. (2015). Fish farming as the main driver of fish introductions in Neotropical reservoirs. *Hydrobiologia*, 746, 147-158.

- Ota, R. R., Deprá, G. D. C., Graça, W. J. D., & Pavanelli, C. S. (2018). Peixes da planície de inundação do alto rio Paraná e áreas adjacentes: revised, annotated and updated. *Neotropical Ichthyology*, 16.
- Paranapanema, D. E. G. (2003). Peixes do rio Paranapanema. *Horizonte Geográfico*, São Paulo.
- Paterno G, Provete D, Silva F, Gonçalves-Souza T, Vancine M (2024). `_ecodados: Base Dados Ecológicos Para o Ensino de Estatística_`. R package version 0.0.1.
- Pease, A. A., GONZÁLEZ-DÍAZ, A. A., Rodiles-Hernández, R. O. C. I. O., & Winemiller, K. O. (2012). Functional diversity and trait–environment relationships of stream fish assemblages in a large tropical catchment. *Freshwater Biology*, 57(5), 1060-1075.
- 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(8), 1789-1801.
- Petesse, M. L., & Petrere Jr, M. (2012). Tendency towards homogenization in fish assemblages in the cascade reservoir system of the Tietê river basin, Brazil. *Ecological Engineering*, 48, 109-116.
- Petsch, D. K., Cionek, V. D. M., Thomaz, S. M., & Dos Santos, N. C. L. (2023). Ecosystem services provided by river-floodplain ecosystems. *Hydrobiologia*, 850(12), 2563-2584.
- Pierce, C. L., Sexton, M. D., Pelham, M. E., Liao, H., & Larscheid, J. G. (2001). Dynamics of the littoral fish assemblage in Spirit Lake, Iowa, and implications for prey availability for piscivores. *North American Journal of Fisheries Management*, 21(4), 884-896.
- Poff, N. L., & Allan, J. D. (1995). Functional organization of stream fish assemblages in relation to hydrological variability. *Ecology*, 76(2), 606-627.
- QGIS.org, 2023. QGIS Geographic Information System. QGIS Association. <http://www.qgis.org>
- R Studio Team (2023). RStudio: Integrated Development for R. RStudio, PBC, Boston, MA URL <http://www.rstudio.com/>.
- Reis, R. E. (2003). *Check list of the freshwater fishes of South and Central America*. Edipucrs.

- Sampaio, T. (1944). Relatório sobre os estudos efetuados nos rios Itapetininga e Paranapanema. *Revista do Instituto Geográfico e Geológico*, 2(3), 30-81.
- Schloerke, B., Cook, D., Larmarange, J., Briatte, F., Marbach, M., Thoen, E., ... & Wickham, H. (2021). GGally: Extension to 'ggplot2'.
- SILVA, Fernando Rodrigues da *et al.* **Análises ecológicas no R**. Recife: Nupeea; Bauru, SP: Canal 6, 2022.
- Smith, E. P., & van Belle, G. (1984). Nonparametric estimation of species richness. *Biometrics*, 119-129.
- Southwood, T. R. (1977). Habitat, the templet for ecological strategies?. *Journal of animal ecology*, 46(2), 337-365.
- Steinhart, G. B., Dunlop, E. S., Ridgway, M. S., & Marschall, E. A. (2008). Should I stay or should I go? Optimal parental care decisions of a nest-guarding fish. *Evolutionary Ecology Research*, 10(3), 351-371.
- Teresa, F. B., & Casatti, L. (2012). Influence of forest cover and mesohabitat types on functional and taxonomic diversity of fish communities in Neotropical lowland streams. *Ecology of Freshwater Fish*, 21(3), 433-442.
- Thomaz, S. M., Roberto, M. D. C., & Bini, L. M. (1997). Caracterização limnológica dos ambientes aquáticos e influência dos níveis fluviométricos. *A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos. Maringá: EDUEM*, 73-102.
- Tilman, D., Knops, J., Wedin, D., Reich, P., Ritchie, M., & Siemann, E. (1997). The influence of functional diversity and composition on ecosystem processes. *Science*, 277(5330), 1300-1302.
- Toussaint, A., Charpin, N., Brosse, S., & Villéger, S. (2016). Global functional diversity of freshwater fish is concentrated in the Neotropics while functional vulnerability is widespread. *Scientific reports*, 6(1), 22125.
- Tundisi, T. M., Tundisi, J. G., Saggio, A., Neto, A. O., & Espindola, E. G. (1991). Limnology of Samuel Reservoir (Brazil, Rondonia) in the filling phase. *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen*, 24(3), 1482-1488.

- Villéger, S., Mason, N. W., & Mouillot, D. (2008). New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology*, 89(8), 2290-2301.
- Vitule, J. R. S., Skóra, F., & Abilhoa, V. (2012). Homogenization of freshwater fish faunas after the elimination of a natural barrier by a dam in Neotropics. *Diversity and Distributions*, 18(2), 111-120.
- Walker, B. H. (1992). Biodiversity and ecological redundancy. *Conservation biology*, 6(1), 18-23.
- Walker, B., Kinzig, A., & Langridge, J. (1999). Plant attribute diversity, resilience, and ecosystem function: the nature and significance of dominant and minor species. *Ecosystems*, 2, 95-113.
- Whittaker, R. H. (1960). Vegetation of the Siskiyou mountains, Oregon and California. *Ecological monographs*, 30(3), 279-338.
- Wickham, H. (2007). Reshaping data with the reshape package. *Journal of statistical software*, 21, 1-20.
- Wickham, H., & Wickham, H. (2016). *Data analysis* (pp. 189-201). Springer International Publishing.
- Wickham, H., Averick, M., Bryan, J., Chang, W., McGowan, L. D. A., François, R., ... & Yutani, H. (2019). Welcome to the Tidyverse. *Journal of open source software*, 4(43), 1686.
- Wickham, H., François, R., Henry, L., Müller, K., & Vaughan, D. (2023). dplyr: a grammar of data manipulation. R package version 1.1. 2.
- Luz-Agostinho, K. D., Bini, L. M., Fugi, R., Agostinho, A. A., & Júlio Jr, H. F. (2006). Food spectrum and trophic structure of the ichthyofauna of Corumbá reservoir, Paraná river Basin, Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 4, 61-68.
- Novakowski, G. C., Hahn, N. S., & Fugi, R. (2007). Alimentação de peixes piscívoros antes e após a formação do reservatório de Salto Caxias, Paraná, Brasil. *Biota Neotropica*, 7, 149-154.