



UNIVERSIDADE
ESTADUAL DE LONDRINA

ARMANDO CESAR RODRIGUES CASIMIRO

PEIXAMENTO:
PASSADO, PRESENTE E PROPOSTAS PARA O FUTURO

Londrina
2023

ARMANDO CESAR RODRIGUES CASIMIRO

PEIXAMENTO:

PASSADO, PRESENTE E PROPOSTAS PARA O FUTURO

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

Orientador: Prof. Dr. Mário Luís Orsi

Londrina
2023

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

C339P Casimiro, Armando Cesar Rodrigues.
PEIXAMENTO: PASSADO, PRESENTE E PROPOSTAS PARA O FUTURO /
Armando Cesar Rodrigues Casimiro. - Londrina, 2023.
76 f.

Orientador: Mário Luís Orsi.
Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) - Universidade Estadual de
Londrina, Centro de Ciências Biológicas, Programa de Pós-Graduação em
Ciências Biológicas, 2023.
Inclui bibliografia.

1. Reservatórios de Hidroelétrica, mitigação de impactos e peixamentos -
Tese. I. Orsi, Mário Luís. II. Universidade Estadual de Londrina. Centro de
Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas. III.
Título.

CDU 574

ARMANDO CESAR RODRIGUES CASIMIRO

PEIXAMENTO:

PASSADO, PRESENTE E PROPOSTAS PARA O FUTURO

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

BANCA EXAMINADORA

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

Prof. Dr. Weliton Jose da Silva
Universidade Estadual de Londrina – UEL

Profa. Dra. Fernanda Simões de Almeida
Universidade Estadual de Londrina – UEL

Prof. Dr. Fabio Porto-Forest
Universidade Estadual Paulista – Unesp

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

Londrina, 24 de março de 2023

Dedico esta tese aos meus pais, a minha esposa e aos meus filhos

AGRADECIMENTOS

Os trabalhos no campo só foram possíveis devido ao auxílio obtido junto à Divisão de Meio Ambiente da empresa China Three Gorges Corporation (CTG Brasil), que forneceu o financiamento para a realização do projeto. Este estudo faz parte de um programa de desenvolvimento, pesquisa e licenciamento ambiental de reservatórios (IBAMA e MMA), possibilitando uma importante interação entre universidade e instituição privada (P&D-0387-0117/2017), e também agradeço a instituição de ensino/pesquisa CAPES pela importante bolsa de estudo fornecida a mim durante o período de estudo.

Aos meus pais pela minha criação e pelo carinho que sempre tiveram comigo, pelo apoio durante toda minha caminhada, por terem possibilitado muitas das minhas experiências e aprendizados. Aos meus sogro e sogra, por todo apoio. A minha esposa e filhos pelo apoio, carinho, diversão e companheirismo. E especialmente ao meu pai que de algum lugar do céu ainda continua cuidando e apoiando as minhas decisões.

Aos meu Professor e amigo Mário Luís Orsi por sempre acreditar em mim e estar ao meu lado em todos os momentos, pela atenção, compreensão, ajuda, paciência e confiança que depositou em mim quando me deu esta importante tarefa para cumprir. E também, pela amizade, apoio, sinceridade, pelas palavras sábias nos momentos difíceis de minha vida, pelo acompanhamento em todos os momentos da minha formação acadêmica e por todos os ensinamentos que contribuíram para que eu me tornasse o profissional e a pessoa que sou hoje.

Aos meus companheiros de trabalho e amigos: Diego (Harry), Marcelo Japoneis, Teteu, Tuco, Gabriela, Moema, Camila, João Daniel, Paola, Beatriz, Lucas Jarduli, Luquinhas, Jurandir Batista entre vários outros por todo o apoio e amizade prestados a mim durante os momentos conturbados da minha vida. Pelas brigas, discussões, festas e risadas proporcionadas durante a pós-graduação, estes eventos possibilitaram o meu crescimento e amadurecimento. Eles que sempre estiveram comigo e apoiaram minhas decisões e também me deram forças para continuar e buscar realizar meus sonhos.

Aos grandes companheiros de trabalho e amigos Edson Santana e Aparecido de Souza pela paciência e pelos ensinamentos que colaboraram grandiosamente para

a minha formação e a todas as pessoas que fazem parte, direta ou indiretamente da minha vida, vocês não sabem como são importantes para mim.

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

Muito obrigado!

CASIMIRO, Armando Cesar Rodrigues. **Peixamento: Passado, Presente e Propostas para o futuro.** 2023. 76 f. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2023.

RESUMO GERAL

Os impactos ambientais associados a grandes barragens hidroelétrica são reconhecidos e as medidas adotadas na tentativa de mitiga-los possuem pouco ou insuficiente embasamento científico. A política de peixamento no Brasil a partir do decreto Lei Nº 221/67 e Portaria Nº 46/SUDEPE passaram a ser consideradas obrigatórias e tidas como uma das principais formas de mitigação e conservação da ictiofauna. No passado, várias eram as dificuldades na viabilização do processo reprodutivo e geração de proles viáveis para as solturas. Superada algumas destas dificuldades outras perguntas surgiram: Qual a viabilidade destas solturas? Como, quando e onde soltar? Qual a taxa de sobrevivência nas solturas? Qual o efeito disso na comunidade como um todo, inclusive do ponto de vista genético? Desta forma, muitos pesquisadores ainda são desfavoráveis e contrários a estas medidas devido a ausência de comprovação científica. Neste sentido o presente trabalho busca contextualizar a evolução da dinâmica de peixamento no Brasil e no mundo e juntamente com uma avaliação de como esta importante medida vem sendo trabalhada em um dos principais afluentes da bacia do alto rio Paraná (bacia do rio Paranapanema) (Capítulo I). Os resultados demonstraram que não existe confirmação da efetividade das medidas mitigatórias realizadas na bacia do Paranapanema, sendo sugerido importantes mudanças em todo o processo visando políticas mitigatórias mais eficientes e acompanhando a evolução da atividade e pesquisa científica da área. Paralelo a isso foi avaliado um método inovador de peixamento com amplo monitoramento dos aspectos de produção dos alevinos, envolvendo: o pareamento dos casais, seleção de espécies para soltura (espécies moduladoras), seleção de matrizes e critérios de soltura (Capítulo II). Os novos critérios de produção e soltura foram considerados satisfatórios, no entanto, é sugerido a continuidade do projeto visando resultados mais expressivos a médio e longo prazo.

Palavras-chave: bacia do alto rio Paraná; conservação; espécies chave; mitigação de impacto; espécie moduladora.

CASIMIRO, Armando Cesar Rodrigues. **Hatchery stocking: Past, Present and Proposals for the future.** 2023. 76 p. Thesis (Doctorate degree in Biological Sciences) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2023.

GENERAL ABSTRACT

The environmental impacts associated with large hydroelectric dams are recognized and the measures adopted in an attempt to mitigate them have little or insufficient scientific basis. The stocking policy in Brazil from the decree Law N° 221/67 and Ordinance N° 46/SUDEPE started to be considered mandatory and considered as one of the main forms of mitigation and conservation of the ichthyofauna. In the past, there were several difficulties in making the reproductive process viable and generating viable offspring for release. After overcoming some of these difficulties, other questions arose: What is the viability of these releases? How, when and where to release? What is the survival rate in releases? What is the effect of this on the community as a whole, including genetically? In this way, many researchers are still unfavorable and contrary to these measures due to absence of scientific data. In this sense, the present work seeks to contextualize the evolution of stocking dynamics in Brazil and in the world and together with an evaluation of how this important measure has been worked on in one of the main tributaries of the upper Paraná river basin (Parapanema river basin) (Chapter I). The results showed that there is no confirmation of the effectiveness of the mitigation measures carried out in the Parapanema basin, suggesting important changes throughout the process aiming at more efficient mitigation policies and following the evolution of activity and scientific research in the area. Parallel to this, an innovative stocking method was evaluated with extensive monitoring of aspects of fingerling production, involving: pairing of couples, selection of species for release (modulator species), selection of matrices and release criteria (Chapter II). The new production and release criteria were considered satisfactory, however, it is suggested that the project continue, aiming for more expressive results in the medium and long term.

Key-words: upper Paraná river basin; conservation; impact mitigation; keystone species; modulating species.

LISTA DE FIGURAS

CAPITULO 1:

- Figura 1** – Diagram showing the different criteria involved during the different steps of hatchery fish stocking39

CAPITULO 2:

- Figura 1** – Mapa da bacia do rio Paranapanema demonstrando as localidades da barragem da Usina Hidroelétrica de Rosana (1) e Usina Hidroelétrica de Taquaruçu (2) com seus respectivos reservatórios a montante das barragens e em vermelho estão demarcados os pontos de amostragem. Também é possível observar a UHE Escola Mackenzie (Capivara) (3)51
- Figura 2** – Imagens do processo de soltura dos juvenis de *S. brasiliensis* e *A. lacustres*.....53
- Figura 3** – PCoA bidimensional com a representação da Diversidade Funcional Beta (Funct.bet.div), Turn-over (Func. Turn) e Aninhamento (Func.nest.-res) da ictiofauna dos reservatórios de Rosana e Taquaruçu durante os diferentes períodos de estudo (P&DI e P&DII).65

LISTA DE TABELAS

CAPITULO 1:

- Tabela 1** – Table 1. Main species identified in the fisheries production monitoring program and the representativeness of biomass capture (relative frequency RF%) in eight reservoirs located in the Paranapanema river basin, between the years of 2010 and 2016. (Duke Energy)27
- Tabela 2** – Table 2. Ethnospecies, Biomass (kg), and Relative frequency (RF%) of the biomass of the ten main ethnospecies captured by the fishing communities present in eight reservoirs of the Paranapanema River29
- Tabela 3** – Table 3. Productivity, Yield, CPUE, and Main ethnospecies captured in the Paranapanema River reservoirs in the years evaluated by the concessionaire responsible (2010 to 2016) (Duke Energy). * The five most representative species by weight (kg)30
- Tabela 4** – Table 4- Species, absolute number of juveniles released in the fisheries management program between 1999 and 2014, and absolute number and relative frequency (%) of eggs, larvae, or juveniles collected in the Research and Development (R&D) project (Orsi et al. 2016), in the reservoirs that were the focus of the studies, located in the Paranapanema River basin32

CAPITULO 2:

- Tabela 1** – Traços funcionais relacionados à dieta, uso do habitat, locomoção, estratégia reprodutiva e história de vida (Negret, 2016)55
- Tabela 2** – Tabela de Classificação das espécies capturadas nos reservatórios de Rosana e Taquaruçu durante o desenvolvimento do projeto P&DI (2014 a 2016) e P&D II (2018 a 2021) segundo Fricke et al. 2022. * espécies não nativas60

Tabela 3 – Abundancia de captura das espécies alvo do projeto de repovoamento nos reservatórios de Rosana e Taquaruçu durante os dois projetos de pesquisa e desenvolvimento (P&D).	63
Tabela 4 – Valores da Riqueza de espécies total, Espécies Não nativas e dos Índices de Diversidade Funcional Alfa (FD), riqueza funcional (fric), divergência funcional (fdiv), dissimilaridade funcional (fdis), uniformidade funcional (feve) dos diferentes reservatórios (Rosana e Taquaruçu) e períodos de estudo (P&DI e P&DII).....	64

SUMÁRIO

1.	INTRODUÇÃO GERAL	14
1.1.	PEIXAMENTO E AS SUAS POLÍTICAS VIGENTES	14
1.2.	ENTENDENDO O CONCEITO DE ESPÉCIE MODULADORA.....	16
2.	REFERÊNCIAS	17
3.	CAPITULO 1. PEIXAMENTO: ESTUDO DE CASO, ESTADO ATUAL BRASILEIRO E SUGESTÕES PARA APRIMORAMENTO. (HATCHERY FISH STOCKING: CASE STUDY, CURRENT BRAZILIAN STATE AND SUGGESTIONS FOR IMPROVEMENT.)	21
3.1.	ABSTRACT	22
3.2.	INTRODUCTION	23
3.3.	MATERIAL AND METHODS	25
3.3.1.	Study Area	25
3.3.2.	Data Collection	26
3.3.2.1.	Prospection and review	26
3.4.	RESULTS	27
3.5.	DISCUSSION	32
3.5.1.	Who, When, How, and Where? Updates and Recommendations for Planning New Release Programs	35
3.6.	CONCLUSION	40
3.7.	ACKNOWLEDGMENT	40
3.8.	REFERENCE	41
4.	Capitulo 2. Novo modelo de repovoamento de peixes para bacia do Paranapanema – Alto Paraná.	46
4.1.	RESUMO	47
4.2.	INTRODUÇÃO	48
4.3.	MATERIAIS E MÉTODOS	50
4.3.1.	Área de Estudo	50

4.3.2.	Caracterização das Metodologias de Repovoamento nos Reservatórios do Rio Paranapanema.....	51
4.3.3.	Nova Proposta de Repovoamento.....	52
4.3.4.	Amostragem.....	53
4.3.4.1.	Projeto de pesquisa e desenvolvimento fase I - P&D-0387-0211/2010 - (P&DI)	54
4.3.4.2.	Projeto de pesquisa e desenvolvimento fase II - P&D-0387-0117/2017 - (P&DII)	54
4.3.5.	Análise de Diversidade Funcional	55
4.3.5.1.	Atributos funcionais	55
4.3.5.2.	Componentes da diversidade funcional	57
4.3.5.2.1.	<i>Índices de diversidade funcional alfa (difa)</i>	57
4.3.5.2.2.	<i>Índice de diversidade funcional beta (difβ)</i>	59
4.3.5.3.	Espaço funcional e diversidade funcional beta (difβ)	59
4.4.	RESULTADOS	60
4.4.1.	Analises Funcionais	63
4.4.1.1.	Diversidade funcional alfa (difa)	63
4.4.1.2.	Diversidade funcional beta (difβ)	64
4.5.	DISCUSSÃO	65
4.6.	CONCLUSÃO	70
4.7.	AGRADECIMENTOS	70
4.8.	REFERENCIAS	71

1. INTRODUÇÃO GERAL

1.1. Peixamento e as suas políticas vigentes

No Brasil, o peixamento é amplamente utilizado desde a construção das primeiras hidrelétricas e foram instituídos como uma das estratégias de ação para mitigar os impactos sobre os recursos pesqueiros. No entanto, foi a partir da aprovação do Código de Caça e Pesca (Decreto Federal Nº 23.672 de 1934) e da subsequente complementação através do Código de Pesca (Decreto-Lei nº 794 de 1938), que várias medidas conservacionistas se tornaram obrigatórias (AGOSTINHO; GOMES, 2005; GOMES, 2015).

Todo ano as concessionárias responsáveis pelos reservatórios realizam a soltura de milhões exemplares de espécies de peixes (Lei nº 221 de 1967). No entanto, esta medida é realizada sem estudos ecológicos prévios e seu sucesso tem sido questionado pela comunidade científica (VIEIRA; DOS SANTOS POMPEU, 2001; AGOSTINHO et al., 2010; ARAKI; SCHMID, 2010). Informações que possibilitam um repovoamento orientado, com avaliações de genética molecular, conhecimento dos locais propícios, do período e a fase correta de soltura, com minimização de riscos de perda biológica e econômica são negligenciados (AGOSTINHO et al., 2016). Todas essas ações foram recentemente monitoradas e os resultados indicaram que essas iniciativas tiveram mais efeitos adversos sobre as comunidades aquáticas e espécies alvos de conservação do que benefícios (SOUSA et al., 2006; AGOSTINHO et al., 2007; PELICICE; AGOSTINHO, 2008; ALMEIDA et al., 2013; AGOSTINHO et al., 2016).

Devido a riqueza de espécies ocorrentes nas bacias em território brasileiro, a atividade de peixamento se torna mais complexa e demanda uma série de condicionantes técnicas e científicas específicos (VIEIRA; DOS SANTOS POMPEU, 2001; AGOSTINHO et al., 2010). A soltura de peixes sem o correto acompanhamento técnico-científico resulta em sérios impactos ao ecossistema aquático, podendo atingir diretamente populações ribeirinhas que dependem do pescado para sua sobrevivência e a preservação das espécies nativas, além dos custos desnecessários as concessionárias que realizam tais ações (AGOSTINHO et al., 2007; LORENZEN, 2005; LORENZEN, 2008; ARAKI; SCHMID, 2010).

Considerando o contexto de conservação e manejo dos recursos naturais, os esforços até então empregados no Brasil são feitos de forma arbitrária, sem objetivos e metas claras, onde suporte científico é ausente na maioria dos casos, fato que impossibilita uma avaliação criteriosa dos resultados (VITULE et al., 2012; PELICICE et al., 2014; ORSI; BRITTON, 2014; DOMINGUES et al, 2017).

Aspectos básicos da ecologia e biologia das espécies, que deveriam subsidiar as definições em relação ao tamanho dos indivíduos liberados, quantidade de espécies e indivíduos, origem dos reprodutores e qualidade genética dos alevinos utilizados, o local e as condições ambientais para a soltura, têm sido frequentemente negligenciados (VIEIRA; DOS SANTOS POMPEU, 2001; AGOSTINHO et al., 2010). Adicionalmente, a ausência ou a inadequação de monitoramento não tem permitido melhorias nas técnicas de peixamento que vem sendo praticada a quase meio século, resultando em desperdício de esforços, oportunidade e recursos (VIEIRA; DOS SANTOS POMPEU, 2001; AGOSTINHO et al., 2016).

O insucesso dos repovoamentos não é o pior aspecto destas iniciativas, dado que o uso indiscriminado dos peixamentos tem elevado potencial de promover impactos irreversíveis sobre comunidades que pretende proteger (ARAKI; SCHMID, 2010; AGOSTINHO et al., 2016). Estes impactos estão geralmente relacionados à introdução de espécies não nativas (fauna e flora acompanhante), à soltura deliberada de indivíduos de baixa aptidão genética e a contaminação dos cursos naturais com patógenos veiculados aos alevinos ou pela água (ARAKI; SCHMID, 2010; AGOSTINHO et al., 2016). É confirmado por diversos estudos científicos que as alterações hidrológicas, inevitáveis em represamentos, juntamente com espécies não nativas introduzidas e peixamentos equivocados, se constituem as principais ameaças a biota de água doce (JONHSON, 2000; RAHEL, 2007; LIMA-JUNIOR, et al., 2012; ORSI; BRITTON, 2014). As perdas genéticas, embora ainda com poucos registros estudados no Brasil, têm sido consideradas entre os danos mais comuns e decorrentes do processo de peixamento (HINDAR et al., 1991; RAHEL, 2004; SOUZA et al., 2006; SOULÉ et al., 2005) e podem comprometer a viabilidade das populações selvagens, de curto a longo prazo (em escalas ecológicas e evolutivas, respectivamente) (ARAKI; SCHMID, 2010).

Mesmo assim, a soltura de peixes é considerada por grande parte da sociedade como uma prática positiva (senso comum), incentivada muitas vezes pela mídia e pelos políticos como marketing eleitoral, como parte da comemoração de datas festivas, estratégia de educação ambiental ou como uma medida compensatória de impactos ambientais (AGOSTINHO et al., 2007; AGOSTINHO et al., 2010, DOMINGUES et al. 2017). Entretanto, no Brasil, pouco tem sido feito para estudar os reais resultados destas atividades, assim o peixamento vem sendo adotado de forma deliberada (AGOSTINHO et al., 2004; DOMINGUES et al. 2017; CASIMIRO et al., 2022) sem os critérios técnicos adequados e desconsiderando os riscos associados à má execução desta medida (COWX, 1994;

VEHANEN, 1997; QUIRÓS; MARI, 1999; MONOLY et al, 2003; ARAKI; SCHMID, 2010; CASIMIRO et al., 2022).

Desta forma, estudos que buscam modernizar e inovar os processos associados as técnicas de peixamento têm que ser incentivadas para o constante aprimoramento e efetividade das medidas ambientais vigentes.

1.2. Entendendo o conceito de espécies chave (Keystone species)

Uma visão de mundo que talvez seja familiar a todos é de que as plantas recebem luz solar e a transformam em alimento; alguns animais comem essas plantas e, em seguida, predadores se alimentam de alguns desses devoradores de plantas. A essa cascata de eventos da-se o nome de cadeia alimentar.

Porém, na década de 1960, um cientista, e ambientalista americano, Robert Paine, se perguntou se os predadores não eram realmente nada além de um consumidor de outros animais e se o seu papel na natureza se reduziria apenas a ingerir carne na cadeia alimentar (PAINE, 1969; PAINE, 1995). Em seu experimento realizado em poças de maré da Baía de Makah, no noroeste dos Estados Unidos, encontrou o ambiente perfeito para testar a sua hipótese, pois se tratava de ambientes passíveis de isolamento contendo cerca de 20 espécies de organismos que compunham uma cadeia alimentar completa incluindo um grande predador: a estrela do mar.

Encontrada as condições ideais para o seu experimento, Robert Paine retirou uma determinada espécie de estrela-do-mar (os predadores) de uma das poças de maré, mas de outra não, e durante meses, observou o que acontecia. Logo ele começou a notar as mudanças na poça sem estrelas-do-mar predadoras: os mexilhões começaram a se multiplicar, enquanto outras espécies desapareciam.

Ele concluiu que, a diversidade nas poças de maré estava relacionada à ausência das estrelas-do-mar, ou seja, o predador era o bastião deste ecossistema. Considerou também que em ecossistemas maduros alguns animais são mais importantes que outros e decidiu chamar esses animais de "espécies-chave", por possuírem um papel vital na estrutura do ecossistema. Desta forma ele estabeleceu a base para a sua teoria.

Após esta sua descoberta, inúmeros cientistas testaram a sua teoria e tiveram a oportunidade de comprovar que este importante "controle" não era realizado somente por espécies predadoras e topo de cadeia, ex: TERBORGH et al. (2001) estudando formigas na Venezuela, SINCLAIR (2003) estudando Gnus no Serengete, SMITH et al. (2003), com os lobos em Yellowstone.

Dentre eles, o estudo de MITTELBAACH et al. (1995), reforçou a teoria da espécie chave estudando os lagos de Oklahoma, nos EUA, onde descobriu que o fenômeno também ocorria em ambientes de água doce. Depois de investigar, ela descobriu que a diferença entre os ambientes estudados se devia à presença ou ausência da espécie-chave, que nesse ecossistema era o *Micropterus salmoides* (Lacepède 1802), um peixe de água doce conhecido popularmente como Black Bass. Tais achados corroboram que o mecanismo citado também acontecia em águas continentais.

Desta forma, uma espécie é considerada como espécie chave quando ela exerce um papel de controle dentro da comunidade onde existe, a sua presença exerce um efeito desproporcional em todo o conjunto sendo o bastião ou o ponto de equilíbrio de todo o sistema (PAINE, 1995).

Neste sentido o presente trabalho se propõe a fazer uma avaliação histórica do projeto de peixamento realizado no rio Paranapanema revendo as metodologias aplicadas na atualidade e buscando inovações em todo o processo de produção e soltura dos peixes visando máxima efetividade (Capítulo I). Buscamos também inovar ao inserir algumas tecnologias no processo de seleção das espécies utilizadas no peixamento (espécies com potencial modulador) utilizando critérios já descritos pela ciência para a seleção de matrizes e produção dos alevinos unificando dois importantes conceitos da ecologia moderna (Espécies Chave e Ecologia de populações) direcionando para uma nova proposta de peixamento que busca não só a conservação das espécies desejadas como também a estabilidade funcional do ambiente como um todo (Capítulo II).

2. REFERENCIAS

AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.; LATINI, J. D. Fisheries management in Brazilian reservoirs: lessons from/for South America. **Interciência**, v. 29(6), p. 334–338, 2004.

AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C. O manejo da pesca em reservatórios da bacia do alto rio Paraná: avaliação e perspectivas. Pp: 23-55. **Ecologia de Reservatórios: Impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata**, 1st ed. RiMa Editora, São Carlos, 472p. 2005.

AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.; PELICICE, F. M. **Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil**. Maringá: EDUEM. 2007.

AGOSTINHO, A. A.; PELICICE, F. M.; GOMES, S. M. L. C.; JÚLIO JR, H. F. Reservoir Fish Stocking: When One Plus One May Be Less Than Two. **Brazilian Journal of Nature Conservation**, v. 8(2), p. 103-111, 2010.

AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.; SANTOS, N. C.; ORTEGA, J. C.; PELICICE, F. M. Fish assemblages in Neotropical reservoirs: Colonization patterns, impacts and management. **Fisheries Research**, v. 173, p. 26-36, 2016.

ALMEIDA, F. S.; LOPES, C. M.; ORSI M. L.; SIROL, R. N.; SODRÉ, L. M. K. Genetic monitoring by rapid markers for repopulation programs of *Salminus brasiliensis* (Pisces, Characiformes). **Acta Scientiarum Animal Sciences**, v. 35 (2) p. 119-126, 2013.

ARAKI, H.; SCHMID, C. Is hatchery stocking a help or harm?: Evidence, limitations, and future directions in ecological and genetic surveys. **Aquaculture**, v. 308, S2-S11, 2010.

CASIMIRO, A. C. R.; VIZINTIM-MARQUES, A. C.; CLARO-GARCIA, A.; GARCIA, D. A. Z.; DE ALMEIDA, F. S.; ORSI, M. L. Hatchery fish stocking: case study, current Brazilian state, and suggestions for improvement. **Aquaculture International**, v. 30(5), p. 2213-2230, 2022.

COWX, I. G. Stocking strategies. **Fisheries management and ecology**, v. 1(1), p. 15-30, 1994.

DOMINGUES, W.; DE AZEVEDO, R. F.; GOMES, L. C. Risco ambiental decorrente de decisões carentes de suporte técnico: peixamento como “reparação de danos” por crime de pesca. **Direito Sem Fronteiras**, v. 1(1), 2017.

GOMES, L. DE C. P. Atividade pesqueira: Antecedentes históricos e regulação. **Câmara dos Deputados. Legislação sobre pesca e aquicultura [recurso eletrônico]: dispositivos constitucionais, leis e decretos relacionados a pesca e aquicultura**. Brasília: Câmara dos Deputados, p. 11- 20, 231 p. 2015. <https://www.pescamadora.com.br/wp-content/uploads/Legislacao-Sobre-Pesca-e-Aquicultura.pdf>. Acessado em 10/08/2022

HINDAR, K.; RYMAN, N.; UTTER, F. Genetic effects of aquaculture on natural fish populations. **Aquaculture**, v. 98(1-3), p. 259-261, 1991.

JOHNSON M. S. Measuring and interpreting genetic structure to minimize the genetic risks of translocations. **Aquaculture Research**, v.31, p.133-143, 2000.

LIMA-JUNIOR, D. P.; PELICICE, F. M.; VITULE, J. R. S.; AGOSTINHO, A. A. Aquicultura, Política e Meio Ambiente no Brasil: Novas propostas e velhos equívocos. **Natureza & Conservação**, v. 10(1), p. 88-91, 2012.

LORENZEN, K. Population dynamics and potential of fisheries stock enhancement: practical theory for assessment and policy analysis. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 360(1453), p. 171-189, 2005.

LORENZEN, K. Understanding and managing enhancement fisheries systems. **Reviews in Fisheries Science**, v. 16(1-3), p. 10-23, 2008.

MITTELBACH, G. G.; TURNER, A. M.; HALL, D. J.; RETTIG, J. E.; OSENBERG, C. W. Perturbation and resilience: a long-term, whole-lake study of predator extinction and reintroduction. **Ecology**, v. 76(8), p. 2347-2360, 1995.

- MONOLY, B. W.; LENANTON, R.; JACKSON, G.; NORRIS, J. Stock enhancement as a fisheries management tool. **Fish Biology and Fisheries**, v. 13, p. 409-432, 2003.
- ORSI, M. L.; BRITTON, J. R. Long-term changes in the fish assemblage of a neotropical hydroelectric reservoir. **Journal of Fish Biology**, v. 84(6), p. 1964-1970, 2014.
- PAINE, R. T. A note on trophic complexity and community stability. **The American Naturalist**, v. 103(929), p. 91-93, 1969.
- PAINE, R. T. A conversation on refining the concept of keystone species. **Conservation Biology**, p. 962-964, 1995.
- PELICICE, F. M.; AGOSTINHO, A. A. Fish-passage facilities as ecological traps in large neotropical rivers. **Conservation biology**, v. 22(1), p. 180-188, 2008.
- PELICICE, F.M.; VITULE, J.R.S.; LIMA JUNIOR, D.P.; ORSI, M.L.; AGOSTINHO, A. A. A serious new threat to Brazilian freshwater ecosystems: the naturalization of nonnative fish by decree. **Conservation Letters**, v. 7(1), p. 55-60, 2014.
- QUIRÓS, R.; MARI, A. Factors contributing to the outcome of stocking programmes in Cuban reservoirs. **Fisheries Management and Ecology**, Oxford, v. 6(3), p. 241-254, 1999.
- RAHEL, F. J. Unauthorized fish introductions: fisheries management of the people, for the people, or by the people? **American Fisheries Society Symposium**, p. 1-443, 2004.
- RAHEL, F. J. Biogeographic barriers, connectivity and homogenization of freshwater faunas: it's a small world after all. **Freshwater biology**, v. 52(4), p. 696-710, 2007.
- SINCLAIR, A. R. E. Mammal population regulation, keystone processes and ecosystem dynamics. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences**, v. 358(1438), p. 1729-1740, 2003.
- SOULÉ, M. E.; ESTES, J. A.; MILLER, B.; HONNOLD, D. L. Strongly interacting species: conservation policy, management, and ethics. **BioScience**, v. 55(2), p. 168-176, 2005.
- SOUSA, A. D.; CARVALHO, D. C.; MELO, D. C.; SEERIG, A. S.; OLIVEIRA, D. A. A.; RIBEIRO, L. P.; ... FARIA, P. M. C. A utilização de baixo número de matrizes em piscicultura: perda de recursos genéticos para programas de repovoamento. **Revista Brasileira de Reprodução Animal**, v. 30(3/4), p. 100-104, 2006.
- SMITH, D. W.; PETERSON, R. O.; HOUSTON, D. B. Yellowstone after wolves. **BioScience**, v. 53(4), p. 330-340, 2003.
- TERBORGH, J.; LOPEZ, L.; NUÑEZ, P.; RAO, M.; SHAHABUDDIN, G.; ORIHUELA, G.; ... BALBAS, L. Ecological meltdown in predator-free forest fragments. **Science**, v. 294(5548), p. 1923-1926, 2001.
- VEHANEN, T. Fish and Fisheries in large regulated peaking-power river reservoirs in northern Finland, with special reference to the efficiency of brown trout and rainbow trout stocking. **Regulated Rivers: Research & Management**, Chichester, v.13(1), p. 1-11, 1997.

VIEIRA, F.; DOS SANTOS POMPEU, P. Peixamentos: uma alternativa eficiente? **Ciência Hoje**, p. 28-33, 2001.

VITULE, J. R. S.; SKÓRA, F.; ABILHOA, V. Homogenization of freshwater fish faunas after the elimination of a natural barrier by a dam in Neotropics. **Diversity and Distributions**, v. 18(2), p. 111-120, 2012.

CAPÍTULO 1

PEIXAMENTO: Estudo de caso, estado atual brasileiro e sugestões para aprimoramento. (HATCHERY FISH STOCKING: Case Study, Current Brazilian State and suggestions for improvement.)







Armando Cesar Rodrigues Casimiro, Ana Carolina Vizintim Marques, Alexander Claro-Garcia, Diego Azevedo Zoccal Garcia, Fernanda Simões de Almeida, Mário Luís Orsi.

Capitulo redigido e publicado segundo as normas da revista Aquaculture International (ISSN: 1573143X, 09676120). Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10499-022-00898-4>

Aquaculture International
<https://doi.org/10.1007/s10499-022-00898-4>



Hatchery fish stocking: case study, current Brazilian state, and suggestions for improvement

Armando Cesar Rodrigues Casimiro^{1,2}  · Ana Carolina Vizintim Marques²  ·
Alexander Claro-Garcia³  · Diego Azevedo Zoccal Garcia²  ·
Fernanda Simões de Almeida⁴  · Mário Luís Orsi² 

Received: 13 December 2021 / Accepted: 9 May 2022
© The Author(s), under exclusive licence to Springer Nature Switzerland AG 2022

HATCHERY FISH STOCKING: Case Study, Current Brazilian State and suggestions for improvement

Armando Cesar Rodrigues Casimiro^{1,2}, Ana Carolina Vizintim Marques², Alexander Claro-Garcia³, Diego Azevedo Zoccal Garcia², Fernanda Simões de Almeida⁴, Mário Luís Orsi².

1 Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, Centro de Ciências Biológicas, Departamento de Biologia Animal e Vegetal, Universidade Estadual de Londrina (UEL), Londrina, Paraná, Brazil
armandocesar82@yahoo.com.br

2 Centro de Ciências Biológicas, Departamento de Biologia Animal e Vegetal, Laboratório de Ecologia de Peixes e Invasões Biológicas, Universidade Estadual de Londrina, Rodovia Celso Garcia Cid, PR 445, Km 380, Campus Universitário, Caixa Postal 10.001, 86057-970 Londrina, Paraná, Brazil.

3 Sinop, Mato Grosso, Brazil.

4 Centro de Ciências Biológicas, Departamento de Biologia Geral, Universidade Estadual de Londrina, Rodovia Celso Garcia Cid, PR 445, Km 380, Campus Universitário, Caixa Postal 10.001, 86057-970 Londrina, Paraná, Brazil

Autors ORCID numbers:

Armando Cesar R. Casimiro: 0000-0001-8826-5609

Ana Carolina Vizintim Marques: 0000-0003-4978-9260

Alexander Claro-Garcia: 0000-0002-9966-6114

Diego Azevedo Zoccal Garcia: 0000-0001-5709-6347

Fernanda Simões de Almeida: 0000-0002-0130-5047

Mário Luís Orsi: 0000-0001-9545-4985

Abstract

Hatchery fish stocking is one of the main actions adopted as a form of conservation and replacement of fishing stocks. Under Brazilian law, the release of fish has become mandatory and is seen as one of the main ways of mitigating the negative effects on fish populations and preserving the ichthyofauna. Since its institution, the efficiency of this method has been questioned by the Brazilian scientific community, due to the lack of monitoring based on scientific criteria. The objective of this work was to discuss the few available reports and to analyze their deficiencies and analyze the real risks and/or benefits arising from the methodologies employed in hatchery stocking activities developed in Brazil. For this, three different studies developed in the Paranapanema River,

Southeast / South of Brazil, were evaluated seeking evidence of the efficiency or inefficiency of these actions, such as management of the conservation of fish species and stocks. Our analysis shows that this management policy is poorly evaluated, and review of the planning of the stocking programs is essential, seeking to improve, update, modernize, and unify the knowledge of the producing stations with respect to the existing ecological and genetic studies, aiming at better monitoring and greater effectiveness in the results advance. Also, a protocol is suggested to standardizing and guide new conservationist policies of hatchery fish stocking.

Keywords: Conservation; Dams; Fisheries; Fresh water; Mitigation policies; Repopulation.

Introduction

Hatchery fish stocking in continental waters is one of the most widely applied management actions (Welcomme and Bartley 1998; Araki and Schmid 2010); also known as fish stocking or stock enhancement, this practice corresponds to management strategies that involve the release of fish from aquaculture hatchery stations with the intention of enhance, preserving, or restoring the ichthyofauna in the environment (Lorenzen 2008). It can be: (i) conservational (stock enhancement), with the intention of re-establishing and/or supplement viable populations of target species and maintain a sustainable stock of target populations; (ii) and/or socioeconomic (fish stocking), aiming to restore the fishing stock to maintain professional fishing activities and encourage fishing tourism (Lorenzen 2005; Araki and Schmid 2010).

Two basic types of aquaculture hatchery stations are considered: (1) hatchery stations whose purpose is commercial and recreational production, (2) hatchery stations with conservation purposes whose main focus is the conservation of natural resources; in this case, the product of this activity is not only intended to increase the stock of populations in the natural environment, but also to maintain the viability of wild populations (genetic variability) (Araki and Schmid 2010).

In Brazil, hatchery stocking has been widely used since the construction of the first hydroelectric dams and the formation of reservoirs, aiming to mitigate the impacts on fishery

resources. However, after the approval of the Hunting and Fishing Code (Federal Decree No. 23.672 of 1934) and the subsequent addition through the Fishing Code (Decree-Law No. 794 of 1938), several conservation measures became mandatory, such as the construction of structures aimed at the conservation of ichthyofauna, whether by ladders or aquaculture hatchery stations (Agostinho and Gomes 2005; Gomes 2015).

Decree-Law No. 221 of 1967, revoked and replaced Decree-Law No. 794 of 1938, becoming the main legal reference to regulate fishing activity in the country (Gomes 2015). Thus, the Superintendency of Fisheries Development (SUDEPE), linked to the Ministry of Agriculture, was delegated the task of determining the best mechanism for the protection of aquatic fauna in watercourses altered by dams, and through Ordinance No. 46/SUDEPE (27/01/1971) made the presence of at least one aquaculture hatchery station mandatory in each sub-basin that has a dam. Thus, hatchery stocking became a mandatory management action linked to concessions for the use of hydroelectric reservoirs.

“Art. 4 - The obligations of dam owners or concessionaires:”

“c) carry out, directly or through specialized agencies, public or private, the research necessary for the development of programs and the creation and expansion of possibilities for the rational exploration of fishery production in inland waters, by amateurs or professionals, in accordance with norms established by SUDEPE;”

Thus, the hatchery stocking is still considered by much of society as a positive practice (common sense); often encouraged by the media and politicians as electoral marketing, as part of the celebration of festive dates, environmental education strategy, or as a compensatory measure for environmental impacts (Agostinho et al. 2010; Domingues et al. 2017). However, in Brazil, little has been done to study the results of these activities. Thus, fish stocking has been carried out deliberately, without the adoption of technical criteria that could assess its effectiveness for conservation or for restoring fish stocks, disregarding the risks associated with not monitoring hatchery stocking

measures (Cowx 1994; Vehanen 1997; Quirós and Mari 1999; Monoly et al. 2003; Agostinho et al. 2004; Araki and Schmid 2010; Domingues et al. 2017).

For analysing this situation, we studied the stocking programs carried out between 1999 and 2014 in the reservoirs of Jurumirim, Chavantes, Salto Grande, Canoas II, Canoas I, Capivara, Taquaruçu, and Rosana hydroelectric plants installed in the main channel of the Paranapanema river (upper Paraná river basin), hatchery stocking programs were carried out using seven species native to the basin. This important tributary of the upper Paraná River is a typical Brazilian river in that its natural characteristics have been largely modified by the effects of cascading reservoir construction, removal of riparian vegetation, pollution with industrial and urban effluents, and introduction of non-native species (Orsi 2010; Orsi et al. 2016; Casimiro et al. 2018; Garcia et al. 2018; Jardulli et al. 2020). In this context, the objective of this study was: i) to discuss the methodologies used to carry out these management actions and the real risks and benefits arising from methodologies employed in the stocking activity required by law; ii) with the results of different studies; redefine improvement of the quality of monitoring programs with more specific scientific criteria, because the available data are insufficient for drawing conclusions with respect to the effects of stocking at the species and population level iii) present successful methodologies and technologies already used in other countries that can help to improve hatchery stocking efforts and socio-environmental and conservation actions inherent to the activity in Brazil; iv) suggest a new protocol willing to standardizing and guide new conservationist policies of hatchery fish stocking.

Material and methods

Study area

The Paranapanema river basin covers 106 thousand square kilometers and encompasses 247 municipalities, being considered one of the largest tributaries of the Upper Paraná River basin (ANA, 2016). Its waters travel approximately 930 km through the interior of the continent until they flow into the left bank of the Paraná River (Pontal do Paranapanema) (ANA 2016). Its route is divided into three sections: Upper, Middle, and Lower Paranapanema (Sampaio 1944). The Upper Paranapanema

river is 180 km long from the springs to the confluence of the Itapetininga river with the Apiaí-Guaçu river (Sampaio, 1944). From the confluence of these two rivers, the Middle Paranapanema river begins, running 328 km to the hydroelectric dam of Salto Grande (Sampaio, 1944). The lower Paranapanema river is 421 km long and runs from the Salto Grande dam to its mouth in the Paraná river (Pontal do Paranapanema) (Sampaio 1944).

Its use for energy purposes began in 1936 with the works of the Paranapanema Hydroelectric Power Plant, in Piraju – São Paulo (Electromemory Project 2017). Currently, this constitutes a series of 11 cascading reservoirs, three of which are private (Piraju, Paranapanema, and Ourinhos) while the others (Jurumirim, Chavantes, Salto Grande, Canoas II, Canoas I, Capivara, Taquaruçu, and Rosana) are state-owned, with temporary use concessions granted to private companies (Orsi et al. 2016).

Data collection

Prospecting and Review

The information used in the analysis was extracted from technical documents. The sources consulted were:

I - Fishery Production Monitoring Program Report obtained in a non-continuous way, arising from the survey of professional fishing activity (fishing stock) developed between the years 2010 and 2016, cataloged by the company Duke Energy International Geração Paranapanema, in the reservoirs of Jurumirim (2010 and 2014), Chavantes (2010, 2013, and 2015), Salto Grande (2010, 2014, and 2016), Canoas II (2016), Canoas I (2016), Capivara (2010), Taquaruçu (2010 and 2015), and Rosana (2013, 2015, and 2016) listing the main fish species related to professional fishing activity, in the entire set of reservoirs under its concession;

II - data from ecological and genetic analysis of eggs, larvae, and juveniles resulting from the Research and Development (R&D) project (Projeto de Pesquisa e Desenvolvimento – P&D) developed between 2012 and 2015, entitled “Development and application of an innovative method for evaluating the main areas of recruitment in the middle and lower portions of the Paranapanema

River, as a mechanism for optimizing stock enhancement conservation and recovery programs” (Orsi et al. 2016);

III - reports of the Hatchery Stocking Program (Stock Enhancement) of the concessionaire Duke Energy Internacional Geração Paranapanema (1999 to 2014).

Due to the methodology used during the Fishery Production Monitoring Program, the precise identification of the species captured by commercial fishermen became infeasible, making it necessary to use ethnospecies and in certain cases the grouping of two or more species in a single ethnospecies.

These data will be jointly evaluated looking for evidence of the effectiveness and increase in capture (fishing stock or during monitoring) of the seven target species of the fish stocking program.

Results

In the survey of the fishing stock, it was possible to identify the volume of fish produced and the main species of commercial interest captured by professional fishermen in the studied reservoirs; corresponding to 47 species, distributed in 20 families and six orders (Table 1).

Table 1. Main species identified in the fisheries production monitoring program and the representativeness of biomass capture (relative frequency RF%) in eight reservoirs located in the Paranapanema river basin, between the years of 2010 and 2016. (Duke Energy)

Order	Family	Ethnospecies	Scientific Name	RF(%)	
Cypriniformes	Cyprinidae	Carpa	<i>Cyprinus carpio</i> Linnaeus 1758	0.15	
Characiformes	Erythrinidae	Traíra/Lobó	<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch 1794)	12.09	
	Cynodontidae	Dourado-facão, Cadela	<i>Rhaphiodon vulpinus</i> Spix & Agassiz 1829	0.12	
	Serrasalminidae	Pacu-CD		<i>Metynnis lippincottianus</i> (Cope 1870)	0.77
		Pacuguaçu/ Pacu		<i>Piaractus mesopotamicus</i> (Holmberg 1887)	4.95
		Piranha		<i>Serrasalmus maculatus</i> Kner 1858	6.27
	Anostomidae	Piapara		<i>Megaleporinus obtusidens</i> (Valenciennes 1837)	3.96
		Piaussu		<i>Megaleporinus macrocephalus</i> (Garavello & Britski 1988)	1.01
Piau-três-pintas Piau-ferreirinha			<i>Leporinus friderici</i> (Bloch 1794)	7.41	
Campineiro			<i>Leporinus octofasciatus</i> Steindachner 1915 <i>Schizodon intermedius</i> Garavello & Britski 1990	5.46	

		Taguara Ximborê	<i>Schizodon nasutus</i> Kner 1858	1.44
	Curimatidae	Saguiru	<i>Cyphocharax</i> spp. Fowler 1906 <i>Steindachnerina insculpta</i> (Fernández-Yépez 1948)	0.35
	Prochilodontidae	Curimbata	<i>Prochilodus lineatus</i> (Valenciennes 1837)	6.32
	Triporthidae	Sardinha	<i>Triporthus angulatus</i> (Spix & Agassiz 1829)	0.02
	Briconidae	Piracanjuba	<i>Brycon orbignyanus</i> (Valenciennes 1850)	0.05
		Tabarana	<i>Salminus hilarii</i> Valenciennes 1850	0.04
		Dourado	<i>Salminus brasiliensis</i> (Cuvier 1816)	0.08
	Acestrorhynchidae	Peixe cachorro	<i>Acestrorhynchus lacustris</i> (Lütken 1875)	0.05
	Characidae	Lambari	<i>Astyanax</i> spp. Baird & Girard 1854	2.54
		Piquira	<i>Odontostilbe pequirá</i> (Steindachner 1882)	1.50
Gymnotiformes	Gymnotidae	Tuvira	<i>Gymnotus carapo</i> Linnaeus 1758	0.01
Siluriformes	Callichthyidae	Caborja	<i>Hoplosternum littorale</i> (Hancock 1828) <i>Callichthys callichthys</i> (Linnaeus 1758)	0.15
	Loricariidae	Cascudos	<i>Hypostomus regani</i> (Ihering 1905) <i>Hypostomus margaritifer</i> (Regan 1908) <i>Hypostomus albopunctatus</i> (Regan 1908) <i>Megalancistrus parananus</i> (Peters 1881) <i>Pterygoplichthys ambrosettii</i> (Holmberg 1893)	2.57
	Heptapteridae	Bagre	<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard 1824)	0.17
	Doradidae	Mandi-capeta, Armal	<i>Pterodoras granulatus</i> (Valenciennes 1821)	2.49
	Pimelodidae	Perna-de-moça Mandi-boca-de- velha Mandi-guaçu Barbado Pintado	<i>Hypophthalmus edentatus</i> Spix & Agassiz 1829 <i>Iheringichthys labrosus</i> (Lütken 1874) <i>Pimelodus maculatus</i> Lacepède 1803 <i>Pinirampus pirinampu</i> (Spix & Agassiz 1829) <i>Pseudoplatystoma corruscans</i> (Spix & Agassiz 1829)	0.05 18.17 1.45 0.04

		Jurupencê, Bico de Pato	<i>Sorubim Lima</i> (Bloch & Schneider 1801)	0.009
		Jaú	<i>Zungaro</i> sp. (Humboldt 1821)	0.01
	Clariidae	African Catfish	<i>Clarias gariepinus</i> (Burchell 1822)	0.001
Cichliformes	Cichlidae	Apaiari, Apairi	<i>Astronotus crassipinnis</i> (Heckel 1840)	0.17
		Tucunare/ Peacock bass	<i>Cichla</i> spp. Bloch & Schneider 1801	2.56
		Joaninha, Jacundá, Patrona	<i>Crenicichla</i> spp. Heckel 1840	0.03
		Porquinho	<i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard 1824)	0.31
		Nile Tilapia, Tilapia	<i>Oreochromis niloticus</i> (Linnaeus 1758)	5.52
		Acaragé, Acará, Zoiudo	<i>Satanoperca pappaterra</i> (Heckel 1840)	0.09
Perciformes	Sciaenidae	Silver Croaker, Corvina	<i>Plagioscion squamosissimus</i> (Heckel 1840)	11.62

The ethnospecies of commercial interest with the highest representation in the captured species (in biomass - kg) were the Mandis (*I. labrosus* and *P. maculatus* - Pimelodidae) (18.17%), Traíra/Lobó (*H. malabaricus* - Erythrinidae) (12.09%), and the Silver Croaker/Corvina (*P. squamosissimus* - Sciaenidae) (11.62%). Among the ten most representative ethnospecies, some of the target species of stock enhancement initiatives were found, such as Piau-três-pintas (*L. friderici* - Anostomidae), Curimbatá (*P. lineatus* - Prochilodontidae), Pacuguaçu/Pacu (*P. mesopotamicus* - Serrasalminidae) and Piapara (*M. obtusidens* - Anostomidae). The other species targeted for stock enhancement had low representation, such as: Dourado (*S. brasiliensis* – Bryconidae), Piracanjuba (*B. orbignyanus* – Bryconidae), and Lambari (*Astyanax* spp – Characidae) (Table 2).

Table 2. Ethnospecies, Biomass (kg), and Relative frequency (RF%) of the biomass of the ten main ethnospecies captured by the fishing communities present in eight reservoirs of the Paranapanema River.

	Ethnospecies	Biomass (kg)	RF(%)
1	Mandi	51 605	18.17
2	Traira	34 342	12.09
3	Silver Croaker/Corvina	33 005	11.62
4	Piau-tres-pintas	21 062	7.41
5	Curimbatá	17 940	6.32
6	Piranha	17 800	6.27
7	Tilapia	15 688	5.52

8 Campineiro	15 516	5.46
9 Pacuguaçu/ Pacu	14 073	4.95
10 Piapara	11 248	3.96

Source: Duke Energy Internacional Geração Paranapanema Fisheries Stock Reports (2010 to 2016).

The survey of fishing stock data carried out by the concessionaire of the reservoirs enabled the estimation of productivity ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{year}^{-1}$), yield ($\text{ton}\cdot\text{year}^{-1}$), and abundance (Capture per Unit of Effort - CPUE) ($\text{kg}\cdot\text{fisherman}^{-1}\cdot\text{day}^{-1}$) (Table 3), and revealed high variation between the minimum and maximum yields, with the minimum = $0.145\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{year}^{-1}$ for the Capivara reservoir in 2010, and the maximum = $6.431\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{year}^{-1}$ for the Salto Grande reservoir in 2016, with average productivity for the basin, during the evaluated period, of $2.034\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{year}^{-1}$. Yields also showed high variation between reservoirs, ranging from $3.929\text{ton}\cdot\text{year}^{-1}$ for the Canoas II reservoir in 2016 and $42.842\text{ton}\cdot\text{year}^{-1}$ for the Chavantes reservoir in 2015, with an average yield for the entire basin of $17.75\text{ton}\cdot\text{year}^{-1}$. The same occurred for the CPUE, with minimum values of $3.344\text{kg}\cdot\text{fisherman}^{-1}\cdot\text{day}^{-1}$ for the Capivara reservoir in 2016 and maximum values of $19.171\text{kg}\cdot\text{fisherman}^{-1}\cdot\text{day}^{-1}$ for the Rosana reservoir in 2015, with an average CPUE for the entire basin of $8.838\text{kg}\cdot\text{fisherman}^{-1}\cdot\text{day}^{-1}$.

Table 3. Productivity, Yield, CPUE, and Main ethnospecies captured in the Paranapanema River reservoirs in the years evaluated by the concessionaire responsible (2010 to 2016) (Duke Energy). * The five most representative species by weight (kg)

Reservoir	Year	Productivity ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{year}^{-1}$)	Yield ($\text{ton}\cdot\text{year}^{-1}$)	CPUE ($\text{kg}\cdot\text{fisherman}^{-1}\cdot\text{day}^{-1}$)	Main Ethnospecies *
Rosana	2013	1.052	23.151	15.231	Mandi, Corvina, Armal, Piau, Pacuguaçu
	2015	0.976	21.471	19.171	Mandi, Corvina, Traíra, Campineiro, Armal
	2016	0.417	9.176	6.274	Corvina, Mandi, Armal, Traíra, Campineiro
Taquaruçu	2010	1.526	12.223	7.319	Corvina, Campineiro, Mandi, Piau, Cascudo
	2015	1.335	10.691	8.485	Mandi, Corvina, Barbado, Piau, Tucunaré
Capivara	2010	0.145	8.377	3.344	Mandi, Traíra, Corvina, Piau, Campineiro
Canoas I	2016	5.656	17.450	5.157	Tilápia, Mandi, Curimatá, Pacuguaçu, Corvina

Canoas II	2016	1.745	3.929	7.796	Mandi, Curimbatá, Piavas, Pacuguaçu, Tilápia
	2010	4.573	5.579	4.772	Curimbatá, Cascudo, Pacuguaçu, Piau, Campineiro
Salto Grande	2014	6.431	7.846	4.904	Traíra, Cascudo, Campineiro, Piranha, Mandi
	2016	4.902	5.980	5.339	Cascudo, Mandi, Campineiro, Traíra, Piranha
Chavantes	2010	0.292	11.682	4.663	Mandi, Corvina, Traíra, Tilápia, Pacuguaçu
	2013	0.961	38.425	16.010	Mandi, Corvina, Traíra, Pacuguaçu, Tilápia
	2015	1.071	42.842	15.085	Mandi, Corvina, Traíra, Pacuguaçu, Campineiro
Jurumirim	2010	0.619	27.778	5.545	Traíra, Curimbatá, Piava, Mandi, Piapara
	2014	0.835	37.478	12.328	Piau, Traíra, Piapara, Curimbatá, Piranha
Average		2.034	17.75	8.839	

Source: Duke Energy Internacional Geração Paranapanema Fisheries Stock Reports (2010 to 2016).

Between 1999 and 2014, the company Duke Energy Internacional Geração Paranapanema, was the concessionaire responsible for the hatchery stocking program carried out in eight reservoirs located in the Paranapanema River basin. During this period, the concessionaire released 15 234 700 juveniles of seven species native to the basin: Pacu-guaçu (*P. mesopotamicus* - Serrasalminidae); Piapara (*M. obtusidens* - Anostomidae); Piau-três-pintas (*L. friderici* - Anostomidae); Curimbatá (*P. lineatus* - Prochilodontidae); Piracanjuba (*B. orbignyanus* - Bryconidae); Dourado (*S. brasiliensis* - Bryconidae); and Lambari-de-rabo-amarelo (*A. lacustris* - Characidae). Of the seven species targeted by the stock enhancement, five species were sampled during the development of the Research and Development (R&D) project: *P. mesopotamicus* and *P. lineatus* in the middle region; and *M. obtusidens*, *L. friderici*, and *A. lacustris* in the middle and lower regions of the Paranapanema River (Table 4).

Table 4. Species, absolute number of juveniles released in the fisheries management program between 1999 and 2014, and absolute number and relative frequency (%) of eggs, larvae, or juveniles collected in the Research and Development (R&D) project (Orsi et al. 2016), in the reservoirs that were the focus of the studies, located in the Paranapanema River basin.

Species	Ethnospecies	Release	Sample Project R&D	Relative frequency (%)
<i>Piaractus mesopotamicus</i>	Pacuguaçu	6 296 500	29	0.0005
<i>Prochilodus lineatus</i>	Curimbatá	4 953 200	21	0.0004
<i>Megaleporinus obtusidens</i>	Piapara	814 000	38	0.0047
<i>Brycon orbignyanus</i>	Piracanjuba	1 937 000	0	0.0000
<i>Leporinus friderici</i>	Piau-três-pintas	310 000	145	0.0468
<i>Salminus brasiliensis</i>	Dourado	104 000	0	0.0000
<i>Astyanax lacustris</i>	Lambari-de-rabo-amarelo	820 000	154	0.0188
TOTAL		15 234 700	387	0.0025

Discussion

The large increase in the formation of hydroelectric reservoirs and their negative impacts on fish community, especially on migratory species, are widely known (Winemiller et al. 2016; Su et al. 2021). These reservoirs, because they occupy large areas, can fragment fish populations, alter and block their migration routes, and make the spawning, growth, and development of these organisms infeasible due to mechanisms associated with the operation of dams that end up changing the pulses from flood to ebb in these environments (Agostinho et al. 2007; Winemiller et al. 2016; Su et al. 2021).

Brazil currently has approximately 217 water reservoirs with hydroelectric power plants with operating permits (ANEEL 2019), and fishing activities constitute one of the most important secondary uses (Agostinho et al. 2007). The professional fishing activities, in general, are carried out in an artisanal way and on a small scale, constituting an important source of income and food for the poorest population (Agostinho et al. 2007), while sport fishing has been spreading more and more,

generating income and leisure for the population around the reservoirs (Albano and Vasconcelos 2013).

The goal of fish stocking is the maintenance of the fish stock and any related activities such as: subsistence fishing, commercial fishing, and fishing tourism. Furthermore, this is one of the aims of the hatchery stocking programs pointed out in this study, the observed fishing stock results make it possible to quantify and rank the main species caught by professional fishermen in the reservoirs of the Paranapanema River. However, although the species that are the focus of hatchery stocking activities are present in the captures, little is known about their origin (natural or hatchery) or the contribution of this effort to the maintenance of their populations.

Even though, at first, one can consider a certain success in the hatchery stocking program, due to the representation of the capture of some focus species (*Leporinus friderici*, *Prochilodus lineatus*, *Piaractus mesopotamicus*, and *Megaleporinus obtusidens*) this consideration can be considered unfounded, as no specific studies have been carried out to gain knowledge of the successful development of individuals arising from release, the possible loss of fitness, or the occurrence of inbreeding, exogamy, or outbreeding (Pimentel et al. 2020).

The contribution of released individuals to increasing the target population is difficult to measure, as many environmental and ecological factors can affect the size of these populations (Araki and Schmid 2010), which is why proper planning of fish stocking is critical. Methodologies for evaluation of the results of stocking programs are available, such as molecular biological techniques which enable the characterization and comparison of different individuals, populations, or species (Allendorf et al. 1987; Lowe et al. 2004; Araki and Schmid 2010, Hilsdorf and Caneppele 2021).

Regarding fishery stock productivity data, Quiroz (1999), found a negative relationship between reservoir sizes and their productivity, with small and shallower reservoirs tending to be more productive than large, deep reservoirs.

This was corroborated by the present study where reservoirs with flooded areas of less than 5000 hectares (50 km²) presented higher yields, ranging from: 6.431 (kg.ha⁻¹.year⁻¹) in Salto Grande,

to 1.745 (kg.ha⁻¹.year⁻¹) in Canoas II, with the lowest value found for the largest reservoir (Capivara) which covers 57600 hectares (576 km²) and presented the lowest productivity of 0.145 kg.ha⁻¹.year⁻¹.

It is worth mentioning the reduction in the representation of migratory species in the reservoirs, in particular the species of great commercial value. These are dependent on the maintenance of the natural conditions of the environment, such as: piaparas, piracanjubas, dorados, pintados, jaus, barbados, and jurupocas, among others. On the other hand, the increase in catches of non-native species such as silver croaker, tilapia, peacock bass, piaussu, and carp are a reality. Due to these factors, professional fishermen, with a lack of options, end up replacing fish of high productivity and good commercial value, with species with low productivity, demanding more effort and cost to capture, but with low commercial value (Agostinho et al. 2007).

The fishery stock yield data presented here differed from previous studies (Santos et al. 1995; Carvalho and Silva 1999). These showed a reduction in comparison to data obtained in the 1990s. Collecting historical information on productivity in these areas can be difficult, mainly due to the lack of cooperation of the parties involved in the exploitation; in this sense, variations in the productivity and yields of the reservoirs over the years would be difficult to ascertain. Associated with this, in recent years, new economic activities for sport and leisure (e.g., sport fishing, boating, camping) have emerged, causing a reduction in professional fishing and adding new variables that make it even more difficult to monitor these areas.

Hatchery stocking is commonly used in an attempt to mitigate impacts that cause the loss of fish stocks in aquatic environments and aims to improve recreational or commercial captures (fish stocking) and/or restore affected populations (stock enhancement) (Cowx 1994). Considering the number of juveniles released during the hatchery stocking program carried out, the development of post-release research is ineffective, with the rate of survival, growth, contribution to the fishing activity, occurrence of miscegenation with wild populations, and possible impacts remaining uncertain.

Thus, the lack of studies on the reservoirs that are the focus of these releases that can sustain the effectiveness of these stocking programs and the little effort to assess whether the investment and attention spent on the action generated satisfactory results, is a reality. Added to these factors, it is necessary to assess whether the populations of species targeted by hatchery stocking are suffering environmental restrictions that may be making their reproduction infeasible.

The results of the Research and Development (R&D) project, which captured low numbers of eggs, larvae, or juveniles of the species that were the focus of releases in the detected spawning areas, generate evidence of low reproductive effectiveness. Serious problems of inbreeding, exogamy, or loss of fitness (Araki et al. 2008, Pimentel et al. 2020), cannot be excluded.

Who, when, how, and where? Updates and Recommendations for Planning New Release Programs.

It is evident that each fish species that is the focus of hatchery stocking and its varied environments (marine, estuarine, or freshwater) requires specific methodologies and criteria; consequently, knowledge of the environment favors planning, feasibility analysis, and the objectives for subsequent choice of species, size of the juveniles to be released, and release areas that provide adequate shelter, feeding, and growth.

Methodological flaws in the choice of species, quantity, age, and size of stocked fingerlings (Agostinho et al. 2005; Leber et al. 2005), release season (Hervas et al. 2010), stocking effort (Agostinho et al. 2007), spawning time and high fishing pressure (Wright and Trippel 2009), differences in temperature and salinity (Wallin and Van Den Avyle 1995), increased stress from handling during release (Pitman and Gutreuter 1993; Wallin and Van Den Avyle 1995), and increased intraspecific competition due to high densities (Fenderson and Carpenter 1971; Kellison et al. 2002) are factors that must be considered, studied and evaluated on a case-by-case basis, as they can contribute to the failure of the entire activity. In addition to the production factors, some environmental aspects related to the current fishing model should also be considered, since the constant search for the largest specimens in this model has serious consequences for the sustainability

of fish populations in the long term. In particular, the reduction of the resilience of these animals (Conover and Munch 2002; Birkeland and Dayton 2005).

In regions where there is a reduction in stocks and a consequent reduction in fish shoals, the demographic effect can be significant, changing the reproductive time (length of the reproductive period) (Wright and Trippel 2009). This effect arises because individuals of many fish species spawn at different intervals within the same reproductive period and can produce more batches of eggs over a longer interval as they get older, thus extending their spawning duration (Wright and Trippel 2009). In this way, the production of many small batches of eggs over a long period of time within the same season and throughout life, decreases the variance and increases the average survival of the progeny (Wright and Trippel 2009). In addition, older females, in addition to being larger and more fertile, can produce progeny with greater survival capacity compared to progeny of younger females (Berkeley et al. 2004). Studies carried out with Black rockfish (*Sebastes melanops* – Sebastidae), found that larvae of older females have higher growth rates and greater ability to survive starvation when compared to larvae of younger females (Berkeley et al. 2004). The apparent mechanism involved is the increased supply of energy-rich triacylglycerol (TAG) lipids as females age. The volume of oil globules (TAG) presents in larvae at the time of egg laying increases with maternal age and is correlated with greater success in the growth and survival of their progeny (Berkeley et al. 2004).

For any release and repopulation program, knowing the survival rate of the released individuals and the number of individuals that will make up natural populations is the only way to measure the success of these conservation measures (Fairchild and Howell 2004). In this sense, when the fish stocking is aimed at increasing the population size of the desired species, and maintenance and sustainability of the wild stock, it is necessary to use more refined techniques for the production of fingerlings with adequate genetic variability and the use of methodologies to evaluate the interaction of natural with "cultured" offspring (Araki and Schmid 2010).

Araki and Schmid (2010) found negative effects arising from fish stocking activities in many publications when considering ecological and genetic aspects involving wild and fish-farming populations. In general, there is a loss of fitness with negative effects such as: miscegenation with wild populations, low survival rate and high vulnerability to predation, low reproductive success, behavioral changes, and lower growth rate when compared to natural populations. An alarming factor is the risk of the occurrence of the process of depression due to outcrossing or outbreeding, resulting from failures in the selection of matrices and the production of fingerlings, culminating in the release of animals not adapted to the local environment, which could seriously harm the efficiency of the program and the permanence of the species in the affected area (Wang and Ryman 2001; Araki et al. 2007; Araki et al. 2008; Pimentel et al. 2020).

In fish stocking studies carried out with White seabass (*Atractoscion nobilis* – Sciaenidae) a variable survival rates up to the legal minimum capture size (60 cm) was found, being conditioned by factors such as the release size (Hervas et al. 2010). Individuals released with a standard length of 20 cm had a survival rate of 1.5%, while individuals of 40 cm had a survival rate of 13.8%, demonstrating the importance of this characteristic to increase the survival rate (Hervas et al. 2010). However, the impacts of releasing very large individuals on the receiving community should not be disregarded and also need to be evaluated. In this sense, despite the long years of execution of fish stocking activity in Brazil, this type of information is not yet available.

In addition to the average release size, other studies (Wang and Ryman 2001; Araki et al. 2007; Araki et al. 2008; Hervas et al. 2010), have emphasized the importance of conducting the production process of fingerlings in fish farms using wild matrices of similar origin to those of the replacement focus populations.

These studies also revealed that the interferences promoted by artificial selection associated with the absence of natural selection processes in the production stations can lead to significant losses in the fitness of individuals, reducing their ability to survive and to interact with wild individuals (Wang and Ryman 2001; Araki et al. 2007; Araki et al. 2008; Hervas et al. 2010).

Hervas et al. (2010) were successful in applying modern technologies for hatchery fish stocking and introducing adequate monitoring such as; the use of wild matrices of local origin (local populations) with periodic renewal, the creation of fingerlings and juveniles up to an adequate size, carrying out the process of acclimatization of the juveniles in the release sites for longer periods, and evaluation of the survival rate associated with the season of the year in which they are released into the environment, allowed the obtention of successful results. This approach highlighted the rate of survival and fitness of the target species.

In fact, many questions still remain unanswered, but these questions could help in the evolution of environmental programs and aid their success. Studies carried out in other regions of the world have demonstrated the scope and relevance of the theme and that this practice, in addition to requiring adequate and multidisciplinary planning, requires continuous end-to-end monitoring throughout the productive, fishing, environmental, genetic, and engineering process (project planning phase).

In summary, proposals can be made aiming at the improvement and efficiency of studies on the hatchery fish stocking activity. Starting with, adequate planning and definition of their real objectives (replenishment of fish stocks and/or conservation), survey and improvement of release areas, proper selection of wild matrices, marking and identification of matrices, controlled paired mating, periodic renewal of wild matrices, use of molecular markers (Wang and Ryman 2001; Araki et al. 2007; Araki et al. 2008; Hervas et al. 2010). Moreover, monitoring survival rates (Fairchild and Howel 2004), evaluation of the conditions of the receiving environment, adequate acclimatization of the juveniles, evaluation of the best release period maximizing the survival rate, evaluation of the loss of fitness, inbreeding and exogamy (Wang and Ryman 2001; Araki et al. 2007; Araki et al. 2008; Hervas et al. 2010) is necessary.

Socio-environmental factors cannot be forgotten either, such as: identification, restoration, and protection of spawning areas, effective inspection, and environmental education (Figure 1).

Diagram to assist in planning new fish stocking projects

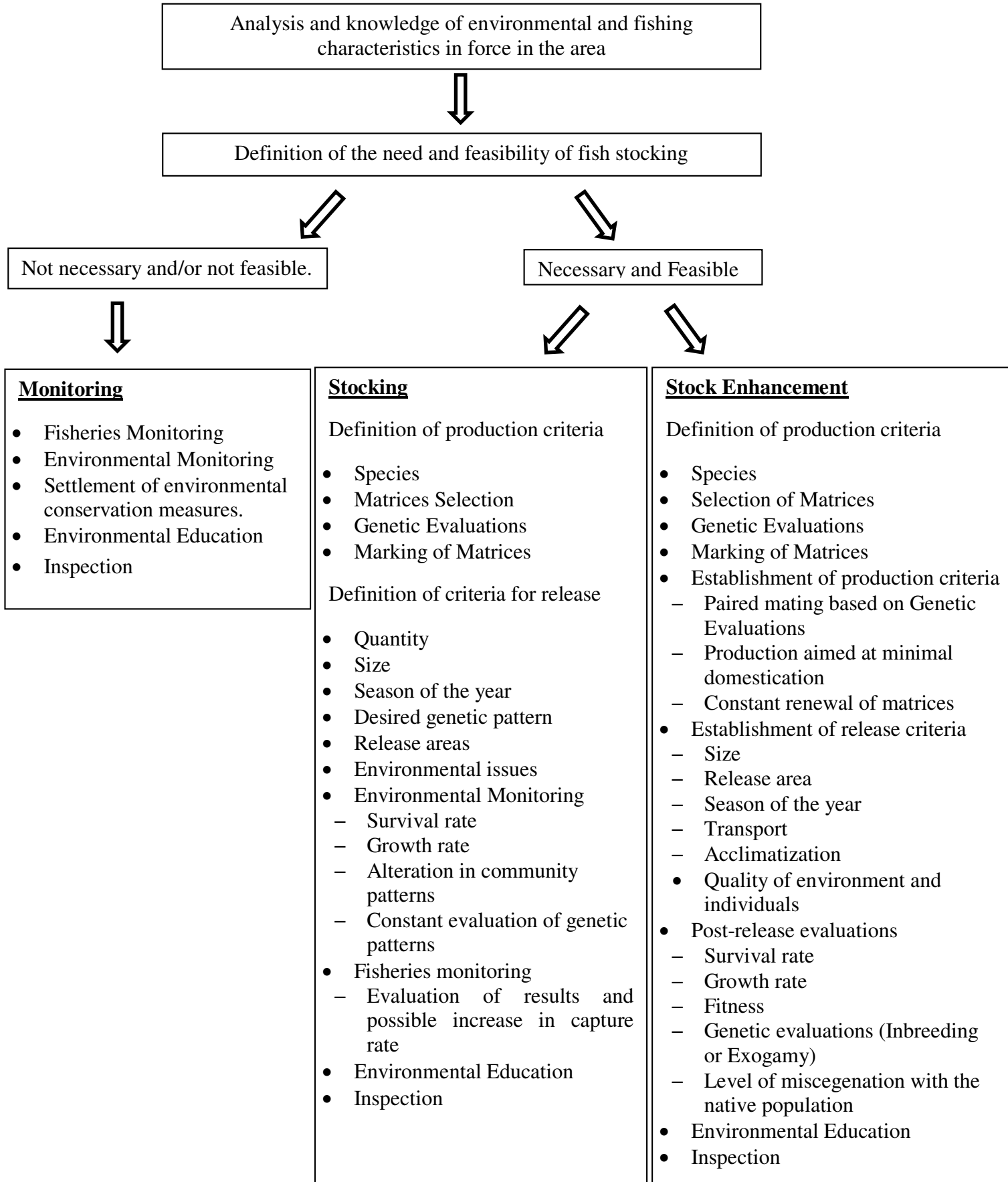


Figure 1 – Diagram showing the different criteria involved during the different steps of hatchery fish stocking.

Conclusion

Up till now, decision makers remain distant from science and do not understand that the absence of fish is not only due to fishing activity, but is also related to the degradation and environmental changes that have occurred in the systems as a result of the dams (Winemiller et al. 2016; Brauer and Beheregaray 2020). Such alterations compromise the support capacity of the environment and consequently the biodiversity of these areas. Although Brazilian environmental laws try to propose mitigation measures for environmental damage related to the fragmentation of the freshwater environment, it is evident that the fish stocking activity, as it has been carried out, has to be replanned. Thus, it is necessary to review and update environmental laws and employ multidisciplinary techniques associated with constant monitoring and standardization of the methodologies used.

The lack of ecological studies and adequate scientific monitoring to properly assess all stages of a hatchery fish stocking project is a reality, and good communication between the production, genetic, and environmental sectors is essential for the proper monitoring of the activity, aiming at the effectiveness of the program.

Adequate prior planning and clarity of the objective of the activities are essential, defining whether the focus of the fish stocking will have an ecological or social objective, or both, as these basic definitions direct the activity towards specific methodologies.

Acknowledgments

We would like to thank A. De Souza and E. S. Da Silva for helping with the fieldwork. Also, the Programa de Pos-Graduação em Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Londrina, Departamento de Biologia Animal e Vegetal do Centro de Ciências Biológicas, Brazil, for the assistance. Funding was provided to A.C.R.C. and A.C.V.M. by Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), Brazil – Código de Financiamento 001; postdoctoral scholarships of D.A.Z.G. was funded by China Three Gorges Corporation (CTG BRASIL) project N 11218/2018 UEL/FAUEL.

References

- Agostinho, A.A., L.C. Gomes, and J.D. Latini. 2004. Fisheries management in Brazilian reservoirs: lessons from/for South America. *Interciencia*, 29(6), 334-338.
- Agostinho, A.A., and L.C. Gomes. 2005. O manejo da pesca em reservatórios da bacia do alto rio Paraná: avaliação e perspectivas. Pp: 23-55. *Ecologia de Reservatórios: Impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata, 1st ed. RiMa Editora, São Carlos, 472p.*
- Agostinho, A.A., S.M. Thomaz, and L.C. Gomes. 2005. Conservation of the biodiversity of Brazil's inland waters. *Conservation biology*, 19(3), 646-652. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00701.x>
- Agostinho, A.A., L.C. Gomes and F.M. Pelicice. 2007. *Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil*. Maringá: EDUEM.
- Agostinho, A.A., F.M. Pelicice, S.M.L.C. Gomes and H.F. Júlio Jr. 2010. Reservoir Fish Stocking: When One Plus One May Be Less Than Two. *Brazilian Journal of Nature Conservation*, 8 (2):103-111. <https://doi.org/doi:10.4322/natcon.00802001>
- Agostinho, A.A., L.C. Gomes, N.C.L. Santos, J.C.G. Ortega, and F. M. Pelicice. 2016. Fish assemblages in Neotropical reservoirs: colonization patterns, impacts and management. *Fisheries Research*, 173, 26–36. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2015.04.006>
- AGENCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). 2016. *Plano Integrado de Recursos Hídricos da Unidade de Gestão de Recursos Hídricos Paranapanema*. Agencia Nacional das Águas – Brasília.
- Albano, C.J., and E.C. Vasconcelos. 2013. Análise de casos de pesca esportiva no Brasil e propostas de gestão ambiental para o setor. *Brazilian Journal of Environmental Sciences (Online)*, 28, 77-89.
- Allendorf, F.W., N. Ryman, and F.M. Utter. 1987. Genetics and fishery management. *Population genetics and fishery management*, 1-19.
- ANEEL (2019). Boletim de Informações Gerais. 1º Trimestre de 2019. <https://sigel.aneel.gov.br/portal/home/webmap/viewer.html?webmap=45374c61bd3e40e3a484878003fae937> (Acessado em 08/07/2021).
- Araki, H., W.R. Ardren, E. Olsen, B. Cooper, and M.S. Blouin. 2007. Reproductive success of captive-bred steelhead trout in the wild: evaluation of three hatchery programs in the Hood River. *Conservation Biology*, 21(1), 181-190. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00564.x>

- Araki, H., B.A. Berejikian, M.J. Ford, and M.S. Blouin. 2008. Fitness of hatchery-reared salmonids in the wild. *Evolutionary Applications*, 1(2), 342-355. <https://doi.org/10.1111/j.1752-4571.2008.00026.x>
- Araki, H., and C. Schmid. 2010. Is hatchery stocking a help or harm?: Evidence, limitations and future directions in ecological and genetic surveys. *Aquaculture*, 308, S2-S11. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2010.05.036>
- Berkeley, S. A., Chapman, C., & Sogard, S. M. 2004. Maternal age as a determinant of larval growth and survival in a marine fish, *Sebastes melanops*. *Ecology*, 85(5), 1258-1264. <https://doi.org/10.1890/03-0706>
- Birkeland, C., and P.K. Dayton. 2005. The importance in fishery management of leaving the big ones. *Trends in ecology & evolution*, 20(7), 356-358. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2005.03.015>
- Brauer, C.J., and L.B. Beheregaray. 2020. Recent and rapid anthropogenic habitat fragmentation increases extinction risk for freshwater biodiversity. *Evolutionary applications*, 13(10), 2857-2869. <https://doi.org/10.1111/eva.13128>
- Carvalho, E.D., and V.F.B. Silva. 1999. Aspectos ecológicos da ictiofauna e da produção pesqueira do reservatório de Jurumirim (Alto do rio Paranapanema, São Paulo). *Ecologia de Reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais (R. Henry ed.)*. FUNDIBIO, 769-800.
- Casimiro, A.C.R., D.A.Z. Garcia, A.P. Vidotto-Magnoni, J.R. Britton, A.A. Agostinho, F.S.D. Almeida, and M.L. Orsi. 2018. Escapes of non-native fish from flooded aquaculture facilities: the case of Paranapanema River, southern Brazil. *Zoologia (Curitiba)*, 35. <https://doi.org/10.3897/zoologia.35.e14638>
- Conover, D.O., and S.B. Munch. 2002. Sustaining fisheries yields over evolutionary time scales. *Science*, 297(5578), 94-96. DOI: 10.1126/science.1074085
- Cowx, I.G. 1994. Stocking strategies. *Fisheries management and ecology*, 1(1), 15-30.
- Domingues, W., R.F. de Azevedo, and L.C. Gomes. 2017. Risco ambiental decorrente de decisões carentes de suporte técnico: peixamento como “reparação de danos” por crime de pesca. *Direito Sem Fronteiras*, 1(1).
- Duke Energy. 2008. *Peixes do rio Paranapanema*. Horizonte Geográfico (2ª Ed), São Paulo, 112p.
- Eschmeyer, W. N., R. Fricke, and R. van der Laan (eds). 2021. *Catalog of Fishes: Genera, Species, References* (<http://researcharchive.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/fishcatmain.asp>). Electronic version accessed 13/09/2021.

- Fairchild, E.A., and W.H. Howell. 2004. Factors affecting the post-release survival of cultured juvenile *Pseudopleuronectes americanus*. *Journal of Fish Biology*, 65, 69-87. <https://doi.org/10.1111/j.0022-1112.2004.00529.x>
- Fenderson, O.C., and M.R. Carpenter. 1971. Effects of crowding on the behaviour of juvenile hatchery and wild landlocked Atlantic salmon (*Salmo salar* L.). *Animal Behaviour*, 19(3), 439-447. [https://doi.org/10.1016/S0003-3472\(71\)80096-9](https://doi.org/10.1016/S0003-3472(71)80096-9)
- Garcia, D.A.Z., J.R. Britton, A.P. Vidotto-Magnoni, and M.L. Orsi. 2018. 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(5), 1229-1241. <https://doi.org/10.1007/s10530-017-1623-x>
- Gomes, L.C.P. 2015. Atividade pesqueira: Antecedentes históricos e regulação. In: Câmara dos Deputados. Legislação sobre pesca e aquicultura [recurso eletrônico]: dispositivos constitucionais, leis e decretos relacionados a pesca e aquicultura. Brasília: Câmara dos Deputados, p. 11- 20, 231 p. <https://www.pescamadora.com.br/wp-content/uploads/Legislacao-Sobre-Pesca-e-Aquicultura.pdf>. Acessado em 10/08/2021
- Hervas, S., K. Lorenzen, M.A. Shane, and M.A. Drawbridge. 2010. Quantitative assessment of a white seabass (*Atractoscion nobilis*) stock enhancement program in California: Post-release dispersal, growth and survival. *Fisheries Research*, 105(3), 237-243. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2010.06.001>
- Hilsdorf, A.W.S. and D. Caneppele. 2021. Recursos genéticos e Repovoamento de peixes: dois lados da mesma moeda. *Revista de Recursos Genéticos - RG News* 7 (1).
- Jarduli, L.R., D.G.Z. Garcia, A.P. Vidotto-Magnoni, A.C.R. Casimiro, N.C. Vianna, F.S.A. Almeida, F.C. Jerep, and M.L. Orsi. 2020. Fish fauna from the Paranapanema River basin, Brazil. *Biota Neotropica*, 20(1). <https://doi.org/10.1590/1676-0611-BN-2018-0707>
- Kellison, G.T., D.B. Eggleston, and M. Tanaka. 2002. Density-dependent predation and implications for stock enhancement with Japanese flounder. *Journal of Fish Biology*, 60(4), 968-980. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2002.tb02421.x>
- Leber, K.M., R.N. Cantrell, and P.S. Leung. 2005. Optimizing cost-effectiveness of size at release in stock enhancement programs. *North American Journal of Fisheries Management*, 25(4), 1596-1608. <https://doi.org/10.1577/M04-093.1>
- Lorenzen, K. 2005. Population dynamics and potential of fisheries stock enhancement: practical theory for assessment and policy analysis. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 360(1453), 171-189. <https://doi.org/10.1098/rstb.2004.1570>
- Lorenzen, K. 2008. Understanding and managing enhancement fisheries systems. *Reviews in Fisheries Science*, 16(1-3), 10-23. <https://doi.org/10.1080/10641260701790291>

- Lowe, A., S. Harris, and P. Ashton. 2004. *Ecological Genetics: Design, Analysis, and Application*. Blackwell Publishing, Oxford: Blackwell Science Ltd 6-51.
- Lowe-McConnell, R.H. 1999. Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais. *Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais* (534-534).
- Molony, B.W., R. Lenanton, G. Jackson, and J. Norriss. 2003. Stock enhancement as a fisheries management tool. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 13(4), 409-432.
- Orsi, M.L. 2010. Estratégias reprodutivas de peixes da região média-baixa do rio Paranapanema, Reservatório de Capivara. *Blucher Acadêmico, São Paulo*. 116p.
- Orsi, M.L., F.S Almeida, A.C. Swarça, A. Claro-García, N.C. Vianna, D.A.Z. Garcia, and A. Bialetzki. 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. 136p.
- Pimentel, J.D.S.M., S. Ludwig, L.C. Resende, P.F.P. Brandão-Dias, A.H. Pereira, N.L. de Abreu, I.C. Rosse, A.P.V. Martins, et al. 2020. Genetic evaluation of migratory fish: Implications for conservation and stocking programs. *Ecology and evolution*, 10(19), 10314-10324. <https://doi.org/10.1002/ece3.6231>
- Pitman, V.M., and S. Gutreuter. 1993. Initial poststocking survival of hatchery-reared fishes. *North American Journal of Fisheries Management*, 13(1), 151-159. [https://doi.org/10.1577/1548-8675\(1993\)013%3C0151:IPSOHR%3E2.3.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8675(1993)013%3C0151:IPSOHR%3E2.3.CO;2)
- Projeto Eletromemória (2017). História da Energia elétrica do Estado de São Paulo. https://eletromemoria.fflch.usp.br/sites/eletromemoria.fflch.usp.br/files/apresentacao_santa_cruz.pdf (Acessado em 20/07/2021).
- Quiros, R., and A. Mari. 1999. Factors contributing to the outcome of stocking programmes in Cuban reservoirs. *Fisheries Management and Ecology*, 6(3), 241-254. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2400.1999.00133.x>
- Quiros, R. 1999. The relationship between fish yield and stocking density in reservoirs from tropical and temperate regions. *Theoretical Reservoir Ecology and its Applications*. IIE, Brazilian Academy of Sciences. Backhuys Publishers, Leiden.
- Sampaio, T. 1944. Relato sobre os estudos efetuados nos rios Itapetininga e Paranapanema. *Revista do Instituto de Geografia e Geologia*, 2, 30-81.
- Santos, R.D., J.C. Camara, E.C. Campos, H. Vermulm Jr, and M.T.D. Giamas. 1995. Considerações sobre a pesca profissional e a produção pesqueira em águas continentais do Estado de São Paulo. *Boletim Técnico do Instituto de Pesca*, 19, 32.

- Su, G., M. Logez, J. Xu, S. Tao, S. Villéger, and S. Brosse. 2021. Human impacts on global freshwater fish biodiversity. *Science*, 371(6531), 835-838. <https://doi.org/10.1126/science.abd3369>
- Vehanen, T. 1997. Fish and fisheries in large regulated peaking-power river reservoirs in northern Finland, with special reference to the efficiency of brown trout and rainbow trout stocking. *Regulated Rivers: Research & Management: An International Journal Devoted to River Research and Management*, 13(1), 1-11. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-1646\(199701\)13:1%3C1::AID-RRR419%3E3.0.CO;2-3](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-1646(199701)13:1%3C1::AID-RRR419%3E3.0.CO;2-3)
- Wallin, J.E., and M.J. Van Den Avyle. 1995. Interactive effects of stocking site salinity and handling stress on survival of striped bass fingerlings. *Transactions of the American Fisheries Society*, 124(5), 736-745. [https://doi.org/10.1577/1548-8659\(1995\)124%3C0736:IEOSSS%3E2.3.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8659(1995)124%3C0736:IEOSSS%3E2.3.CO;2)
- Wang, J., and N. Ryman. 2001. Genetic effects of multiple generations of supportive reeding. *Conservation Biology*, 15(6), 1619-1631.
- Welcomme, R.L., and D.M. Bartley. 1998. An evaluation of present techniques for the enhancement of fisheries. *FAO Fisheries Technical Paper*, 1-36. <https://www.fao.org/3/w8514e/W8514E01.htm>
- Winemiller, K.O., P.B. McIntyre, L. Castello, E. Fluet-Chouinard, T. Giarrizzo, S. Nam, I.G. Baird, W. Darwall, et al. 2016. Balancing hydropower and biodiversity in the Amazon, Congo, and Mekong. *Science*, 351(6269), 128-129. <https://doi.org/10.1126/science.aac7082>
- Wright, P.J. and E.A. Trippel. 2009. Fishery-induced demographic changes in the timing of spawning: consequences for reproductive success. *Fish and Fisheries*. 10, 283-304. <https://doi.org/10.1111/j.1467-2979.2008.00322.x>
- Yoshida, Y., H.S. Lee, B.H. Trung, H.D. Tran, M.K. Lall, K. Kakar, and T.D. Xuan, 2020. Impacts of mainstream hydropower dams on fisheries and agriculture in lower Mekong Basin. *Sustainability*, 12(6), 2408. <https://doi.org/10.3390/su12062408>

CAPITULO 2

Novo modelo de repovoamento de peixes para bacia do rio Paranapanema – Alto Paraná.

Armando Cesar Rodrigues Casimiro, Alan Deivid Pereira, João Daniel Ferraz,
Mário Luís Orsi

Capitulo redigido segundo as normas da revista Aquaculture International. Submission guidelines disponível em: <https://www.springer.com/journal/10499/submission-guidelines>

Novo modelo de repovoamento de peixes para bacia do rio Paranapanema – Alto Paraná.

Armando Cesar Rodrigues Casimiro^{1,2}, Alan Deivid Pereira³, João Daniel Ferraz^{1,2}, Mário Luís Orsi².

1 Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, Centro de Ciências Biológicas, Departamento de Biologia Animal e Vegetal, Universidade Estadual de Londrina (UEL), Londrina, Paraná, Brazil
armandocesar82@yahoo.com.br

2 Centro de Ciências Biológicas, Departamento de Biologia Animal e Vegetal, Laboratório de Ecologia de Peixes e Invasões Biológicas, Universidade Estadual de Londrina, Rodovia Celso Garcia Cid, PR 445, Km 380, Campus Universitário, Caixa Postal 10.001, 86057-970 Londrina, Paraná, Brazil.

3 Universidade Estadual do Paraná, Campus de União da Vitória, R. Cel. Amazonas, S/n - Centro, CEP 84.600-000, União da Vitória, PR, Brasil.

Autors ORCID numbers:

Armando Cesar R. Casimiro: 0000-0001-8826-5609

Alan David Pereira: 0000-0002-3182-2344

João Daniel Ferraz: 0000-0003-1346-1642

Mário Luís Orsi: 0000-0001-9545-4985

Resumo

A bacia do Alto rio Paraná é intensamente explorada para o aproveitamento energético e detém a maior capacidade instalada no Brasil. Dentre os diversos afluentes que compõem essa bacia, o rio Paranapanema é um dos principais e possui 11 reservatórios em seu leito principal, sendo 8 do tipo fio d'água e 3 de acumulação. Os impactos ambientais associados a estas grandes obras são reconhecidos e as medidas tomadas na tentativa de mitigar tais impactos possuem pouco ou insuficiente embasamento científico. Assim, este estudo visa comparar duas formas de repovoamento, sendo a primeira a forma tradicional e arbitraria contando com a utilização de seis espécies nativas exigidas pelos órgãos ambientais; comparada a segunda, uma proposta inovadora de repovoamento onde serão utilizadas apenas duas espécies de peixes nativas associada a critérios de seleção de variabilidade genética e atributos ecológicos. A proposta foi idealizada tomando como base os preceitos da ecologia de comunidades, onde os efeitos moduladores e promotores da diversidade funcional e de riqueza de espécies encontram suporte na estruturação e manutenção da rede trófica e no equilíbrio dinâmico das populações. Para isso foram selecionados dois reservatórios do baixo

Paranapanema (reservatório de Rosana e Taquaruçu), com características semelhantes (reservatórios de fio d'água), sendo que um deles foi mantido o método tradicional (Taquaruçu – grupo controle) e o outro foi empregado o novo modelo (Rosana – grupo teste). Para o diagnóstico e comparação dos diferentes processos foram utilizadas as análises de Diversidade Funcional (DF). Apesar da DF não ter indicado o ganho de diversidade funcional do sistema onde foi utilizado a nova metodologia de repovoamento, os resultados foram considerados promissores uma vez que as populações das espécies alvo tiveram um incremento significativo de captura. Com isso, é de fundamental relevância a continuidade do monitoramento e o contínuo aprimoramento das técnicas de peixamento.

Palavras-chave: Conservação; Dourado; Espécie moduladora; Estocagem; Manejo; Peixamento.

Introdução

As percepções dos impactos em mananciais hídricos decorrentes de barragens são antigas e os peixamentos, assim como a construção de passagens de peixe (por exemplo, escadas e elevadores de transposição) e instalações de aquiculturas para produção de alevinos, foram instituídos como estratégias de ação para mitigação dos danos ambientais - Portaria N° 46/SUDEPE. Dessa forma, o peixamento se tornou uma exigência legal a partir da década de 1960 em decorrência da Lei N° 221/67 e Portaria N° 46/SUDEPE.

No entanto, essas iniciativas tiveram mais efeitos adversos sobre as comunidades aquáticas e espécies alvos de conservação do que benefícios (Sousa et al. 2006; Pelicice and Agostinho 2008; Almeida et al. 2013; Orsi et al. 2016). Em decorrência disso, sérios impactos negativos ao ecossistema aquático e a conservação de suas espécies nativas, atingindo diretamente populações ribeirinhas que dependem da atividade para sua subsistência e renda (Agostinho et al. 2016).

Sobre o âmbito de conservação e manejo de espécies nativas de peixes, os esforços até então empregados no Brasil são feitos de forma arbitrária, sem objetivos e metas claras, cujo suporte científico multidisciplinar é raro ou ausente, o que impossibilita a avaliação criteriosa dos resultados (Agostinho et al. 2010; Vitule et al. 2012; Orsi and Britton 2014; Pelicice et al. 2014). Atributos básicos da ecologia e biologia das espécies, tais como qualidade genética dos alevinos utilizados, e o local e as condições ambientais para a soltura, têm sido frequentemente negligenciados (Vieira and dos Santos Pompeu 2001; Agostinho et al. 2016; Casimiro et al. 2022). Sendo assim, o uso indiscriminado dos chamados “peixamentos” tem elevado potencial de promover impactos irreversíveis sobre as comunidades que se pretende proteger (Jonhson 2000; Lima-Junior et al. 2012; Hilsdorf and Caneppele 2021). Por fim, a ausência ou a inadequação de estudos de monitoramento não tem permitido a avaliação da efetividade das técnicas de peixamento que vem sendo praticada há quase meio século, resultando em atividades cujos resultados são meramente especulativos (Orsi et al. 2016; Casimiro et al. 2022).

Neste contexto, o rio Paraná é o principal formador da bacia hidrográfica do rio da Prata e o segundo maior em extensão da América do Sul e comporta as áreas de maior densidade populacional humana do país, sendo a mais industrializada e com grande atividade agrícola é intensamente explorada para o aproveitamento energético (Agostinho et al. 2007).

Um dos seus maiores afluentes, o rio Paranapanema é intensamente fragmentado por barragens devido ao seu alto potencial para a produção de energia hidroelétrica. Em decorrência aos inúmeros reservatórios em cascata na sua calha principal (11 no total) e a riqueza de espécies ocorrentes na bacia (Jarduli et al. 2019), o emprego de medidas mitigatórias é complexo e demanda uma série de condicionantes técnicas e científicas muito bem embasadas (Agostinho et al. 2016; Orsi et al. 2016; Casimiro et al. 2022).

Partindo dessa premissa, o Projeto de Pesquisa e Desenvolvimento (P&D-0387-0117/2017) foi idealizado com o objetivo de testar uma nova proposta de peixamento que visa monitorar desde o processo de reprodução, criação e soltura de duas espécies consideradas chave (*Astyanax lacustris* (Lütken 1875) - Lambari-de-rabo-amarelo e *Salminus brasiliensis* (Cuvier 1816) - Dourado) com o objetivo de avaliar o sucesso desta nova metodologia na comunidade íctica do ambiente estudado. Para isso os pesquisadores do Laboratório de Ecologia de Peixes e Invasões Biológicas (LEPIB) e Laboratório de Genética e Ecologia Ambiental (LAGEA) da Universidade Estadual de Londrina (UEL) em conjunto com a direção de meio ambiente da empresa *China Three Gorges Corporation* (CTG Brasil) elaboraram e executaram esta proposta de estudo na bacia, com a anuência do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Renováveis (IBAMA) e Agencia Nacional de Energia Eletrica (ANEEL).

Tomando como base os preceitos da ecologia de comunidades, onde as espécies chave teriam um importante efeito modulador, promotor de diversidade funcional e de riqueza de espécies, dando suporte na estruturação e manutenção da rede trófica e no equilíbrio dinâmico das populações (Pimm et al. 2014; Montoya et al. 2015). E a seleção e o trabalho adequado com estas espécies podem promover resultados sócios ambientais mais efetivos e melhorar a viabilidade econômica de execução destes projetos.

O presente trabalho integra uma proposta que visa a avaliação de um inovador processo de repovoamento com espécies de peixes que foram selecionadas devida a grande importância ecológica e socioeconômica para a bacia hidrográfica (Barzotto et al. 2015; Ruaro et al. 2019). Desta forma, os objetivos deste trabalho seriam: i) avaliar a eficiência dos novos critérios de seleção e soltura dos juvenis; ii) avaliar o efeito do novo método sobre a estrutura funcional da comunidade de peixes na área de estudo; iii) e avaliar a eficácia do processo de seleção de espécies para o repovoamento em reservatório teste, como indutor de modulação na comunidade de peixes.

Materiais e Métodos

Área de estudo

Os trechos estudados localizam-se na região do baixo rio Paranapanema e correspondem a áreas de influência dos dois últimos reservatórios pertencentes ao complexo Paranapanema, sendo eles: Reservatório da Usina Hidroelétrica de Rosana (UHE Rosana) e o Reservatório da Hidroelétrica Escola Politécnica (UHE Taquaruçu) (Figura 01).

O reservatório de Rosana, inserido na porção final da bacia do Rio Paranapanema, foi estabelecido em novembro de 1986. É caracterizado por um escoamento de regime fluvial (reservatório de fio d'água) com extensão de aproximadamente 110 km e possui uma área inundada de 220 km² com uma profundidade máxima de 26 m (Sartori 2008). O eixo da barragem se localiza entre os municípios de Diamante do Norte (PR) e Primavera (SP), a 20 km de sua foz, no Rio Paraná (Pontal do Paranapanema). Há duas unidades de conservação (UCs) em suas margens: o Parque Estadual do Morro do Diabo, à direita, e a Estação Ecológica do Caiuá, à esquerda. Ocorrem também, dois importantes afluentes de médio porte (rio Pirapó à margem esquerda - Paraná e rio Pirapózinho na margem direita – São Paulo) e três ribeirões principais, todos em sua margem direita (Iancã, Cuiabá e Bonito). Apesar disso, a maior parte de seu entorno está ocupada por pastagens (Marques 2018). Macrófitas submersas, especialmente o gênero *Egeria*, têm grande abundância em termos de distribuição espacial e cobertura (principalmente em profundidades inferiores a 5 m) (Júlio-Júnior et al. 2005).

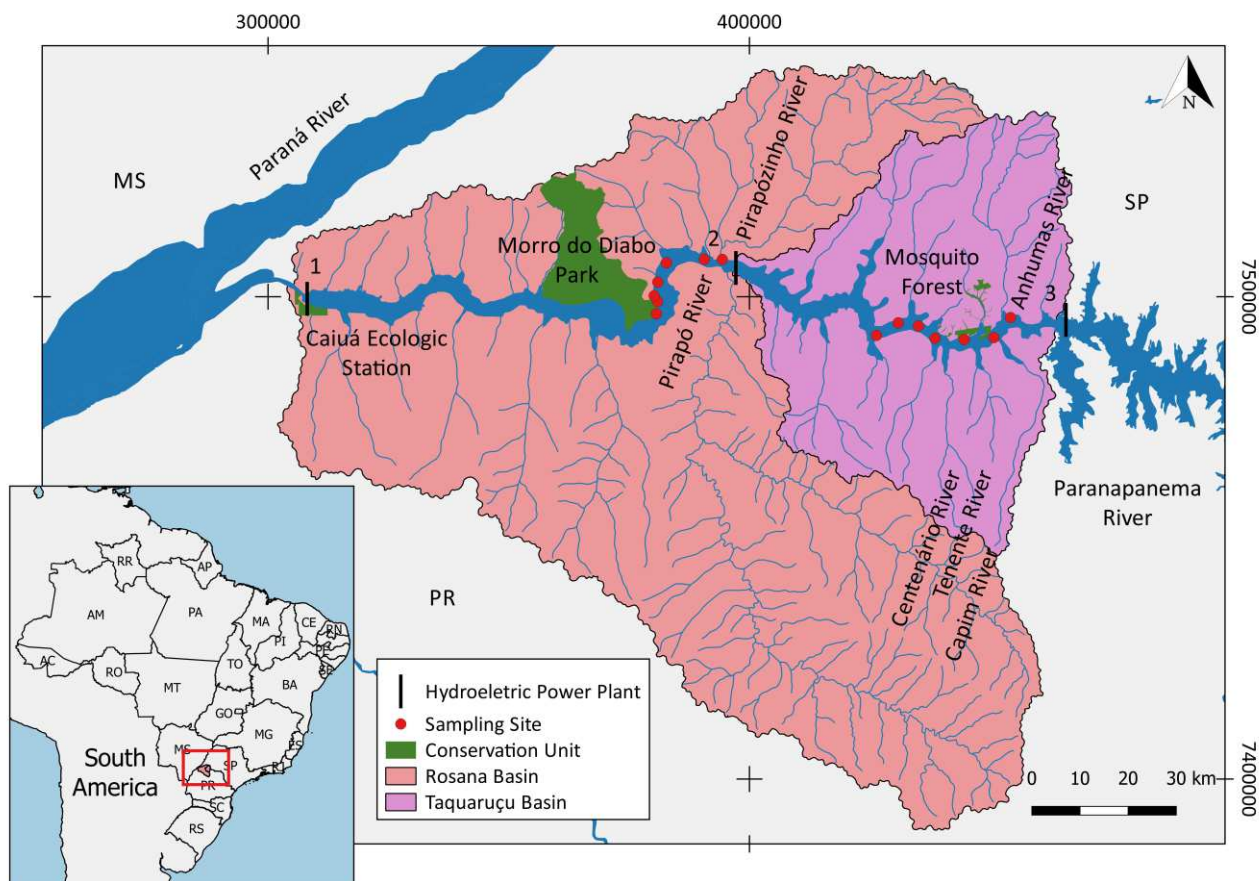


Figura 1: Mapa da bacia do rio Paranapanema demonstrando as localidades da barragem da Usina Hidroelétrica de Rosana (1) e Usina Hidroelétrica de Taquaruçu (2) com seus respectivos reservatórios a montante das barragens e em vermelho estão demarcados os pontos de amostragem. Também é possível observar a UHE Escola Mackenzie (Capivara) (3).

A outra área corresponde ao reservatório de Taquaruçu construído em 1989, e com início de operação da UHE em 1991. O Reservatório de Taquaruçu também é caracterizado por um escoamento de regime fluvial (fio d'água), uma extensão de aproximadamente 80 km, uma superfície de 105,5 km² e uma profundidade máxima de 18 m (Britto and Carvalho 2006). Este reservatório possui poucos afluentes, e dentre eles, os mais importantes estão localizados na margem esquerda, seguindo: rios Capim, Centenário e Tenente (Vidotto-Magnoni et al. 2015; Ferraz et al. 2021.a); e na margem direita: o Rio Anhumas com boas características de preservação de mata ciliar (Marques 2018). Mesmo assim, grande parte desses afluentes vem sofrendo diversos impactos devido a atividades antrópicas, como desmatamento de mata ciliar, uso da terra (agricultura e pastagem), urbanização e lançamento de efluentes domésticos e industriais (Vidotto-Magnoni et al. 2015; Marques 2018).

Caracterização das metodologias de repovoamento nos reservatórios do rio Paranapanema

A partir de 2001, foi dado início ao plano de Manejo Pesqueiro no rio Paranapanema, que visa à manutenção do equilíbrio do ecossistema e a preservação da biodiversidade da fauna aquática deste

ambiente. Iniciado pela empresa de energia Duke Energy Brasil Geração Paranapanema e atualmente gerido pela China Three Gorges Corporation (CTG Brasil). O programa de peixamento visa a reprodução dos animais na Estação de Hidrobiologia e Aquicultura de Salto Grande e promove a soltura de cerca de 1,5 milhões de juvenis por ano na bacia (distribuídos entre os reservatórios). Para isto, foram atribuídos pelo órgão ambiental nacional (IBAMA) e operadora responsável seis espécies de peixes, sendo elas: *Brycon orbignyanus* (Valenciennes 1850) - piracanjuba, *Leporinus friderici* (Bloch 1794) – piau-três-pintas, *Megaleporinus obtusidens* (Valenciennes 1837) - piapara, *Piaractus mesopotamicus* (Holmberg 1887) – pacu Guaçu ou pacucaranha, *Prochilodus lineatus* (Valenciennes 1837) – curimatá e *Salminus brasiliensis* (Cuvier 1816) – dourado. As espécies foram selecionadas priorizando a relevância socioambiental, sendo os critérios técnico-científicos pouco considerados. Os pontos de soltura também são escolhidos de forma a desconsiderar relevância técnico científica priorizando outros critérios (políticos, econômicos) que não contemplam a sobrevivência dos juvenis soltos.

No Reservatório de Taquaruçu (grupo controle) foram mantidas as formas tradicionais de produção/ reprodução e soltura dos indivíduos de repovoamento. Sendo as quantidades, as espécies, os tamanhos e os pontos de soltura, escolhidos de forma a atender as exigências do órgão ambiental e da empresa responsável e a seleção das matrizes foi aleatória (Savada 2021, Casimiro et al. 2022) obedecendo os critérios mencionados no parágrafo anterior.

Nova proposta de repovoamento

No Reservatório de Rosana ocorreu à nova proposta de repovoamento, obedecendo a critérios de seleção de matrizes, monitoramento reprodutivo para a produção de alevinos com variabilidade genética adequada (Savada 2021). A escolha dos locais de soltura foi embasada nos estudos de Marques (2018) visando locais adequados que possibilitassem melhores condições de crescimento e sobrevivência dos juvenis e o sigilo destes locais foi mantido visando reduzir atividade de pesca e capturas irregulares e predatórias que pudessem comprometer o andamento da atividade.

A escolha das espécies foi realizada tomando como base os preceitos da ecologia de comunidades, considerando que as mesmas exercem um efeito modulador (Ruaro et al. 2019), promotor de diversidade funcional dando suporte na estruturação e manutenção da rede trófica e no equilíbrio dinâmico das populações. Para isto, foram utilizadas apenas duas espécies de peixe com funções diferentes na cascata trófica: uma de topo de cadeia *Salminus brasiliensis* (dourado) e outra de base de cadeia *Astyanax lacustris* (tambuí ou lambari–de-rabo-amarelo).

As solturas referentes a esta nova metodologia foram realizadas no período de 2018 a 2021, totalizando 146.050 juvenis de dourado com tamanho médio de 5 a 6 cm de comprimento total e 495.000 juvenis de lambari soltos medindo de 6 a 8 cm de comprimento padrão. Além dos juvenis, também foram realizadas solturas de 2.000 alevinos de *S. brasiliensis*.



Figura 2: Imagens do processo de soltura dos juvenis de *S. brasiliensis* e *A. lacustris*.

Amostragem

Para análise estatística foram utilizados os dados de captura de dois projetos distintos (P&DI e P&DII) realizados nas mesmas áreas porem em períodos diferentes (2014 a 2016 e 2018 a 2021, respectivamente) e cada projeto será explicado de forma mais especifica nos tópicos abaixo.

Durante o desenvolvimento do projeto P&DI os peixamentos ocorreram de forma tradicional nos dois reservatórios sendo considerado parte do grupo controle. Durante o projeto P&DII o reservatório de Taquaruçu manteve o padrão tradicional de peixamento (grupo controle) e o reservatório de Rosana recebeu o novo método de soltura (grupo teste).

Projeto de Pesquisa e Desenvolvimento Fase I - P&D-0387-0211/2010 - (P&DI)

Foram realizadas capturas sazonais de juvenis e adultos de peixes entre julho 2014 e março de 2016 nos trechos lóticos e semi-lótico (zona de transição) dos reservatórios de Rosana e Taquaruçu (Figura 1). Para a captura de juvenis e adultos de pequeno porte foram utilizadas covos, tarrafas, peneiras e rede de arrasto com padronização de uma hora de esforço por coleta e área aproximada de 200 m². Este método foi associado ao de redes de emalhar com medidas variando de 2 a 14 cm entre nós opostos, perfazendo um total de 1.000 m² de área de rede por período de amostragem. As redes de espera foram distribuídas nas regiões litorânea e pelágica e ficaram expostas por cerca de 16 horas por coleta.

Os espécimes capturados foram anestesiados e eutanasiados por imersão em solução aquosa com óleo de cravo (Comitê de Ético Animal da Universidade Estadual de Londrina n. 30992.2014.33). Após esse procedimento, os peixes foram fixados com 10% de formalina tamponada com carbonato de cálcio por 48 horas. Em laboratório, os peixes foram identificados com o auxílio do guia de identificação: Graça and Pavanelli (2007), medidos (comprimentos total e padrão, em centímetros), pesados (massa total, em gramas). As identificações também tiveram a colaboração do Professor Fernando Jerep, ictiólogo taxonomista do Museu de Zoologia da Universidade Estadual de Londrina (UEL).

Projeto de Pesquisa e Desenvolvimento Fase II - P&D-0387-0117/2017 - (P&DII)

Foram realizadas capturas sazonais de juvenis e adultos de peixes entre setembro de 2018 a dezembro de 2021 nos trechos lóticos e semi-lótico (zona de transição) dos reservatórios de Rosana e Taquaruçu (Figura 1). Para a captura de juvenis e adultos de pequeno porte foram utilizadas covos, tarrafas, peneiras e rede de arrasto com padronização de uma hora de esforço por coleta e área aproximada de 200 m². Para a captura de adultos de médio e grande porte foram utilizadas redes de espera com malhas de 2 a 14 cm entre nós opostos cobrindo uma área de aproximadamente 1.000 m². As redes de espera foram distribuídas nas regiões litorânea e pelágica e ficaram expostas pelo período de cerca de 16 horas.

Os espécimes capturados foram anestesiados e eutanasiados em solução de óleo de cravo e posteriormente fixados em formalina 10% também tamponada e transportados ao Laboratório de Ecologia Aquática e Conservação de Espécies Nativas (LEACEN) da Universidade Estadual de Londrina. Em laboratório, os peixes foram medidos (comprimentos total e padrão, em centímetros) e pesados (massa total, em gramas). As amostras foram realizadas de acordo com a licença número 16578 e a autorização do Comitê de Ética Animal (CEUA N 30992.2014.33). A identificação das espécies foi realizada com o auxílio dos guias de identificação: Graça and Pavanelli (2007) e OTA et al. (2018), e também com a colaboração do Professor Fernando Jerep, ictiólogo taxonomista do Museu de Zoologia da Universidade Estadual de Londrina (UEL).

Análise de Diversidade Funcional

Com o intuito de avaliar e monitorar esta nova técnica foi utilizado a análise de Diversidade Funcional composta por 10 atributos funcionais (Tabela 1). O atributo funcional é definido como propriedade mensurável dos organismos (geralmente em nível individual) que contempla uma série de características que afetam a aptidão (morfologia, fisiologia ou fenologia) alterando aspectos do crescimento, reprodução e sobrevivência (Violle et al. 2007). Assim, Diversidade Funcional é definida como a variação no grau de expressão de diferentes atributos funcionais entre diferentes populações, comunidades ou ecossistemas (Garnier et al. 2016).

Atributos Funcionais

Os dados foram agrupados em dois períodos amostrais (P&DI e P&DII) e duas localidades por período, perfazendo quatro grupos amostrais distintos: Rosana P&DI e Taquaruçu P&DI; Rosana P&DII e Taquaruçu P&DII. Para o desenvolvimento deste estudo os atributos funcionais foram compostos por variáveis mistas, ou seja, atributos funcionais com naturezas diferentes, com variáveis categóricas (Tamanho do corpo, Posição na coluna D'água, Guilda Trófica, Estratégia Reprodutiva, Fecundação, Cuidado Parental, Estratégia de Vida, Tipo de desova), além de variáveis contínuas (Diâmetro médio do ovócito - DMO e Fecundidade) (Tabela 1).

Tabela 1: Traços funcionais relacionados à dieta, uso do habitat, locomoção, estratégia reprodutiva e história de vida (Negret 2016).

Variável/	Atributo	Categoria	Abreviação
Dados	Tamanho – Porte (mm)	Pequeno (≤ 200 mm)	PQ
		Médio (200-400mm)	MD
		Grande (>400)	GD
	Posição na coluna de água	Bentônico	Bent
		Pelágico	Pelag
		Demersal	Demer
	Guilda trófica	Algívoro	Alg
		Carnívoro	Car
		Detritívoro	Det
		Herbívoro	Her
	Insetívoro	Ins	

	Invertívoro	Inv
	Omnívoro	Omn
	Piscívoro	Pis
Estratégia Reprodutiva	Não Migrador	NM
	Migrador de curta distância	SDM
	Migrador de longa distância	LDM
Fecundação	Externa	Ext
	Interna	Int
Cuidado Parental	Presença	PC
	Ausência	NPC
Estratégia de Vida	Equilíbrio	E
	Periódico	P
	Oportunista	O
	Oportunista/Periódico	OP
	Equilíbrio/Periódico	EP
	Equilíbrio/Oportunista	EO
Tipo de Desova	Múltipla	Mult
	Simples	Simp
	Diâmetro médio do oócito	Diâmetro em milímetros (DMO)
	Fecundidade	Ovos por lote de desova Fec

Dez atributos funcionais foram selecionados, buscando abranger amplo espectro do espaço funcional das espécies. Assim, as características foram associadas à ocupação do habitat, alimentação, história de vida e estratégia reprodutiva. Para ocupação do habitat foram utilizados: tamanho (pequeno $\leq 200,0$ mm; médio $\geq 200,0 - 400,0 \leq$ mm; grande $\geq 400,0$ mm) (OTA et al. 2018) e posição da coluna de água (bentônica; demersal; pelágica) (Graça and Pavanelli 2007). Para alimentação, a classificação em guildas tróficas (algívoros, carnívoros, detritívoros, herbívoros, insetívoros,

invertívoros, onívoros e piscívoros) (Hahn et al. 2002; Magnoni 2009; Bennemann et al. 2011). Para os atributos associados à história de vida a classificação seguiu os agrupamentos ecológicos e taxonômicos obedecendo à classificação de: periódico, equilíbrio, oportunista ou intermediário entre eles (Winemiller 1995). Por fim, as características relacionadas às estratégias reprodutivas foram: comportamento migratório (não migrador, migrador de curta distância, migrador de longa distância); fecundação (externa ou interna); cuidado parental (presença de cuidado parental ou ausência de cuidado parental) (Agostinho et al. 2003); tipo de desova (múltipla ou simples); diâmetro médio do oócito (DMO - mm) e fecundidade (número de oócitos maturados/gônadas maduras) (Vazzoler 1996; Orsi 2010; Froese and Pauly 2022) (Tabela 1).

Componente da Diversidade Funcional

A diversidade funcional pode ser medida em componentes alfa (α) ($dif\alpha$) e beta (β) ($dif\beta$). A $dif\alpha$ considera a diversidade, abundância e os espaços funcionais ocupados pelas espécies no período estudado e foi avaliada considerando quatro índices: Diversidade Funcional (DF), Riqueza Funcional ($fric$), Divergência Funcional ($fdiv$) e Uniformidade Funcional (Feve) (Mason et al. 2005). Já a Diversidade funcional Beta ($dif\beta$) é uma medida que compara a composição (e a variação na composição) de atributos funcionais das espécies entre duas ou mais localidades. Desse modo, é possível particionar a diversidade beta funcional em substituição (do inglês *turnover*) e aninhamento (do inglês *nestedness*) (Silva et al. 2022).

Buscamos avaliar possíveis mudanças na estrutura funcional da assembleia de peixes entre os Reservatórios e entre os diferentes períodos de estudo visando relacionar possíveis melhoras na análise de diversidade funcional e relacioná-los com novo método de soltura e repovoamento empregado no Reservatório de Rosana durante o P&D II. Com esta abordagem buscamos visualizar mudanças em diferentes componentes da estrutura funcional plotados em espaço funcional multidimensional, onde durante o P&D I o processo de peixamento ocorreu de forma tradicional nos dois reservatórios comparando com a diversidade funcional dos reservatórios durante o P&D II, onde o Reservatório de Taquaruçu recebeu o processo tradicional de peixamento enquanto o Reservatório de Rosana recebeu a nova metodologia de peixamento. Também usamos a $dif\beta$ com base no *turnover* funcional e nos componentes funcionais resultantes do aninhamento para detectar alteração de padrões nas comunidades entre os dois métodos de peixamento, com $div\beta$ medindo a quantidade de diferença nas distribuições de traços funcionais para diferentes ambientes e métodos de peixamento (Mouillot et al. 2013; Villéger et al. 2013).

Índices de Diversidade Funcional Alfa ($dif\alpha$)

A Diversidade Funcional Alfa ($dif\alpha$) foi avaliada com base em quatro índices (Mason et al. 2005):

A *Diversidade Funcional* (DF) que é obtida com a caracterização das espécies nos diferentes atributos e suas abundâncias no espaço funcional (Mason et al. 2005), e foram consideradas as variações no grau de expressão dos diferentes atributos funcionais entre diferentes comunidades nos ecossistemas avaliados (Garnier et al. 2016). Este método estima como a composição dos atributos funcionais selecionados varia dentro da assembleia avaliada, sendo uma representação de como as espécies estão distribuídas em um nicho espacial multidimensional definido pelos atributos funcionais selecionados (Petchey and Gaston 2002; Petchey and Gaston 2006).

A *Riqueza Funcional* (Functional Richness - *fric*) é a quantidade de nicho espacial ocupado por uma espécie em uma comunidade e avalia o quanto os nichos representados pelos traços estão sendo usados no ambiente (Mason et al. 2005; Villéger et al. 2008). Os índices de riqueza funcional (*fric*) geralmente são usados como indicadores do espaço de nicho que é potencialmente usado ou não (Schleuter et al. 2010). Os valores da Riqueza Funcional (*fric*) variam entre zero (0) e $+\infty$, sendo o valor máximo limitado pelo número de espécies em uma comunidade. Desse modo, os valores de *fric* basicamente são uma representação da riqueza de espécies (e seus atributos funcionais) de uma comunidade (Villéger et al. 2008), ou seja, quanto maior o número de espécies, maior será o espaço funcional ocupado por elas. Aqui, o valor de *fric* foi dividido pelo valor da Riqueza global (ou seja, pela riqueza funcional de todas as comunidades combinadas). Como resultado, ele limita a variação entre zero e um, onde valores próximos a um indicam que uma determinada comunidade tem riqueza funcional tão alta quanto à riqueza funcional de todas as comunidades juntas (Silva et al. 2022).

A *Divergência Funcional* (*Functional Divergence* - *fdiv*) indica o grau de diferenciação de ocupação dos nichos e a competição por recursos. Comunidades com alta *fdiv* melhoram o funcionamento do ecossistema com o resultado do uso mais eficiente do recurso, enquanto que a baixa *fdiv* indica maior sobreposição de nicho e maior competição por recurso (Mason et al. 2005). É uma medida que descreve a irregularidade na distribuição dos valores dos atributos no volume do espaço funcional ocupado por todas as espécies de certa comunidade (Garnier et al. 2016). Desse modo, a divergência funcional (*fdiv*) é uma medida que calcula o grau de diferenciação em que a distribuição da abundância maximiza a divergência entre os atributos funcionais (Mason and Mouillot 2013). Estudos que usam esses índices buscam entender o grau de diferenciação de recursos de espécies que coexistem em uma comunidade (Garnier et al. 2016). Os valores da divergência funcional (*fdiv*) variam entre zero e um. Valores que se aproximam de zero indicam que a espécie mais abundante está muito próxima do valor do atributo médio da comunidade, ao passo que valores próximos a um indicam que a espécie mais abundante é muito diferente do valor médio da comunidade (Villéger et al. 2008).

Uniformidade Funcional (*Functional Evenness* – *feve*) é a uniformidade de sua abundância no espaço funcional e representa o grau no qual a abundância de uma comunidade está distribuída

no nicho espacial para possibilitar a utilização efetiva de todos os recursos disponíveis, em suma, a feve aplica-se apenas à distribuição da abundância em nichos espacial ocupados, assim como a uniformidade das espécies se aplica apenas a abundância das espécies que estão presentes (Mason et al. 2005). Mede o quão regular é a distribuição da abundância dos valores dos atributos funcionais no espaço funcional. O valor final da uniformidade funcional (feve) vai variar de zero (máxima irregularidade da distribuição da abundância ou distância funcional das espécies) a um (máxima regularidade) (Silva et al. 2022).

Adicionalmente cada métrica funcional de cada comunidade analisada foi medida como o volume dentro do casco convexo (em inglês “*convex hull*”) que forma todas as entidades funcionais presentes na localidade e período estudado (Villegger et al. 2008; Laliberte and Legendre 2010).

Índices de Diversidade Funcional Beta (diff β)

Calculamos um conjunto de índices de diversidade funcional beta (diff β) em pares (dissimilaridade e seus componentes de rotatividade e aninhamento resultantes) com base na sobreposição entre os *convex hulls* em um espaço multidimensional, conforme Villegger et al. (2013).

Espaço Funcional e Diversidade Funcional β (diff β)

A fim de avaliar possíveis diferenças de composição de traços funcionais entre dois períodos distintos no tempo (ou seja, conjuntos de dados do Reservatório de Rosana fases P&DI e P&DII e Reservatório de Taquaruçu fases P&DI e P&DII) (Mouillot et al. 2013; Villéger et al. 2013), a diversidade funcional β foi usada para detectar possíveis diferenças sobre a estrutura funcional da comunidade entre os reservatórios nos períodos avaliados, sendo as possíveis alterações atribuídas aos diferentes métodos de peixamento utilizados.

Segundo Ferraz et al. (2021.b), os espaços funcionais multidimensionais foram calculados com base em uma matriz de dissimilaridade usando uma análise de coordenadas principais (PCoA, uma generalização da análise de componentes principais (PCA)), que produz um espaço euclidiano englobando os dois primeiros eixos PCoA menos um (Maire et al. 2015). As distâncias funcionais pareadas entre entidades funcionais foram calculadas usando a distância de Gower, que permite misturar diferentes tipos de variáveis, dando-lhes peso igual (Legendre and Legendre 2012). Em seguida, foi realizada uma Análise de Coordenadas Principais (PCoA) utilizando esta matriz de distância funcional (Legendre and Legendre 2012). As coordenadas das entidades funcionais nos dois primeiros eixos principais (PC) desta PCoA foram mantidas para construir um espaço funcional multidimensional (Villegger et al. 2008; Laliberte and Legendre 2010; Mouillot et al. 2013).

Calculamos um conjunto de índices de Diff β em pares (dissimilaridade, *turnover* funcional e componentes funcionais resultantes de aninhamento) com base na sobreposição entre os *convex hulls* em um espaço multidimensional, conforme Villegger et al. (2013). A fim de avaliar possíveis diferenças de composição de traços funcionais entre dois períodos distintos no tempo (ou seja,

conjuntos de dados do Reservatório de Rosana fases P&D I e II e Reservatório de Taquaruçu fases P&DI e II) (Mouillot et al. 2013; Villegger et al. 2013), a diversidade funcional β foi usada para detectar as diferenças sobre a estrutura funcional da comunidade usando um conjunto de funções: “alpha.fd.multidim”, “alpha.multidim.plot”, “beta.fd.multidim”, “beta.multidim.plot”. Todas essas funções estão disponíveis no pacote mFD: *A Computation of Functional Spaces and Functional Indices* versão 1.0.0 (Magneville et al. 2021)., e as análises foram realizadas usando o software R Programming versão 4.2.1 (R Development Core Equipe 2022).

Resultados

Durante o desenvolvimento dos trabalhos foram capturados 7.828 indivíduos classificados em 10 ordens, 29 famílias, 72 gêneros e 96 espécies (Tabela 2), sendo que as ordens com maior representatividade de espécies foram as: Characiformes, Siluriformes e Cichliformes.

Dentre as ordens mais capturadas se destacam os Characiformes com 38 espécies capturadas e agrupadas em 12 famílias, sendo as mais representativas: Characidae (16 espécies), Anostomidae (seis espécies), e Serrasalminidae (quatro espécies). Já na ordem Siluriformes, foram capturadas 32 espécies agrupadas em seis famílias, sendo as mais representativas: Loricariidae (13 espécies), Pimelodidae (sete espécies) e Doradidae (quatro espécies). E em seguida os Cichliformes foram representados por 13 espécies, todos pertencentes à família Cichlidae.

Tabela 2: Tabela de Classificação das espécies capturadas nos reservatórios de Rosana e Taquaruçu durante o desenvolvimento do projeto P&DI (2014 a 2016) e P&D II (2018 a 2021) segundo Fricke et al. 2022. * espécies não nativas.

Ordem	Família	Espécies
Myliobatiformes	Potamotrygonidae	<i>Potamotrygon motoro</i> (Müller & Henle 1841) *
Clupeiformes	Clupeidae	<i>Platanichthys platana</i> (Regan 1917) *
	Erythrinidae	<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch 1794)
	Parodontidae	<i>Apareiodon affinis</i> (Steindachner 1879)
	Cynodontidae	<i>Rhaphiodon vulpinus</i> Spix & Agassiz 1829
		<i>Metynnis lippincottianus</i> (Cope 1870) *
Characiformes	Serrasalminidae	<i>Piaractus mesopotamicus</i> (Holmberg 1887)
		<i>Serrasalmus maculatus</i> Kner 1858
		<i>Serrasalmus marginatus</i> Valenciennes 1837 *
Characiformes	Anostomidae	<i>Leporinus friderici</i> (Bloch 1794)
		<i>Leporinus lacustris</i> Amaral Campos 1945
		<i>Leporinus octofasciatus</i> Steindachner 1915
		<i>Megaleporinus obtusidens</i> (Valenciennes 1837)
		<i>Schizodon intermedius</i> Garavello & Britski 1990
	<i>Schizodon nasutus</i> Kner 1858	
	Curimatidae	<i>Cyphocharax modestus</i> (Fernández-Yépez 1948)
	<i>Steindachnerina brevipinna</i> (Eigenmann & Eigenmann 1889) *	

		<u><i>Steindachnerina insculpta</i> (Fernández-Yépez 1948)</u>
	Prochilodontidae	<u><i>Prochilodus lineatus</i> (Valenciennes 1837)</u>
	Lebiasinidae	<u><i>Pyrrhulina australis</i> Eigenmann & Kennedy 1903</u>
	Triporthidae	<u><i>Triporthus nematurus</i> (Kner 1858) *</u>
	Briconidae	<u><i>Salminus brasiliensis</i> (Cuvier 1816)</u>
	Acestrorhynchidae	<u><i>Acestrorhynchus lacustris</i> (Lütken 1875)</u>
		<i>Astyanax lacustris</i> (Lütken 1875)
		<i>Hemigrammus marginatus</i> Ellis 1911
		<i>Hyphessobrycon eques</i> (Steindachner 1882) *
		<i>Moenkhausia intermedia</i> Eigenmann 1908
		<i>Moenkhausia sanctaefilomenae</i> (Steindachner 1907)
		<i>Oligosarcus paranensis</i> Menezes & Géry 1983
		<i>Psalidodon anisitsi</i> (Eigenmann 1907)
		<i>Psellogrammus kennedyi</i> (Eigenmann 1903)
		<i>Roeboides descavadensis</i> Fowler 1932 *
		<i>Aphyocharax anisitsi</i> Eigenmann & Kennedy 1903
	Characidae	<i>Aphyocharax dentatus</i> Eigenmann & Kennedy 1903 *
		<i>Serrapinnus notomelas</i> (Eigenmann 1915)
		<i>Bryconamericus iheringii</i> (Boulenger 1887)
		<i>Galeocharax gulo</i> (Cope 1870)
		<i>Knodus moenkhausii</i> (Eigenmann & Kennedy 1903)
		<i>Piabarchus stramineus</i> (Eigenmann 1908)
		<i>Piabina argentea</i> Reinhardt 1867
		<hr/>
	Sternopygidae	<i>Eigenmannia trilineata</i> López & Castello 1966
		<i>Eigenmannia virescens</i> (Valenciennes 1836)
		<u><i>Sternopygus macrurus</i> (Bloch & Schneider 1801)</u>
Gymnotiformes		<hr/>
	Gymnotidae	<i>Gymnotus carapo</i> Linnaeus 1758
		<u><i>Gymnotus inaequilabiatus</i> (Valenciennes 1839)</u>
	Rhamphichthyidae	<u><i>Rhamphichthys hahni</i> (Meinken 1937) *</u>
		<hr/>
	Callichthyidae	<i>Callichthys callichthys</i> (Linnaeus 1758)
		<u><i>Hoplosternum littorale</i> (Hancock 1828)</u>
		<hr/>
		<i>Rhinelepis strigosa</i> Valenciennes 1840
		<i>Loricaria lentiginosa</i> Isbrücker 1979
		<i>Loricaria simillima</i> Regan 1904
		<i>Loricariichthys platymetopon</i> Isbrücker & Nijssen 1979 *
		<i>Proloricaria prolixa</i> (Isbrücker & Nijssen 1978)
Siluriformes	Loricariidae	<i>Hypostomus ancistroides</i> (Ihering 1911)
		<i>Hypostomus iheringii</i> (Regan 1908)
		<i>Hypostomus margaritifer</i> (Regan 1908)
		<i>Hypostomus paulinus</i> (Ihering 1905)
		<i>Hypostomus regani</i> (Ihering 1905)
		<i>Hypostomus strigaticeps</i> (Regan 1908)
		<i>Megalancistrus parananus</i> (Peters 1881)
		<u><i>Pterygoplichthys ambrosettii</i> (Holmberg 1893) *</u>
		<hr/>
	Auchenipteridae	<i>Tatia neivai</i> (Ihering 1930)
		<i>Auchenipterus osteomystax</i> (Miranda Ribeiro 1918) *

		<i>Trachelyopterus galeatus</i> (Linnaeus 1766) *
		<i>Ossancora eigenmanni</i> (Boulenger 1895) *
		<i>Pterodoras granulosus</i> (Valenciennes 1821) *
	Doradidae	<i>Rhinodoras dorbignyi</i> (Kner 1855)
		<i>Trachydoras paraguayensis</i> (Eigenmann & Ward 1907) *
		<i>Pimelodella avanhandavae</i> Eigenmann 1917
	Heptapteridae	<i>Pimelodella gracilis</i> (Valenciennes 1835)
		<i>Pimelodella meeki</i> Eigenmann 1910
		<i>Hypophthalmus edentatus</i> Spix & Agassiz 1829 *
		<i>Iheringichthys labrosus</i> (Lütken 1874)
		<i>Pimelodus argenteus</i> Perugia 1891
	Pimelodidae	<i>Pimelodus maculatus</i> Lacepède 1803
		<i>Pimelodus ornatus</i> Kner 1858 *
		<i>Pinirampus pirinampu</i> (Spix & Agassiz 1829)
		<i>Sorubim lima</i> (Bloch & Schneider 1801) *
Synbranchiformes	Synbranchidae	<i>Synbranchus marmoratus</i> Bloch 1795
Carangiformes	Achiridae	<i>Catathyridium jenynsii</i> (Günther 1862) *
		<i>Astronotus crassipinnis</i> (Heckel 1840) *
		<i>Cichla cf. kelberi</i> Kullander & Ferreira 2006 *
		<i>Cichla monoculus</i> Spix & Agassiz 1831 *
		<i>Cichla ocellaris</i> Bloch & Schneider 1801 *
		<i>Cichla temensis</i> Humboldt 1821 *
		<i>Cichlasoma paranaense</i> Kullander 1983
Cichliformes	Cichlidae	<i>Crenicichla britskii</i> Kullander 1982
		<i>Crenicichla haroldoi</i> Luengo & Britski 1974
		<i>Crenicichla jaguarensis</i> Haseman 1911
		<i>Geophagus iporangensis</i> Haseman 1911
		<i>Laetacara araguaiaae</i> Ottoni & Costa 2009 *
		<i>Satanoperca pappaterra</i> (Heckel 1840) *
		<i>Oreochromis niloticus</i> (Linnaeus 1758) *
Cyprinodontiformes	Rivulidae	<i>Melanorivulus apiamici</i> (Costa 1989)
	Poeciliidae	<i>Poecilia reticulata</i> Peters 1859 *
Perciformes	Sciaenidae	<i>Plagioscion squamosissimus</i> (Heckel 1840) *

Do total de 96 espécies, 31 (32,29 %) são espécies não nativas. Das 29 famílias contempladas na amostragem, 14 possuem representantes não nativos quando não são constituídas somente por espécies não nativas (ex.: Potamotrygonidae, Clupeidae, Triportheidae, Rhamphichthyidae, Achiridae, Poeciliidae e Sciaenidae). Durante o desenvolvimento do P&DII houve um inesperado incremento da riqueza de espécies capturadas, sendo que o número de espécies não nativas também foi superior às capturas durante o P&DI para ambos os reservatórios (Tabela 3).

Em relação à comparação e avaliação entre os diferentes métodos de repovoamento. Na metodologia tradicional (Taquaruçu P&DI, Rosana P&DI e Taquaruçu P&DII) a representatividade de captura das espécies alvo permanece baixa ou ausente (Tabela 3). Já nos ambientes foco do novo

método de soltura e repovoamento (Rosana P&DII) a espécies *S. brasiliensis* e *A. lacustris* tiveram um representativo aumento de captura (Tabela 3).

Tabela 3: Abundância de captura das espécies alvo do projeto de repovoamento nos reservatórios de Rosana e Taquaruçu durante os dois projetos de pesquisa e desenvolvimento (P&D).

Família	Espécies	Ros P&D I	Ros P&DII	Taq P&D I	Taq P&D II
Serrasalminidae	<i>Piaractus mesopotamicus</i>	3	0	0	3
Anostomidae	<i>Leporinus friderici</i>	21	29	1	1
	<i>Megaleporinus obtusidens</i>	1	30	0	5
Prochilodontidae	<i>Prochilodus lineatus</i>	2	0	0	0
Briconidae	<i>Brycon orbignyanus</i>	0	0	0	0
	<i>Salminus brasiliensis</i>	0	9	0	0
Characidae	<i>Astyanax lacustris</i>	1	249	3	96

Analises Funcionais

Diversidade Funcional Alfa ($difa$)

A variação na expressão de diferentes atributos funcionais aqui considerados e representados pela Diversidade Funcional (FD) foi superior para o ponto Ros P&DII (14,99), seguido pelo ponto Taq P&DII (12,59), Ros P&DI (10,02) e Taq P&DI (7,79) (Tabela 4). Direcionando uma tendência de incremento de Diversidade Funcional nos dois reservatórios (Rosana e Taquaruçu) entre os períodos avaliados (P&DI e P&DII).

Em relação à Riqueza Funcional ($fric$) o ponto Ros P&DII apresentou o maior valor ($fric = 0,7997$), seguido por Taq P&DII ($fric = 0,7306$), Ros P&DI ($fric = 0,5315$) e Taq P&DI ($fric = 0,4833$) (Tabela 04).

Os resultados de Divergência Funcional ($fdiv$) obtidos foram considerados como tendendo a padrões altos ($0,8622 \leq fdiv \leq 0,9082$) (Tabela 4) demonstraram alto grau de diferenciação de nicho e baixa competição por recursos.

Quanto ao índice de Uniformidade Funcional ($feve$) os cálculos (Tabela 4) indicam valores abaixo de 0,5 ($0,3740 \leq feve \leq 0,4352$) tendendo para uma alta irregularidade na distribuição dos valores dos atributos funcionais no espaço funcional considerado. Estes valores representam que os recursos disponíveis estão sendo moderadamente ou pouco explorados em todos os ambientes nos períodos estudados.

Tabela 4: Valores da Riqueza de espécies total, Espécies Não nativas e dos Índices de Diversidade Funcional Alfa (FD), riqueza funcional (fric), divergência funcional (fdiv), dissimilaridade funcional (fdis), uniformidade funcional (feve) dos diferentes reservatórios (Rosana e Taquaruçu) e períodos de estudo (P&DI e P&DII).

	Riqueza Total	Riqueza Não nativas	FD	fric	fdiv	feve
Ros P&DII	76	29 (38,15%)	14,99	0,7997	0,8674	0,3740
Ros P&DI	45	17 (37,78%)	10,02	0,5315	0,8739	0,4351
Taq P&DII	56	21 (37,5%)	12,60	0,7306	0,9082	0,4308
Taq P&DI	32	12 (37,5%)	7,79	0,4833	0,8622	0,4450

Diversidade funcional Beta (diff β)

A comparação da composição e sua variação de atributos funcionais das espécies entre as localidades e períodos, podem ser geradas pela mudança na identidade das espécies (ou do atributo) ou na riqueza de espécies (ou de atributos) entre duas localidades. Desse modo, é possível particionar a diff β em substituição (*turnover*) e aninhamento (*nestedness*).

O resultado da análise de diff β demonstram um incremento destes índices nos dois ambientes avaliados ao longo dos períodos estudados (Ros P&DI x Ros P&DII e Taq P&DI x Taq P&DII), representando uma variação positiva na composição funcional das espécies e um ganho de condicionantes ambientes entre os períodos avaliados (Figura 3). O Reservatório de Taquaruçu apresentou maior valor de diff β (Funct.bet-div = 0,4565) em relação ao Reservatório de Rosana (Funct.bet-div = 0,3474). Continuando na mesma tendência, a análise de Substituição (*turnover* - Func.Turn) apresentou Taquaruçu (P&DI x P&DII) com valores superiores em relação à Rosana (P&DI x P&DII), sendo que o valor de Func.Turn para Taquaruçu foi igual a 0,2072, enquanto que o Func.Turn para Rosana foi igual a 0,0217 (Figura 03). Já os resultados de aninhamento representam que Rosana possui um aninhamento igual a 0,357 e Taquaruçu corresponde ao valor de 0,2493 (Figura 3).

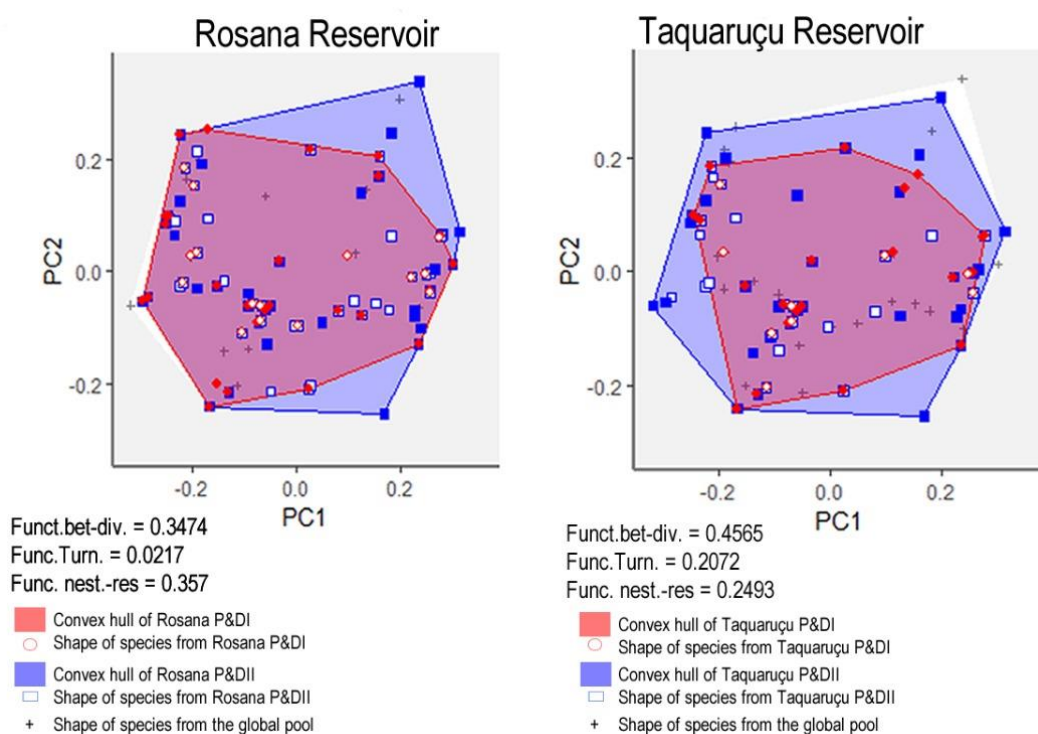


Figura 3: PCoA bidimensional com a representação da Diversidade Funcional Beta (Funct.bet.div), Turn-over (Func. Turn) e Aninhamento (Func.nest.-res) da ictiofauna dos reservatórios de Rosana e Taquaruçu durante os diferentes períodos de estudo (P&DI e P&DII).

Discussão

Ao todo foram capturadas 10 ordens, sendo que as três ordens mais representativas foram: Characiformes, Siluriformes e Cichliformes, obedecendo a padrão similar aos dados apresentados por Jarduli et al. (2019). No elenco de espécies capturadas neste trabalho quatro não foram contempladas nas avaliações de Jarduli et al. (2019), sendo elas: Clupeiformes/ Clupeide/ *Platanichthys platana* – sendo o primeiro registro de captura dessa ordem e família na bacia do Paranapanema; Characiformes/ Characidae/ *Psellogrammus kennedyi* e *Knodus moenkhausii*; Siluriformes/ Pimelodidae/ *Pimelodus argenteus*. Corroborando com os resultados apresentados por Jarduli et al. (2019), onde a análise de curva do coletor (*bootstrap*) considera que a riqueza de espécies da bacia ainda não está completamente amostrada. Importante salientar a facilidade de introdução e estabelecimento de novas espécies nestes ambientes alterados pelas barragens (Mack et al. 2000; Espínola and Júlio Junior 2007; Vitule et al. 2012).

A discrepância na riqueza de espécies apresentadas neste estudo (96 espécies) quando comparado a Jarduli et al. (2019) para a Região do baixo Paranapanema (197 espécies) é plausível uma vez que, as regiões do baixo Paranapanema com maiores riquezas e representatividade (Reservatório de Capivara e seus afluentes – rio Tibagi, Congonhas, Cinzas) não estiveram contempladas neste estudo, ficando restrita aos reservatórios de Rosana e Taquaruçu e seus afluentes. Em relação às espécies não nativas para a região do baixo Paranapanema a proporção de captura

obtida neste trabalho (32,29%) permaneceu similar a apresentada na avaliação de Jarduli et al. (2019) (34,93%) para a região, e denota um dos graves problemas dessa porção da bacia (Garcia et al. 2018).

A baixa representatividade de captura das espécies alvo do longo programa de peixamento desenvolvido na bacia do Paranapanema (Casimiro et al. 2022) também foi evidenciada durante o presente estudo nos períodos RosP&DI, TaqP&DI e TaqP&DII e foram aqui relacionadas a falta de critérios na seleção de matrizes que contribuem para uma prole inadequada e conseqüente alta taxa de mortalidade dos mesmos e contribuindo para a sua ineficácia (Savada 2021; Casimiro et al. 2022). Segundo informações do grupo CTG Brasil mais de 34 milhões de peixes já foram soltos desde o início do programa de peixamento realizado na bacia, porém, pouco tem sido feito para avaliar a efetividade desta atividade (Casimiro et al. 2022).

Quando o foco principal do peixamento é o repovoamento, ou seja, tem como finalidade aumentar o tamanho da população da espécie desejada, manutenção e sustentabilidade do estoque selvagem, faz-se necessário o emprego de técnicas mais apuradas para a produção dos alevinos com variabilidade genética adequada e utilização de metodologias para avaliar a interação das proles naturais com as “artificiais” (Araki and Schmid 2010).

Segundo Savada (2021), que analisou a variabilidade genética das matrizes e dos juvenis utilizados para o programa de soltura convencional, foi constatado que a diversidade e estrutura genética da população utilizada para a reprodução e seus frutos reprodutivos não estavam adequadas para a atividade, reduzindo a taxa de sobrevivência dos juvenis soltos e podendo acarretar a depreciação genética da população nativa resultando em danos para conservação das espécies alvo (Wang and Ryman 2001; Araki et al. 2007; Araki et al. 2008; Pimentel et al. 2020), corroborando com os dados de captura apresentados na Tabela 3.

Em relação às áreas de soltura, estes programas tradicionalmente realizam esta importante etapa considerando apenas a praticidade logística e divulgação midiática da atividade, não priorizando importantes aspectos ecológicos e real efetividade desta ação, como por exemplo: as características ecológicas dos pontos de solturas e disponibilidade de abrigo e alimento para esses juvenis, influenciando diretamente a taxa sobrevivência dos mesmos, e também o sigilo e proteção destas áreas que acabam sofrendo intensa pressão de pesca nos meses subsequentes. Estes fatores associados à precariedade da fiscalização culminam com redução da taxa de sobrevivência destes juvenis corroborando para o insucesso destes programas logo nas fases iniciais.

No entanto, os novos critérios de soltura dos juvenis utilizados no reservatório de Rosana durante o P&DII (Ros P&DII) consideraram aspectos importantes, tais como: grau de preservação das áreas, acessibilidade, presença de estruturas de refúgio, presença de alimento, onde buscou-se áreas com características semelhantes as áreas naturais de berçário destas espécies. Apesar de não ter ocorrido uma avaliação direta da taxa de sobrevivência, os resultados aqui obtidos foram

considerados satisfatórios haja vista que: o registro de captura de indivíduos destas espécies nos anos anteriores (P&DI) era baixo (*A. lacustris*) ou inexistente (*S. brasiliensis*), os indivíduos capturados durante o P&DII são condizentes com a idade e perspectiva de tamanho dos indivíduos soltos pelo novo programa, e as análises genéticas de seus tecidos caracterizaram origem semelhante à da população das matrizes e juvenis utilizadas durante o novo programa de peixamento (Savada 2021). Além deste fato, foi constantemente relatado a nossa equipe de trabalho o avistamento de cardumes de dourados (*S. brasiliensis*) e a captura ilegal de exemplares de pequeno porte (25 a 30 cm de comprimento total) desta espécie realizada por pescadores amadores, fato de destaque e não observado nos anos anteriores.

Apesar do pareamento de casais e variabilidade genética das matrizes e juvenis de *S. brasiliensis* e *A. lacustris* utilizados para o desenvolvimento desta nova metodologia de peixamento terem sido consideradas moderadamente satisfatórias (Savada 2021) e a quantidade de juvenis soltos terem sido aquém do planejamento inicial (250.000 dourados e 600.000 lambari-de-rabo-amarelo) devido a problemas durante a reprodução e produção dos mesmos (relatado pelo funcionário da própria CTG Brasil responsável por esta etapa do Projeto), os resultados foram considerados suficientes, uma vez que as populações destas espécies que haviam desaparecido dos registros dos programas de monitoramento deste reservatório voltaram a ser registradas.

Para melhor avaliar a efetividade deste novo processo de soltura e os efeitos desta moderada variabilidade genética dos indivíduos foco do novo peixamento na população nativa é fundamental a permanência do programa de monitoramento e o aprimoramento das metodologias utilizadas tanto para a avaliação da taxa de sobrevivência dos indivíduos soltos quanto para produção de novas gerações nas estações de piscicultura e a avaliação da interação entre os indivíduos de cultivos e os naturais. Um fator alarmante é o risco da ocorrência do processo de depressão por exogamia ou *outbreeding*, decorrente de falhas na seleção das matrizes e produção dos alevinos culminando na soltura de animais não adaptados ao ambiente local podendo prejudicar seriamente a eficiência do programa e a permanência da espécie na área afetada (Wang and Ryman 2001; Araki et al. 2007; Araki et al. 2008; Pimentel et al. 2020).

Estudos têm enfatizado a importância da condução do processo de produção dos alevinos nas estações de pisciculturas de forma a utilizarem matrizes selvagens e de origem semelhante as das populações foco de reposição (Wang and Ryman 2001; Araki et al. 2007; Araki et al. 2008; Hervas et al. 2010). Estes estudos também consideram que as interferências promovidas pela seleção artificial associada à ausência dos processos de seleção natural nas estações de produção podem culminar em perdas significativas no fitness dos indivíduos interferindo na sua capacidade de sobrevivência e interação com os indivíduos selvagens (Wang and Ryman 2001; Araki et al. 2007; Araki et al. 2008; Hervas et al. 2010).

Outro fator importante é a ausência e/ou precariedade das atividades de fiscalização e existência da atividade de pesca predatória ilegal. A pesca e abate de espécimes de *S. brasiliensis* é proibida para toda a bacia do alto rio Paraná desde 2018 (Lei No. 19789/2018), apesar disso, durante o desenvolvimento do trabalho nos foi relatado constantemente à captura de exemplares desta espécie, indivíduos de pequeno porte (25 a 30 cm de comprimento total) condizentes com a idade e classe de tamanho dos indivíduos oriundos do novo programa de soltura, influenciando negativamente os nossos resultados, a conservação e as intenções socioambientais do projeto (Goeden 1982; Dias et al. 2022).

Um dos efeitos esperados das espécies utilizadas neste programa seriam o seu potencial modulador e de equilibrar as estruturas das comunidades e assim recompor o equilíbrio das funcionalidades do ambiente como um todo (Power et al. 1996). Os resultados aqui levantados demonstram incremento dos padrões de Diversidade Funcional (α e β) e seus índices de forma equiparada entre as duas comunidades e os diferentes métodos de peixamento empregados nos dois ambientes avaliados (área teste e área controle), sendo considerado que a janela de estudo aqui aplicada foi insuficiente para que esses ajustes ocorressem e se tornassem perceptíveis estatisticamente demandando um período mais prolongado de para melhor avaliação (Hale and Koprowski, 2018).

Outro fator bastante importante é a quantidade de espécies não nativas presentes nestes ambientes, independente do período ou área de estudo a quantidade de espécies não nativas em cada reservatório nos períodos aqui representados sempre foi superior a 35% da riqueza de espécies capturadas (Tabela 4). Associado a isso, a dominância das espécies não nativas também foi observada, sendo representada pela queda da uniformidade funcional (feve) representando irregularidade da distribuição e abundância entre as espécies capturadas e podendo ser atribuído a maior representatividade das espécies não nativas. Como consequência, as espécies não-nativas podem modificar a estrutura da comunidade, substituindo as espécies nativas, resultando em um processo conhecido como homogeneização biótica (Mack et al. 2000; Espínola and Júlio-Junior, 2007; Galvanese et al. 2022). Ferraz et al. (2021.b), relata a perda de diversidade funcional do reservatório de Taquaruçu, comparando as fases iniciais de formação do mesmo (1993 a 2001 - Britto and Carvalho 2006) com o período após sua estabilização (28 anos após a sua formação), apresentando um resultado diferente ao apresentado neste estudo. No entanto, esse aumento de diversidade funcional encontrado no presente estudo foi atribuído a grande quantidade de espécies não nativas encontradas e já demonstra o processo de homogeneização biótica (Mack et al. 2000; Espínola and Júlio Junior 2007; Toussaint et al. 2018). Os dois ambientes avaliados apresentaram representativo incremento de diversidade funcional entre os diferentes períodos estudados, sendo este incremento não atribuído as diferentes metodologias de peixamento aplicadas e sim a grande quantidade de espécies não nativas

presentes nestes ambientes dando a falsa impressão de positivo aumento da diversidade funcional (Rojas et al. 2021).

No entanto, outros resultados foram considerados positivos fornecendo indícios da eficiência deste método. No reservatório de Taquaruçu, onde foi empregado o método tradicional de peixamento, além da captura das espécies alvo do peixamento terem sido não representativas ou nula, a análise de genética não apresentou indícios de origem relacionada aos peixes produzidos nas estações de piscicultura colocando em dúvida a qualidade dos alevinos produzidos, a metodologia de soltura e o seu potencial de sobrevivência destes indivíduos soltos em ambiente natural (Savada 2021, Casimiro et al. 2021), além disso, a escolha aleatória dos ambientes de soltura associada a falta de proteção destas áreas podem ter contribuído para a alta taxa de mortalidade dos juvenis soltos reduzindo ou anulando a efetividade da metodologia de peixamento empregada.

Já no reservatório de Rosana, onde a nova metodologia foi aplicada, a captura das espécies alvo tiveram ocorrência de captura e no caso de *A. lacustris* expressivo aumento, além do que, o avistamento de cardumes e a pesca de espécimes de *S. brasiliensis* por pescadores amadores foi constantemente relatada e observada pela equipe. A pesca predatória de espécies chave em regiões onde suas populações estão em risco é determinantemente impactante e pode provocar danos à comunidade como um todo (Goeden 1982; Dias et al. 2022). Em ambientes onde as populações destas espécies são reduzidas a atividade de pesca predatória exerce importante pressão sobre estas populações e conseqüentemente sobre a comunidade como um todo (Goeden 1982; Dias et al. 2022), sendo fundamental acompanhamento de trabalho multidisciplinar (fiscalização e educação ambiental).

Apesar da análise de diversidade funcional não ter sido considerada representativa no que se refere ao potencial modulador das espécies analisadas, os novos critérios de soltura (seleção de matrizes e qualidade genética dos alevinos e escolha adequada dos locais de soltura dos juvenis) nos forneceram importantes resultados iniciais direcionando a urgente necessidade de continuidade dos estudos (Hale and Koprowski, 2018), pois, os resultados decorrentes destas metodologias podem ser lentos (Mittelbach et al. 1995; Ripple and Beschta 2012) e dependente do grau de degradação ambiental que influencia diretamente na resistência e resiliência ecológica do ambiente (Palumbi et al., 2008).

A continuidade deste estudo, apesar dos resultados não serem expressivos, eles fornecem indícios de sucesso. Outros estudos semelhantes demandaram mais tempo até que os resultados se tornassem mais claros e estatisticamente representados (Mittelbach et al. 1995; Ripple and Beschta 2012).

Conclusão

A evolução dos processos envolvendo a atividade de peixamento no mundo estão ocorrendo, no entanto, as políticas públicas nacionais ainda permanecem desatualizadas. O investimento em pesquisa de base nesta área ainda é escasso e a evolução é lenta, ao mesmo tempo em que o declínio da população das espécies de peixes nas bacias constantemente impactadas pelas barragens e outros fatores é uma realidade. Neste sentido, a relevância dos estudos envolvendo as espécies moduladoras e as atividades de peixamento resulta na necessidade de reintroduzi-las na intenção da possibilidade de reequilibrar o sistema (Hale and Koprowski 2018).

Projetos como este são fundamentais para guiar e coordenar novas políticas assertivas de peixamento, favorecendo de forma real a mitigação de impactos ambiente, a conservação das espécies nativas e a sociedade.

Os novos critérios de seleção e soltura dos juvenis aqui empregados foram considerados uma evolução do processo, visto que as espécies foco das solturas passaram a ter representatividade nas amostragens e suas origens podem ser correlacionadas as solturas, no entanto, é possível aprimorar ainda mais os critérios de seleção de matrizes e produção dos juvenis para que a variabilidade genética seja satisfatória e a avaliação seja mais precisa (Savada 2021).

A importância das espécies chave para o equilíbrio de um sistema já é reconhecido, porem a sua reintrodução para restabelecer o equilíbrio de uma comunidade impactada ainda é pouco utilizada e conhecida. Desta forma, o estímulo a novas pesquisas e aprimoramento das metodologias empregadas é fundamental para o constante aprimoramento, para que possam ser mais assertivas e cumprirem o real papel ambiental.

As políticas ambientais empregadas no país vêm sendo realizadas de forma arbitrária e desatualizada e em muitos casos resultam em intenções mitigatórias que causam tanto impacto quanto ao próprio empreendimento. Neste contexto, a constante atualização e a multidisciplinariedade das equipes responsáveis por avaliar e/ ou sugerir medidas mitigatórias é fundamental.

Agradecimentos

Gostaríamos de agradecer a Aparecido De Souza e Edson S. Da Silva pela ajuda no trabalho de campo. Também, ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Londrina, Departamento de Biologia Animal e Vegetal do Centro de Ciências Biológicas, Brasil, pela assistência. Agradecer a empresa CTG Brasil e a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), Brasil – Código de Financiamento 001, por todo o apoio financeiro.

Referências

- Agostinho AA, Gomes LC, Suzuki HI, Júlio Junior HF (2003) Migratory fishes of the upper Paraná River basin, Brazil. Carolsfeld J, Harvey B, Ross C, Baer A (2003) *Migratory fishes of South America*. World Fisheries Trust, Victoria, BC.
- Agostinho AA, Gomes LC, Pelicice FM (2007) Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil. Uem.
- Agostinho AA, Pelicice FM, Gomes LC, Júlio Jr H F (2010) Reservoir fish stocking: when one plus one may be less than two. *Natureza & Conservação*, 8(2), 103-111.
- Agostinho AA, Gomes LC, Santos NC, Ortega JC, Pelicice FM (2016) Fish assemblages in Neotropical reservoirs: Colonization patterns, impacts and management. *Fisheries Research*, 173, 26-36.
- Almeida FSD, Lopes CM, Orsi ML, Sirol RN, Sodr e LMK (2013) Genetic monitoring by RAPD markers for repopulation programs of *Salminus brasiliensis* (Pisces, Characiformes). *Acta Scientiarum. Animal Sciences*, 35, 119-126.
- Araki H, Ardren WR, Olsen E, Cooper B, Blouin, MS (2007) Reproductive success of captive-bred steelhead trout in the wild: evaluation of three hatchery programs in the Hood River. *Conservation Biology*, 21(1), 181-190.
- Araki H, Berejikian BA, Ford MJ, Blouin MS (2008) Fitness of hatchery-reared salmonids in the wild. *Evolutionary applications*, 1(2), 342-355.
- Araki H, Schmid C (2010) Is hatchery stocking a help or harm?: Evidence, limitations and future directions in ecological and genetic surveys. *Aquaculture*, 308, S2-S11.
- Barzotto E, Sanches PV, Bialezki A, Orvati L, Gomes LC (2015) Larvae of migratory fish (Teleostei: Ostariophysi) in the lotic remnant of the Paran a River in Brazil. *Zoologia (Curitiba)*, 32, 270-280.
- Bennemann ST, Galves W, Capra LG (2011) Recursos alimentares utilizados pelos peixes e estrutura trófica de quatro trechos no reservatório Capivara (Rio Paranapanema). *Biota Neotropica*, 11, 63-71.
- Britto SGDC, Carvalho ED (2006) Ecological attributes of fish fauna in the Taquaruçu Reservoir, Paranapanema River (Upper Paran a, Brazil): composition and spatial distribution. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 18(4), 377-388.
- Casimiro ACR, Vizintim Marques AC, Claro-Garcia A, Garcia DAZ, de Almeida FS, Orsi ML(2022) Hatchery fish stocking: case study, current Brazilian state, and suggestions for improvement. *Aquaculture International*, 30(5), 2213-2230.
- Dias RM, Pel ez O, Lopes TM, Oliveira AGD, Angulo-Valencia MA, Agostinho AA (2022) Importance of protection strategies in the conservation of the flagship species “dourado” *Salminus brasiliensis* (Characiformes: Bryconidae). *Neotropical Ichthyology*, 20.
- Espínola LA, Ferreira Júlio Junior H (2007) Espécies invasoras: conceitos, modelos e atributos. *Interciencia*, 32(9), 580-585.

- Fairchild EA, Howell WH (2004) Factors affecting the post-release survival of cultured juvenile *Pseudopleuronectes americanus*. *Journal of Fish Biology*, 65, 69-87.
- Ferraz JD, Casimiro AC, Garcia DA, Pereira AD, Jarduli LR, Almeida FSD, Orsi ML (2021.a) Taxonomic loss and functional reduction over time in the ichthyofauna of the Taquaruçu Reservoir, lower Paranapanema River, Southern Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 19.
- Ferraz JD, Garcia DAZ, Casimiro ACR., Geller IV, Almeida FS, Orsi ML (2021.b) Length-weight relationship and relative condition factor of 31 small-sized fishes of the Paranapanema river basin. *Boletim do Instituto de Pesca*, 47.
- Fricke R, Eschmeyer WN, van der Laan R (eds) (2022) ESCHMEYER'S CATALOG OF FISHES: GENERA, SPECIES, REFERENCES. (<http://researcharchive.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/fishcatmain.asp>). Electronic version accessed 10/10/2022.
- Froese R, Pauly D (2022) *FishBase*. World Wide Web electronic publication. www.fishbase.org, version (08/2022).
- Galvanese EF, Costa APL, Araújo ES, Falkievicz BC, de Melo GGV, Vitule JRS, Padial AA (2022) Community stability and seasonal biotic homogenisation emphasize the effect of the invasive tropical tanner grass on macrophytes from a highly dynamic neotropical tidal river. *Aquatic Sciences*, 84(2), 30.
- Garcia DAZ, Vidotto-Magnoni AP, de Almeida FS, Costa A, Yabu M, de Souza JG, Orsi ML (2015) Ichthyofauna of streams of the Lower Paranapanema River basin, state of Paraná, Brazil. *Check List*, 11(5), 1-8.
- Garcia DAZ, Britton JR, Vidotto-Magnoni AP, Orsi M L (2018) 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.
- Garnier E, Navas ML, Grigulis K (2016) *Plant functional diversity: organism traits, community structure, and ecosystem properties*. Oxford University Press.
- Goeden GB (1982) Intensive fishing and a 'keystone' predator species: ingredients for community instability. *Biological Conservation*, 22(4), 273-281.
- Gomes LCP (2015) Atividade pesqueira: Antecedentes históricos e regulação. In: Câmara dos Deputados. Legislação sobre pesca e aquicultura [recurso eletrônico]: dispositivos constitucionais, leis e decretos relacionados a pesca e aquicultura. Brasília: Câmara dos Deputados, p. 11- 20, 231 p. <https://www.pescamadora.com.br/wp-content/uploads/Legislacao-Sobre-Pesca-e-Aquicultura.pdf>. Acessado em 10/08/2021
- da Graça WJ, Pavanelli CS (2007) *Peixes da planície de inundação do alto rio Paraná e áreas adjacentes*. Maringá: EDUEM – PR.
- Hale SL, Koprowski JL (2018) Ecosystem-level effects of keystone species reintroduction: A literature review. *Restoration Ecology*, 26(3), 439-445.
- Hahn NS, Fugi R, Peretti D, Russo MR, Loureiro-Crippa VE (2002) Estrutura trófica da ictiofauna da planície de inundação do alto rio Paraná. *A planície de inundação do alto Rio Paraná*, 123-126.

- Hervas S, Lorenzen K, Shane MA, Drawbridge MA (2010) Quantitative assessment of a white seabass (*Atractoscion nobilis*) stock enhancement program in California: Post-release dispersal, growth and survival. *Fisheries Research*, 105(3), 237-243.
- Hilsdorf AWS, Caneppele D (2021) Recursos genéticos e Repovoamento de peixes- dois lados da mesma moeda. *Revista de Recursos Genéticos - RG News*,7(1), 17-43.
- Jarduli LR, Garcia DAZ, Vidotto-Magnoni AP, Casimiro ACR, Vianna NC, Almeida FSD, ... , Orsi ML (2019) Fish fauna from the Paranapanema River basin, Brazil. *Biota Neotropica*, 20.
- Jarduli LR, Pereira AD, Garcia DAZ, Ferraz JD, Geller IV, Orsi ML (2021) Distribution modeling of *Psellogrammus kennedyi* (Eigenmann, 1903) and new records in the Lower Paranapanema River, Brazil. *Check List*, 17(5), 1277-1284.
- Johnson MS (2000) Measuring and interpreting genetic structure to minimize the genetic risks of translocations. *Aquaculture research*, 31(1), 133-143.
- Júlio-Júnior HF, Thomaz SM, Agostinho AA, Latini JD (2005) Distribuição e caracterização dos reservatórios. *Biocenoses em reservatórios: padrões espaciais e temporais*. São Carlos: Rima, 1-16.
- Laliberté E, Legendre P (2010) A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology*, 91(1), 299-305.
- Legendre P, Legendre L (2012) Numerical ecology. Elsevier.
- Junior DPL, Pelicice FM, Vitule JRS, Agostinho AA (2012) Aquicultura, política e meio ambiente no Brasil: Novas propostas e velhos equívocos. *Natureza e Conservação*, 10(1), 88-91.
- Mack RN, Simberloff D, Mark Lonsdale W, Evans H, Clout M, Bazzaz FA (2000) Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control. *Ecological applications*, 10(3), 689-710.
- Mason NW, Mouillot D, Lee WG, Wilson JB (2005) Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. *Oikos*, 111(1), 112-118.
- Maire E, Grenouillet G, Brosse S, Villéger S (2015) How many dimensions are needed to accurately assess functional diversity? A pragmatic approach for assessing the quality of functional spaces. *Global Ecology and Biogeography*, 24(6), 728-740.
- Magneville C, Loiseau N, Albouy C, Casajus N, Claverie T, Escalas A, ..., Villéger S (2021) mFD: a computation of functional spaces and functional indices. R package version 1.0. 0.
- Magnoni APV (2009) Ecologia trófica das assembléias de peixes do reservatório de Chavantes (Medio rio Paranapanema. SP/PR).
- Marques AC (2018) Influência do uso de solo no recrutamento da ictiofauna na bacia do rio Paranapanema, São Paulo/ Paraná, Brasil. 71f.:il. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) – Universidade Estadual de Londrina, Centro de Ciências Biológicas, Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, Londrina.
- Mason NW, Mouillot D, Lee WG, Wilson JB (2005) Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. *Oikos*, 111(1), 112-118.

- Mason NW, Mouillot D (2013) Functional diversity measures. In: Levin SA (ed.). *Encyclopedia of Biodiversity*. 2nd. edn. Waltham, MA: Academic Press. p. 597-608.
- Mittelbach GG, Turner AM, Hall DJ, Rettig JE, Osenberg CW (1995) Perturbation and resilience: a long-term, whole-lake study of predator extinction and reintroduction. *Ecology*, 76(8), 2347-2360.
- Montoya D, Yallop ML, Memmott J (2015) Functional group diversity increases with modularity in complex food webs. *Nature communications*, 6(1), 7379.
- Mouillot D, Graham NA, Villéger S, Mason NW, Bellwood DR (2013) A functional approach reveals community responses to disturbances. *Trends in ecology & evolution*, 28(3), 167-177.
- Negret BES (Ed.) (2016) *La ecología funcional como aproximación al estudio, manejo y conservación de la biodiversidad: protocolos y aplicaciones*. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.
- Orsi ML (2010) *Estratégias reprodutivas de peixes da região média-baixa do rio Paranapanema, Reservatório de Capivara*. Blucher Acadêmico, São Paulo.
- Orsi ML, Britton JR (2014) Long-term changes in the fish assemblage of a neotropical hydroelectric reservoir. *Journal of Fish Biology*, 84(6), 1964-1970.
- Orsi ML, Almeida FS, Swarça AC, Claro-García A, Vianna NC, Garcia DAZ, 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.
- Ota RR, Deprá GDC, Graça WJD, Pavanelli CS (2018) Peixes da planície de inundação do alto rio Paraná e áreas adjacentes: revised, annotated and updated. *Neotropical Ichthyology*, 16.
- Palumbi SR, McLeod KL, Grünbaum D (2008) Ecosystems in action: lessons from marine ecology about recovery, resistance, and reversibility. *BioScience*, 58(1), 33-42.
- Pelicice FM, Agostinho AA (2008) Fish-passage facilities as ecological traps in large neotropical rivers. *Conservation biology*, 22(1), 180-188.
- Pelicice FM, Vitule JRS, Lima Junior DP, Orsi ML, Agostinho AA (2014) A serious new threat to Brazilian freshwater ecosystems: the naturalization of nonnative fish by decree. *Conservation Letters*, 7(1), 55-60.
- Petchey OL, Gaston KJ (2002) Functional diversity (FD), species richness and community composition. *Ecology letters*, 5(3), 402-411.
- Petchey OL, Gaston KJ (2006) Functional diversity: back to basics and looking forward. *Ecology letters*, 9(6), 741-758.
- Pimentel JDSM, Ludwig S, Resende LC, Brandão-Dias PFP, Pereira AH, de Abreu NL, ..., Kalapothakis E (2020) Genetic evaluation of migratory fish: Implications for conservation and stocking programs. *Ecology and Evolution*, 10(19), 10314-10324.

- Pimm SL, Jenkins CN, Abell R, Brooks TM, Gittleman JL, Joppa LN, ..., Sexton JO (2014) The biodiversity of species and their rates of extinction, distribution, and protection. *Science*, 344(6187), 1246752.
- Power ME, Tilman D, Estes JA, Menge BA, Bond WJ, Mills LS, ..., Paine RT (1996). Challenges in the quest for keystones: identifying keystone species is difficult—but essential to understanding how loss of species will affect ecosystems. *BioScience*, 46(8), 609-620.
- Ripple WJ, Beschta RL (2012) Trophic cascades in Yellowstone: the first 15 years after wolf reintroduction. *Biological Conservation*, 145(1), 205-213.
- Rojas P, Castro SA, Vila I, Jaksic FM (2021) Exotic species elicit decoupled responses in functional diversity components of freshwater fish assemblages in Chile. *Ecological Indicators*, 133, 108364.
- Ruaro R, Conceição EO, Silva JC, Cafoto EG, Angulo-Valencia MA, Mantovano T, ..., Bailly D (2019) Climate change will decrease the range of a keystone fish species in La Plata River Basin, South America. *Hydrobiologia*, 836, 1-19.
- Sartori LP (2008) *Compartimentalização longitudinal do reservatório de Rosana (Rio Paranapanema, SP/PR)–Variáveis limnológicas e assembleias zooplancônicas* (Doctoral dissertation, Tese de doutorado em Ciências Biológicas, Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Botucatu).
- Savada CS (2021) *Genética aplicada à conservação da ictiofauna no rio Paranapanema, Brasil*. Tese (Doutorado em Genética e Biologia Molecular). Universidade Estadual de Londrina, Centro de Ciências Biológicas, Programa de Pós-Graduação em Genética e Biologia Molecular. Londrina.
- Schleuter D, Daufresne M, Massol F, Argillier C (2010) A user's guide to functional diversity indices. *Ecological monographs*, 80(3), 469-484.
- Silva FR, Gonçalves-Souza T, Paterno GB, Provetto DB, Vancine MH (2022) *Análises ecológicas no R*. Ulysses Paulino de Albuquerque [editor] – 1.ed. – Recife, PE : São Paulo : Nupeea : Canal 6, p. 640.
- Sousa AD, Carvalho DC, Melo DC, Seerig AS, Oliveira DAA, Ribeiro LP, ..., Faria PMC (2006) A utilização de baixo número de matrizes em piscicultura: perda de recursos genéticos para programas de repovoamento. *Revista Brasileira de Reprodução Animal*, 30(3/4), 100-104.
- Toussaint A, Charpin N, Beauchard O, Grenouillet G, Oberdorff T, Tedesco PA, ..., Villéger S (2018) Non-native species led to marked shifts in functional diversity of the world freshwater fish faunas. *Ecology letters*, 21(11), 1649-1659.
- Vazzoler AEAM (1996) *Biologia da reprodução de peixes teleósteos: teoria e prática*. Maringá: EDUEM.
- Vidotto-Magnoni AP, Garcia DAZ, de Almeida FS, Costa A, Yabu M, de Souza JG, Orsi ML (2015) Ichthyofauna of streams of the Lower Paranapanema River basin, state of Paraná, Brazil. *Check List*, 11(5), 1-8.
- Vieira F, dos Santos Pompeu P (2001) Peixamentos: uma alternativa eficiente? *Ciência Hoje*, 28-33.

- Villéger S, Mason NW, Mouillot D (2008) New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology*, 89(8), 2290-2301.
- Villéger S, Grenouillet G, Brosse S (2013) Decomposing functional β -diversity reveals that low functional β -diversity is driven by low functional turnover in European fish assemblages. *Global Ecology and Biogeography*, 22(6), 671-681.
- Violle C, Navas ML, Vile D, Kazakou E, Fortunel C, Hummel I, Garnier E (2007) Let the concept of trait be functional!. *Oikos*, 116(5), 882-892.
- Vitule JRS, 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.
- Wang J, Ryman N (2001) Genetic effects of multiple generations of supportive breeding. *Conservation Biology*, 15(6), 1619-1631.
- Winemiller KO (1995) Aspects structurels et fonctionnels de la biodiversité des peuplements de poissons. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, (337-338-339), 23-45.