

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

AMANDA CANTARUTE RODRIGUES

Variáveis limnológicas e estruturais do *habitat* predizem a diversidade funcional e a composição das comunidades de peixes em lagoas de planície de inundação

Maringá
2018

AMANDA CANTARUTE RODRIGUES

Variáveis limnológicas e estruturais do *habitat* predizem a diversidade funcional e a composição das comunidades de peixes em lagoas de planície de inundação

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais do Departamento de Biologia, Centro de Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Maringá, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Ciências Ambientais.
Área de Concentração: Ciências Ambientais

Orientador: Prof. Dr. Luiz Carlos Gomes

Maringá
2018

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

R696v Rodrigues, Amanda Cantarute, 1995-
Variáveis limnológicas e estruturais do *habitat* predizem a diversidade funcional e a composição das comunidades de peixes em lagoas de planície de inundação / Amanda Cantarute Rodrigues.-- Maringá, 2018.
38 f. : il.

Dissertação (mestrado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais)-- Universidade Estadual de Maringá, Dep. de Biologia, 2018.
Orientador: Prof. Dr. Luiz Carlos Gomes.

1. Peixes de água doce - Comunidades, Ecologia de - Diversidade funcional e composição - Planície de inundação - Alto rio Paraná. 2. Peixes de água doce - Variações ambientais - Oligotrofização - Planície de inundação - Alto rio Paraná. I. Universidade Estadual de Maringá. Departamento de Biologia. Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais.

CDD 23. ed. -597.178209816
NBR/CIP - 12899 AACR/2

AMANDA CANTARUTE RODRIGUES

Variáveis limnológicas e estruturais do *habitat* predizem a diversidade funcional e a composição das comunidades de peixes em lagoas de planície de inundação

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

COMISSÃO JULGADORA

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

Dr. Jean Carlo Gonçalves Ortega
Universidade Federal de Goiás (UFG)

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

Aprovada em: 20 de fevereiro de 2018.

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

Dedico este trabalho a todos os “culpados” pela minha excelente formação e que tornaram possível a realização desse trabalho.

AGRADECIMENTOS

A Deus, por sempre guiar meus passos e me permitir vivenciar esses dois anos incríveis, colocando pessoas essenciais do meu lado.

Aos meus pais, Paulo e Ana Maria, e minha irmã Ana Beatriz, pelo apoio e suporte necessário durante esse período e por estarem sempre presentes. Essa conquista é pra vocês.

Ao meu orientador Prof. Dr. Luiz Carlos Gomes, pela oportunidade e por todos os ensinamentos desde a minha graduação. Obrigada pelo incentivo e por me ajudar a crescer profissionalmente.

As amigas fantásticas que fiz durante minha graduação, Carina, Lareska, Bárbara e Flávia, por ainda estarem sempre presentes após esses dois anos formadas, mesmo com a distância, novos trabalhos e novas faculdades. Amigas, vocês são o melhor presente que a Biologia podia ter me dado.

Aos amigos que continuaram no mesmo caminho do mestrado que eu, Matheus, Beatriz e Bárbara, por dividirem comigo todos os momentos de correria e stress, mas sempre me lembrando de que no final tudo ia dar certo. Vocês são para sempre.

A todos os colegas do laboratório de Ecoestatística, Natália, Carolina, Rafaela, Maria Júlia, Matheus, e a nossa agregadinha, Ana Paula, por todas as conversas, cafezinhos da tarde, amizade, parcerias e todo conhecimento trocado. Sem o incentivo de vocês eu nunca conseguiria ter chegado até aqui.

As minhas eternas amigas do colégio, as “maristinhas” Ana Paula, Mariana, Raquel, Paola e Amanda, por sempre acreditarem em mim e me mostrarem que, mesmo não estando mais presentes no meu dia-a-dia, sempre vou ter vocês do meu lado.

A turma de Mestrado 2016, pelas novas amigas que fiz com pessoas incríveis e por todos os momentos compartilhados nas disciplinas e nos nossos “amigos da onça”.

Ao Nupélia, pela infraestrutura e recursos oferecidos para a realização deste trabalho.

Ao CNPq pelo financiamento do projeto institucional PELD.

Por fim, a todos os integrantes do Nupélia, por todas as ajudas, compartilhamento de conhecimentos e paciência. Todos foram essenciais para minha formação profissional.

“The things that excite you are not random. They are connected to your purpose. Follow them”.

(Autor desconhecido)

Variáveis limnológicas e estruturais do *habitat* preveem a diversidade funcional e a composição das comunidades de peixes em lagoas de planície de inundação

RESUMO

Investigou-se de que forma a variação ambiental criada nas lagoas de planície de inundação explica a variação das assembleias de peixes. Avaliou-se um índice taxonômico e dois funcionais da comunidade de peixes de seis lagoas da planície de inundação do alto rio Paraná, investigando se suas mudanças dependem do mesmo conjunto de preditores. Foi predito que a riqueza taxonômica será mais explicada pelas variáveis limnológicas e a variação funcional pelas variáveis estruturais do ambiente. Os dados compreendem uma escala temporal de 14 anos. Foram amostradas oito variáveis limnológicas e quatro variáveis estruturais do *habitat*, além do nível da água. As amostras dos peixes foram realizadas utilizando redes de arrasto. A diversidade funcional foi avaliada a partir de seis traços funcionais, dos quais foram calculadas a dispersão e a redundância funcional para cada amostra, além da riqueza taxonômica. Foram construídos modelos de regressão utilizando os três índices como variáveis respostas e as ambientais como preditoras da variação na comunidade. Os resultados mostraram que a riqueza taxonômica foi influenciada por variáveis limnológicas e estruturais. A dispersão funcional variou significativamente apenas com variáveis estruturais e a redundância funcional com duas variáveis limnológicas. Além disso, foi encontrada uma alta redundância funcional nesses locais, variando significativamente com a concentração de clorofila na água em uma forma negativa. Isso pode sugerir que ambientes oligotróficos apresentam espécies mais similares entre si, possivelmente agindo como um filtro ambiental, o que coincide com o atual processo de oligotrofização no ambiente estudado.

Palavras-chave: Distribuição de espécies. Dispersão funcional. Redundância funcional. Riqueza taxonômica. Processo de oligotrofização.

Limnological and habitat structural variables predict the functional diversity and composition of fish communities in floodplain lakes

ABSTRACT

It was investigated in which way the environmental variation created on floodplain lagoons explains the variation of fish assemblages. It was evaluated one taxonomic index and two functional indices of fish communities from six floodplain lakes of the upper Paraná River floodplain, investigating if their changes depend of the same set of predictors. It was predicted that the taxonomic richness will be more explained by limnological variables and the functional variation by environmental structural variables. The data comprise a time scale of 14 years. It was sampled eight limnological variables and four habitat structural variables, besides the water level. Fish samples were realized using seining nets. Functional diversity was evaluated from six functional traits, from which functional dispersion and functional redundancy for each sample were calculated, besides the taxonomic richness. Regression models were built utilizing the three indices as response variables and environmental variables as predictors of the community variation. The results showed that the taxonomic richness was influenced by limnological and structural variables. Functional dispersion significantly varied only with structural variables and functional redundancy with two limnological variables. In addition, it was found a high functional redundancy at these sites, varying significantly with concentration of chlorophyll in water in a negative way. This may suggest that oligotrophic environments present more similar species, possibly acting as an environmental filter, which coincides with the current oligotrophication process in the studied environment.

Keywords: Species distribution. Functional dispersion. Functional redundancy. Taxonomic richness. Oligotrophication process.

Dissertação elaborada e formatada conforme as normas das publicações científicas em *Ecology of Freshwater Fish*. Disponíveis em:

<[http://onlinelibrary.wiley.com/journal/10.1111/\(ISSN\)1600-0633/homepage/ForAuthors.html](http://onlinelibrary.wiley.com/journal/10.1111/(ISSN)1600-0633/homepage/ForAuthors.html)>

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	10
2	MÉTODOS	12
2.1	ÁREA DE ESTUDO	12
2.2	VARIÁVEIS AMBIENTAIS	13
2.3	AMOSTRAS DE PEIXES	14
2.4	TRAÇOS FUNCIONAIS	14
2.5	DIVERSIDADE FUNCIONAL	15
2.6	ANÁLISE DE DADOS	16
3	RESULTADOS	16
4	DISCUSSÃO	19
	REFERÊNCIAS	24
	APÊNDICE A – Traços funcionais das espécies de peixe das lagoas da planície de inundação do alto Rio Paraná	31
	APÊNDICE B – Riqueza Taxonômica, Dispersão Funcional e Redundância Funcional das espécies de peixes das lagoas da planície de inundação do alto Rio Paraná ao longo dos anos.	36
	APÊNDICE C – Resultados dos modelos para a Riqueza Taxonômica, Dispersão Funcional e Redundância Funcional com as estimativas dos parâmetros, erro padrão, valor z e valor de significância.	37

1 INTRODUÇÃO

Em uma escala local, vários fatores como interações bióticas, características do *habitat* local, fatores ambientais regionais e fatores históricos contribuem potencialmente para determinar a distribuição das espécies (Matthews, 1998; Hoeinghaus et al., 2007). Muitos dos estudos sugerem que gradientes ambientais agem como barreiras que limitam a dispersão das espécies e sua persistência (Olden et al., 2010; Mattos et al., 2014; Terra et al., 2016; Rodrigues-Filho et al., 2017), também sugerindo que as condições ambientais locais agem como filtros selecionando as espécies mais pré-adaptadas (Poff, 1997). Esses gradientes ambientais são fornecidos principalmente por várias variáveis físicas e químicas da água, as quais influenciam diretamente nas assembleias de peixes e já foram encontradas como variáveis importantes na estruturação das comunidades de peixes (Rodríguez & Lewis, 1997; Matthews, 1998; Tejerina-Garro et al., 2005; Petry et al., 2011; Carvalho & Tejerina-Garro, 2015a,c). Além disso, a heterogeneidade do *habitat* também influencia a diversidade e a distribuição de espécies (MacArthur & MacArthur, 1961; Kovalenko et al., 2012) e, em sistemas aquáticos, a complexidade em corpos d'água já foi encontrada influenciando significativamente na assembleia de peixes (Willis et al., 2005; Ferrari et al., 2017), incluindo aquelas habitando planícies de inundação (Thomaz et al., 2007).

Planícies de inundação são sistemas complexos caracterizados por alta heterogeneidade de *habitat* e uma ampla variedade de *habitats* aquáticos (Junk et al., 1989; Thomaz et al., 2007). Esses sistemas são controlados principalmente pelo regime hidrológico, o qual é o fator chave direcionando o funcionamento ecológico e os padrões da biodiversidade (Junk et al., 1989), alterando características físicas, químicas e biológicas dos *habitats* em uma planície (Taniguchi et al., 2004; Thomaz et al., 2007). As lagoas são representadas por uma grande variabilidade em tamanhos, formas e condições ambientais, incluindo a biomassa e a diversidade de macrófitas aquáticas (Dibble & Pelicice, 2010). Os períodos de conexão desses *habitats* com o sistema inteiro, fornecido por uma inundação, irá homogeneizar as características de vários *habitat* na planície (Thomaz et al., 2007). À medida que a inundação recua, cada lagoa apresentará condições ambientais específicas, e tais gradientes criados ao longo do tempo e do espaço, em sistemas de rio-planície de inundação, irão afetar diretamente a biodiversidade desses *habitats*, e isso é de importância

fundamental para a manutenção da alta diversidade biológicas nesses sistemas como um todo (Thomaz et al., 2007).

Existem vários estudos que discutem qual métrica de diversidade deve ser usada para identificar os padrões nas assembleias de peixes (Villéger et al., 2010; Teresa & Casatti, 2012; Toussaint et al., 2016; Rodrigues-Filho et al., 2017). Classicamente, os estudos indexam a diversidade de espécies usando métricas conhecidas como diversidade taxonômica, tal como a riqueza de espécies (Birk et al., 2012; Teresa & Casatti, 2012). O problema é que tais índices são baseados apenas na identidade taxonômica, o que fornece uma visão incompleta da biodiversidade, uma vez que eles não levam em consideração a identidade biológica e diferenças entre as espécies (Villéger et al., 2010). Nas últimas duas décadas, houve um aumento notável no número de estudos incorporando os aspectos da diversidade funcional das comunidades (Teresa & Casatti, 2012; Manna et al., 2013; Villéger et al., 2017). Essa abordagem é baseada no uso de traços funcionais, definidos como qualquer atributo biológico mensurável em um indivíduo que impacta a performance do organismo e, portanto, o seu fitness (Violle et al., 2007). Adicionalmente, para as assembleias de peixes, estudos recentes têm mostrado que essas métricas que indexam biodiversidade (Rodrigues-Filho et al., 2017), como as abordagens taxonômicas e funcionais, podem responder de forma diferente às variações ambientais existentes (Higgins, 2010). Assim, o interesse em comparar esses componentes tem aumentado e uma série de estudos para as assembleias de peixes tem comparado essas abordagens (Hoeinghaus et al., 2007; Villéger et al., 2010; Carvalho & Tejerina-Garro, 2015b).

Os peixes são altamente diversificados taxonomicamente e filogeneticamente, apresentando mais espécies do que todos os outros grupos de vertebrados combinados (Matthews, 1998; Nelson, 2006; Villéger et al., 2017). Além disso, as comunidades de peixes também exibem uma grande diversidade de características biológicas (como tamanho, dieta, mobilidade, comportamento; Nelson, 2006; Villéger et al., 2017) e, na região Neotropical, a fauna de peixes tem uma diversidade funcional significativamente maior do que o esperado dada a sua diversidade taxonômica (Toussaint et al., 2016). Essa alta diversidade funcional dos peixes permite uma alta contribuição aos processos e serviços ecossistêmicos (Vitule et al., 2017), como ciclagem de nutrientes por bioturbação e

resuspensão de sedimento (Mormul et al., 2012), modulação dos processos biogeoquímicos e transporte de vetores por movimento migratórios (Flecker et al., 2010) e também melhorando a resistência à invasões e agindo como espécies chave (Leitão et al., 2016).

Baseado nisso, esse trabalho objetivou responder uma questão geral: de que forma as variações ambientais ao longo de lagoas de uma planície de inundação explicam as variações na assembleia de peixes? Para isso, nós avaliamos a riqueza taxonômica e dois índices funcionais das comunidades de peixes, usando como modelo seis lagoas de planície de inundação do alto Rio Paraná. Especificamente, foi avaliado se os dois tipos de métricas, taxonômicas e funcionais, respondem de forma diferente as variações ambientais, investigando se suas mudanças dependem do mesmo conjunto de preditores limnológicos e estruturais (estrutura do *habitat*). Dessa forma, foi predito que a riqueza taxonômica será mais explicada por variáveis limnológicas, assumindo que essas variáveis podem ser restritivas a várias espécies de peixes ao longo do ciclo hidrológico, e que as variações funcionais serão explicadas pelas variáveis que indexam a estrutura, assumindo que a disponibilidade de estrutura física irá primeiro permitir a presença de diferenças traços e então aumentar a riqueza de espécies. Nós acreditamos que usando as duas métricas irá avançar a nossa compreensão das distribuições das espécies e melhorar nossos objetivos de conservação, para que os processos e serviços fornecidos pelos peixes para o ecossistema persistam.

2 MÉTODOS

2.1 ÁREA DE ESTUDO

A área amostrada pertence ao alto Rio Paraná, o qual inclui aproximadamente o primeiro terço da bacia do Rio Paraná e está totalmente dentro do território brasileiro, com a exceção de um trecho no Reservatório de Itaipu que faz fronteira com o Paraguai. A região da planície de inundação está localizada em um trecho de 230 km entre a barragem de Porto Primavera e o Reservatório de Itaipu (22°40'S a 22°52'S e 53°12'O a 53°38'O), e pode alcançar 20 km de largura durante a cheia. Este é um último trecho do Rio Paraná, localizado dentro do Brasil, sem barragens. Neste trecho há uma intrincada anastomose envolvendo canais secundários, lagoas e rios tributários, suportando alta diversidade de

organismos, particularmente os peixes (Agostinho et al., 2007). As lagoas amostradas nesse estudo ($n = 6$; Fig. 1) estão sempre conectadas com algum dos três rios principais (Paraná, Ivinhema e Baía) dessa região da planície:

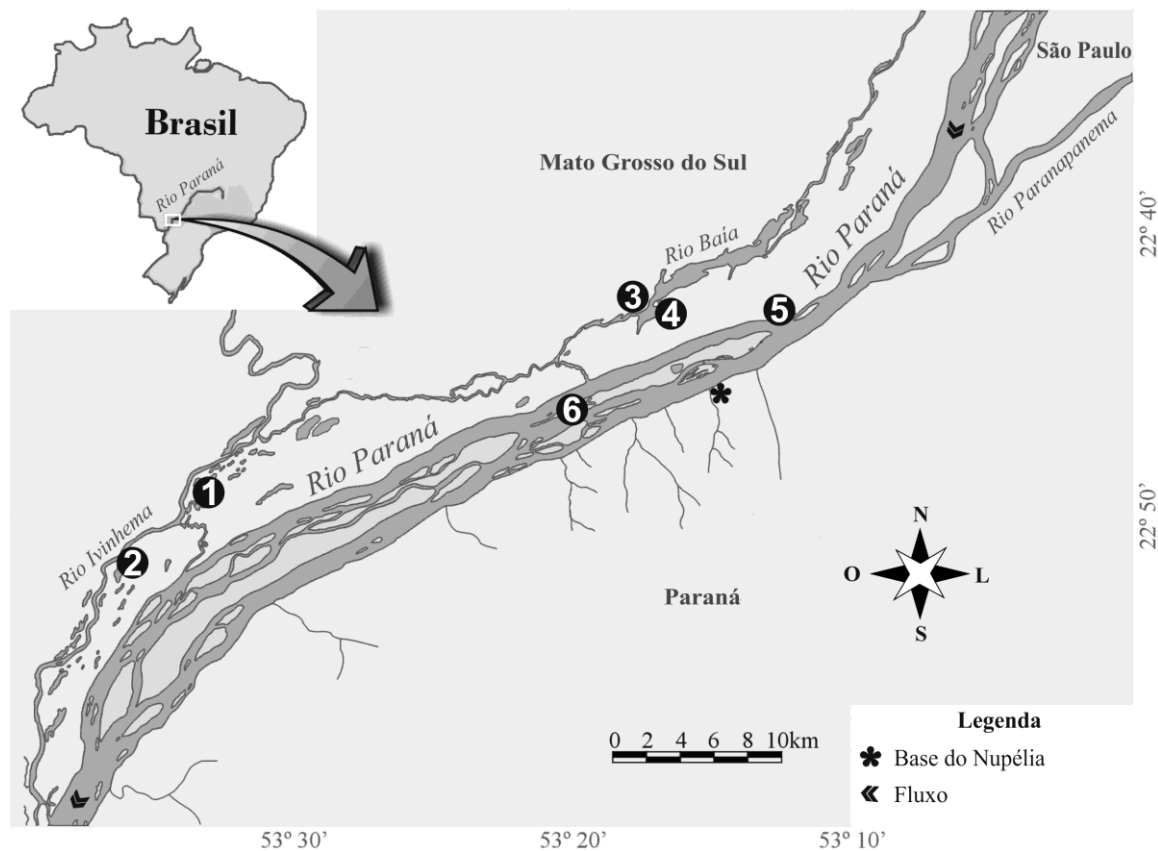


Figura 1. Mapa da área de estudo. Os pontos numerados representam o local das lagoas amostradas. 1 – Lagoa dos Patos; 2 – Lagoa Ventura; 3 – Lagoa Guaraná; 4 – Lagoa Fechada; 5 – Lagoa das Garças; 6 – Lagoa do Osmar.

2.2 VARIÁVEIS AMBIENTAIS

As variáveis ambientais consideradas nesse estudo foram oito variáveis limnológicas e quatro variáveis que indexavam a estrutura do *habitat* (aqui nomeadas de variáveis estruturais), as quais foram registradas em cada lagoa. As variáveis limnológicas foram: temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$), profundidade do Secchi (cm), pH, condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$), oxigênio dissolvido (mg/L), clorofila α ($\mu\text{g}/\text{L}$), nitrogênio total ($\mu\text{g}/\text{L}$) e fósforo total ($\mu\text{g}/\text{L}$). A estrutura da lagoa foi representada por algumas variáveis relacionadas à presença de macrófitas, como segue: índice de diversidade de Shannon (H'), riqueza de espécies e o

tamanho do banco (m²). Portanto, as variáveis estruturais consideraram as plantas aquáticas presentes em cada lagoa da planície de inundação. Adicionalmente, nós medimos a maior profundidade (m) na área onde os bancos de macrófitas estavam localizados, já que a profundidade é reconhecida como um bom indicador de complexidade estrutural do *habitat* (Súarez et al., 2007). Por último, o nível da água também foi medido em cada lagoa, fornecido por uma régua graduada presente em todos os ambientes. As amostras de todas essas variáveis foram obtidas trimestralmente durante 14 anos (de 2002 a 2015) em todas as lagoas.

2.3 AMOSTRAS DE PEIXES

Os dados da assembleia de peixes foram obtidos durante as amostragens realizadas pelo projeto “A planície alagável do rio Paraná: estrutura e processos ambientais”, Sítio 6 do programa “Pesquisas Ecológicas de Longa Duração (PELD)”, financiado pelo “Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq)”. As amostras foram feitas trimestralmente durante 14 anos (de 2002 a 2015), realizadas na região litorânea das seis lagoas (Fig. 1). Os peixes foram coletados usando redes de arrasto de 20 metros com malhas de 0,5 cm, operadas durante o dia. Depois das amostras, todos os indivíduos eram identificados seguindo Graça & Pavanelli (2007), medidos e pesados. Durante os 14 anos, em alguns meses não foi possível amostrar as lagoas durante cheias e secas intensas, resultando um total de 202 amostras.

2.4 TRAÇOS FUNCIONAIS

A diversidade funcional dos peixes foi avaliada baseada em quatro funções de interesse relacionadas à reprodução, alimentação, preferência de *habitat* e morfologia. Tais características são as mais relevantes para caracterizar o papel funcional das espécies de peixe nas comunidades (Behrend, 2015; Winemiller et al., 2015; Villéger et al., 2017). No total, foram geradas informações de seis traços funcionais (veja Apêndice A), divididos em 23 categorias, como segue:

Categoria trófica: detritívoro, herbívoro, insetívoro, invertívoro, omnívoro, piscívoro e planktívoro (de acordo com Hahn et al., 2004);

Estratégia reprodutiva: fecundação externa com cuidado parental, fecundação externa sem cuidado parental e fecundação interna (de acordo com Nakatani et al., 2003; Suzuki et al., 2005; Graça & Pavanelli, 2007; Froese & Pauly, 2015);

Desova: parcial ou total (de acordo com Nakatani et al., 2003; Graça & Pavanelli, 2007; Froese & Pauly, 2015);

Formato do corpo: fusiforme, alto, anguiliforme, cilíndrico, achatado e comprimido (de acordo com Graça & Pavanelli, 2007);

Uso do habitat: bentopelágico, demersal e pelágico (de acordo com Graça & Pavanelli, 2007; Froese & Pauly, 2015);

Migração: migrador ou sedentário (de acordo com Graça & Pavanelli, 2007; Froese & Pauly, 2015).

2.5 DIVERSIDADE FUNCIONAL

Para testar como as variações na diversidade funcional podem ser explicadas pelas variáveis limnológicas e estruturais, nós escolhemos dois índices: dispersão funcional (FDis; Laliberté & Legendre, 2010) e redundância funcional (FRed; Ricotta et al., 2016). FDis é uma medida multivariada de diversidade funcional da dispersão das espécies no espaço funcional e representa a distância média das espécies ao centroide da comunidade, ponderada por suas abundâncias. Essa medida é independente da riqueza de espécies por construção, então seu uso assegura que o número de espécies não influencia a resposta da diversidade funcional aos gradientes ambientais. FRed é um índice padronizado que relaciona a diversidade funcional observada ao valor de distinção máxima da comunidade, com a mesma distribuição da abundância. Isto é, a estimação da redundância funcional relaciona a diversidade quadrática de Rao (Q) ao índice de Simpson (D), índices que avaliam a dissimilaridade ponderada pela abundância entre as espécies e a diversidade específica. A razão entre elas resulta na singularidade (U) de uma comunidade, a qual é a medida de espécies que realizam funções dissimilares. O complemento à singularidade é o índice de redundância funcional. Todos os índices e a riqueza taxonômica (TRiq) foram calculados para cada amostra em cada lagoa. Todos os cálculos foram feitos no programa R

environment (R Development Core Team, 2017), usando a função `fdisp` do pacote `FD` para `FDis`, e para `FRed` nós usamos um script fornecido por Ricotta et al. (2016).

2.6 ANÁLISE DE DADOS

Para avaliar a resposta de `TRiq`, `FDis` e `FRed` às variáveis limnológicas e estruturais das lagoas da planície de inundação, nós construímos modelos de regressão usando as variáveis ambientais como variáveis explanatórias e os índices (`TRiq`, `FDis` e `FRed`) como variáveis respostas. Antes da construção dos modelos, nós avaliamos correlações par-a-par entre as variáveis explanatórias usando os coeficientes de correlação de *Spearman* (ρ) para evitar a colinearidade. A riqueza de espécies de macrófitas foi então removida dos modelos, já que apresentou uma alta correlação com o índice de diversidade de Shannon ($|r| > 0,7$). As variáveis explanatórias foram padronizadas e centralizadas para fazer seus coeficientes comparáveis e usamos a transformação arcoseno para `FDis` para impor normalidade. As amostras com valores faltantes nas variáveis explanatórias ou respostas foram tiradas das análises. Para a riqueza taxonômica, nós construímos um modelo linear generalizado com distribuição de Poisson, a qual é adequada para dados de contagem (Zuur et al., 2009). Para a dispersão e redundância funcional, nós construímos modelos de beta regressão, o qual é apropriado para lidar com variáveis respostas contínuas que são restritas entre zero e um (Ferrari & Cribari-Neto, 2004). Para cada modelo, nós consideramos as variáveis significativas com coeficientes com $p < 0,05$ e relacionamos com a variável resposta correspondente. Os modelos foram feitos no R *environment* (R Development Core Team, 2017), usando a função `glm` para o modelo linear generalizado e a função `betareg` do pacote `betareg` para os modelos de beta regressão (Ferrari & Cribari-Neto, 2004).

3 RESULTADOS

Os peixes amostrados pertencem a 100 espécies. A riqueza taxonômica por lagoa variou de 2 a 25 (média = 8,69, DP = 4,39), `FDis` variou de 0,01 a 0,44 (média = 0,24, DP = 0,09) e `FRed` variou de 0,18 a 0,83 (média = 0,55, DP = 0,12) (veja Apêndice B).

O modelo linear generalizado indicou que a profundidade de Secchi, condutividade, fósforo total, tamanho do banco de macrófitas, profundidade e nível da água foram os preditores mais importantes para a variação na riqueza taxonômica, com apenas a

concentração de fósforo total e profundidade com parâmetros positivos (Fig. 2; veja Apêndice C, Tabela 01). Para FDis, o modelo de beta regressão indicou que a variação nesse índice foi principalmente explicada por profundidade e nível da água, os quais tiveram diferentes efeitos (os parâmetros foram positivos para a profundidade e negativos para o nível da água; Fig. 3; veja Apêndice C, Tabela 02). Por outro lado, os preditores mais importantes para a variação na FRed foram a condutividade e concentração de clorofila α , ambos com parâmetros negativos (Fig. 4; veja Apêndice C, Tabela 03). Portanto, a riqueza taxonômica e a diversidade funcional dos peixes tiveram preditores ambientais em comum, mas a variação na riqueza taxonômica é explicada por mais variáveis ambientais.

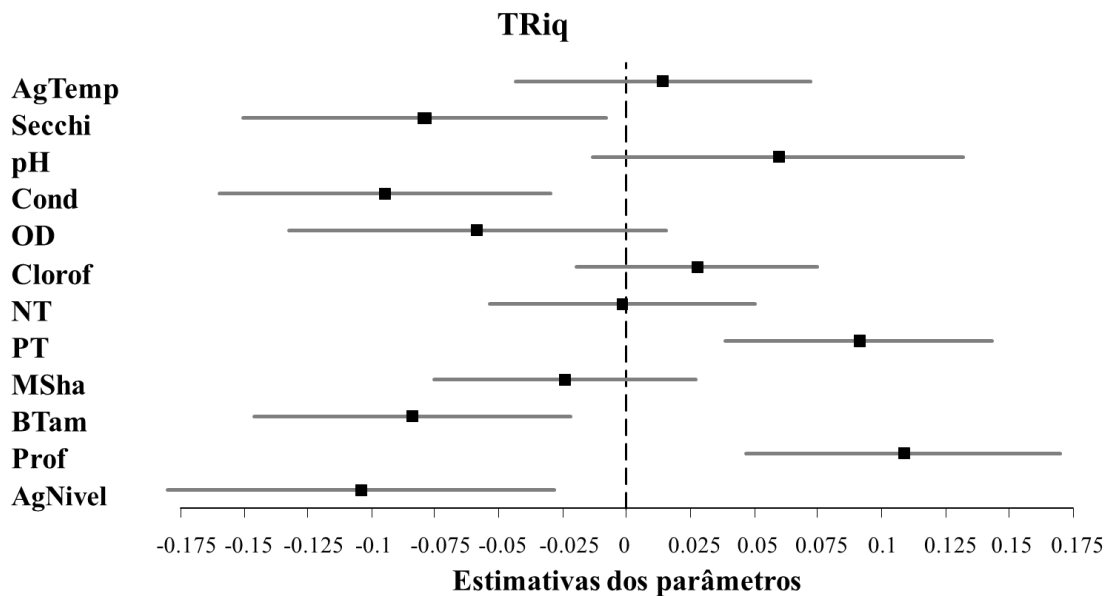


Figura 2. Estimativas dos parâmetros para a riqueza taxonômica em relação às variáveis ambientais. A linha cinza representa o intervalo de confiança, e as linhas que não cruzam a linha tracejada significa que a variável foi significativa (Secchi, Cond, PT, BTam, Prof, AgNivel). AgTemp: temperatura da água; Cond: condutividade; OD: oxigênio dissolvido; Clorof: concentração de clorofila; NT: concentração de nitrogênio total; PT: concentração de fósforo total; MSha: índice diversidade de Shannon para a comunidade de macrófitas; BTam: tamanho do banco de macrófitas; Prof: profundidade; AgNivel: nível da água.

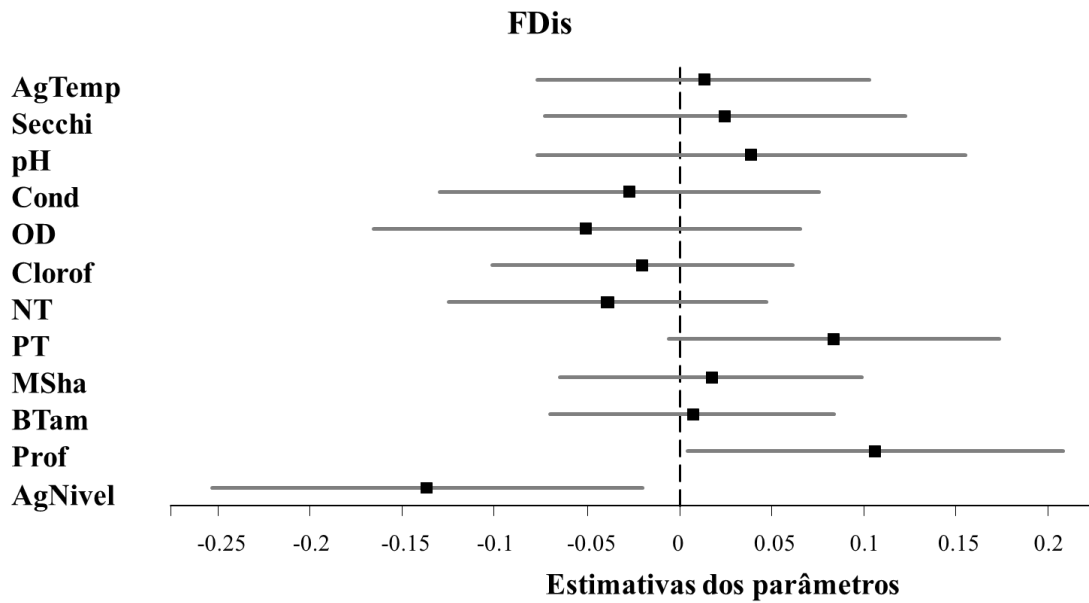


Figura 3. Estimativas dos parâmetros para a dispersão funcional em relação às variáveis ambientais. A linha cinza representa o intervalo de confiança, e as linhas que não cruzam a linha tracejada significa que a variável foi significativa (Prof, AgNivel). AgTemp: temperatura da água; Cond: condutividade; OD: oxigênio dissolvido; Clorof: concentração de clorofila; NT: concentração de nitrogênio total; PT: concentração de fósforo total; MSha: índice diversidade de Shannon para a comunidade de macrófitas; BTam: tamanho do banco de macrófitas; Prof: profundidade; AgNivel: nível da água.

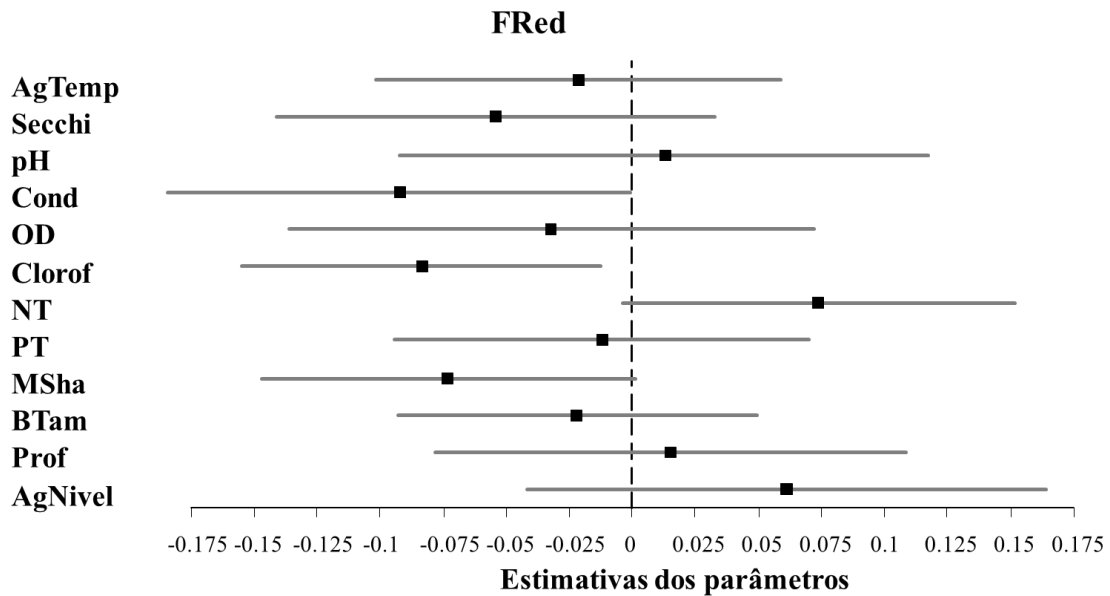


Figura 4. Estimativas dos parâmetros para a redundância funcional em relação às variáveis ambientais. A linha cinza representa o intervalo de confiança, e as linhas que não cruzam a linha tracejada significa que a variável foi significativa (Cond, Clorof). AgTemp: temperatura da água; Cond: condutividade; OD: oxigênio dissolvido; Clorof: concentração de clorofila; NT: concentração de nitrogênio total; PT: concentração de fósforo total; MSha: índice diversidade de Shannon para a comunidade de macrófitas; BTam: tamanho do banco de macrófitas; Prof: profundidade; AgNivel: nível da água.

4 DISCUSSÃO

De acordo com os resultados, a riqueza taxonômica é mais variável dependendo da variação ambiental do que a diversidade funcional. Para a dispersão funcional, a predição foi corroborada, uma vez que ela foi afetada apenas por variáveis estruturais, mas a redundância funcional foi explicada apenas por duas variáveis limnológicas, sendo uma um índice de produtividade do sistema. No entanto, no geral, as lagoas amostradas mostraram alta redundância funcional comparada aos baixos valores da dispersão funcional, indicando que as assembleias de peixes possuem espécies com os mesmos traços funcionais (Mayfield et al., 2010).

A alta redundância funcional nessas lagoas pode explicar a baixa variabilidade no índice de dispersão funcional, sendo necessárias extremas variações nas variáveis ambientais para causar uma mudança significativa nos traços funcionais das assembleias. Altos valores de redundância funcional podem ser resultados de comunidades que são estruturadas por filtros ambientais (Keddy, 1992), e planícies de inundação apresentam características únicas comparadas a outros ecossistemas aquáticos continentais (Junk et al., 1989), implicando em espécies mais pré-adaptadas (Poff, 1997) realizando papéis similares na comunidade. Além disso, a planície de inundação do alto Rio Paraná está localizada à jusante de várias barragens hidrelétricas no Rio Paraná, resultando em um processo de oligotrofização (Santos et al., 2016; Oliveira et al., 2018), o que pode possivelmente resultar em um filtro que seleciona espécies que toleram esse tipo de condições, já que a baixa produtividade representa condições severas (Chase, 2010). Por outro lado, como os traços funcionais dos peixes são complementares, como indicado pelos resultados do índice de redundância, iria depender apenas das variações nas variáveis físico-químicas para limitar a riqueza de espécies, fato que pode influenciar a sobrevivência e persistência das espécies em cada ambiente (Hoeinghaus et al., 2007).

As variáveis ambientais significativas, entretanto, não foram diferentes para as métricas taxonômica e funcional nas lagoas (todas as variáveis significativas para a dispersão funcional também foram significativas para a diversidade taxonômica) apesar de que os atributos da comunidade como a estrutura ou funcionamento das assembleias, podem responder a influências bióticas, ambientais e históricas em uma maneira bem diferente da riqueza de espécies (Marsh-Matthews & Matthews, 2000; Johnson et al., 2004; Hoeinghaus et al., 2007). A riqueza de espécies nessas lagoas variou significativamente ao longo de variações nas variáveis limnológicas e estruturais, já que o alcance de distribuição dos peixes de água doce parece ser afetado por uma combinação de fatores ambientais (Matthews, 1998; Buisson et al., 2008). Entretanto, foram observados diferentes efeitos causados por cada variável. Por exemplo, a transparência da água (indexada pela profundidade de Secchi), indicou que onde havia mais luminosidade, havia menor número de espécies. *Habitats* com maior transparência da água se correlaciona com uma maior predação de juvenis e peixes pequenos (Dodrill et al., 2016), o que pode resultar em menor riqueza de espécies (Pelicice & Agostinho, 2009). Além disso, ambientes mais claros

podem ser o resultado de um processo de oligotrofização, o que reflete nas comunidades de peixes, alterando sua estrutura favorecendo algumas espécies e prejudicando outras (Hudon et al., 2012).

Da mesma forma, a condutividade da água também se correlaciona com um decréscimo na riqueza de espécies. Essa variável, em alguns casos, pode ser influenciada pelo estado trófico do corpo d'água diminuindo a condutividade da água (Copp, 2003; Esteves et al., 2011), e já foi encontrada como uma variável ambiental importante determinando a composição da assembleia de peixes (Taylor et al., 1993; Méricouex et al., 1998; Tejerina-Garro et al., 2005; Carvalho & Tejerina-Garro, 2015c). Portanto, como foi sugerido que valores altos da condutividade da água podem refletir em baixa produtividade do sistema, nós podemos associar o decréscimo na riqueza de espécie possivelmente devido à diminuição na produtividade do sistema. Por outro lado, a concentração de fósforo total indicou que maiores valores de fósforo total suportaram mais espécies de peixe. O fósforo é um nutriente limitante da produção primária (Esteves & Panosso, 2011) e altas concentrações desse nutriente já foram usadas como indicadores de alimento disponível para os peixes, assim como foi relacionado a altos números e alta biomassa de invertebrados (Mee et al., 2016). Assim, maiores concentrações de fósforo podem indicar maior disponibilidade de recursos, refletindo em mais espécies nas lagoas.

As variáveis estruturais, por sua vez, tiveram efeitos intrigantes na assembleia de peixes. A hipótese de heterogeneidade de *habitat* sugere que *habitats* com maior heterogeneidade teriam mais recursos disponíveis, implicando em um número maior de possibilidade de nichos e então suportando mais espécies (MacArthur & MacArthur, 1961; Sánchez-Botero et al., 2007). Entretanto, a relação entre a riqueza de espécies de peixe e o tamanho do banco de macrófitas, nesse estudo, foi negativa. Cunha (2017) encontrou em seus resultados que a assembleia de peixes assumiu uma relação quadrática com o aumento da biomassa de macrófitas. Isso significa que a maior diversidade de peixes é suportada por proxies intermediários de heterogeneidade, já que pode fornecer recursos e espaços a diferentes tamanhos e morfologias dos peixes. Quanto maior a acumulação de estrutura, ou nesse estudo, quanto maior o tamanho do banco, menos espécies seriam capazes de habitar esses *habitats*, devido à limitação de espaço resultada (Cunha, 2017). Além disso, altas

densidades de plantas aquáticas podem resultar em grandes mudanças diurnas nas concentrações de oxigênio dissolvido, levando a hipóxia aquática durante a noite (Miranda & Hodges, 2000; Dias et al., 2017).

As outras duas variáveis, profundidade e nível da água, além de serem significativas para a riqueza taxonômica, também foram significativas para a dispersão funcional, seguindo o mesmo padrão. Em lagoas mais profundas, a riqueza taxonômica e a dispersão funcional foram maiores. A profundidade é geralmente considerada como um bom indicador de complexidade estrutural do *habitat* (Súarez et al., 2007), permitindo mais *microhabitats* para esconderijo e escape de predadores (Willis et al., 2005). Como a dispersão dos traços aumentou de acordo com o aumento na profundidade, pode ser inferido que lagoas com margens mais profundas permitem uma maior distribuição de traços na assembleia. Além disso, maior dispersão funcional em ambientes mais profundos também foi encontrada para comunidades em riachos (Rodrigues-Filho et al., 2017) e a profundidade do canal foi encontrada como sendo fortemente correlacionada com os padrões na estrutura funcional (Carvalho & Tejerina-Garro, 2015a, c). Apesar de esses estudos terem sido realizados em riachos, Carvalho & Tejerina-Garro (2015a) sugerem que a profundidade também pode ser importante para determinar a coocorrência de espécies em rios.

Por outro lado, a variação no nível da água mostrou uma relação negativa com a riqueza de espécies e a dispersão funcional, levando a baixos valores desses índices quando o nível era alto. Períodos com águas altas são caracterizados por aumento na similaridade entre os *habitats* em uma planície de inundação devido ao aumento na conectividade entre eles, o que permite a troca de comunidades, diminuindo o *turnover* entre elas e levando a um decréscimo na riqueza de espécies nas lagoas, uma vez que os peixes se dispersam na planície inundada (Miranda, 2005; Thomaz et al., 2007). Essa troca, entretanto, altera a estrutura da assembleia dos peixes e leva a mudanças na abundância das espécies, afetando a dispersão funcional uma vez que ela é ponderada pela abundância das espécies (Laliberté & Legendre, 2010). Outro fator que pode contribuir para essa relação negativa é devido ao possível viés nas amostras que podem ocorrer em períodos de águas altas, ocasionado por um aumento na dificuldade de amostrar as áreas litorâneas, uma vez que elas não existem.

Em uma forma diferente, a variação na redundância funcional foi explicada apenas pela variação na concentração de clorofila e na condutividade da água, ambos diminuindo a redundância quando seus valores aumentavam. O decréscimo na redundância implica que há menos espécies realizando papéis similares nas comunidades (Rosenfeld, 2002; Mayfield et al., 2010), mas também pode ocorrer quando espécies redundantes são substituídas por espécies com novos valores de traços funcionais (nativas ou não nativas), mas isso não modifica o número de espécies (Mayfield et al., 2010). A clorofila, usada como indicador da produtividade do sistema, indicou que lagoas com maior produtividade suportam composições de traços dissimilares. Sistemas de maior produtividade já foram encontrados suportando maior biodiversidade devido aos papéis realizados por processos estocásticos, já que a baixa produtividade representa condições prejudiciais e iria selecionar espécies tolerantes para viver nesse tipo de *habitat* (Chase, 2010), resultando em espécies funcionalmente similares. Por outro lado, a condutividade da água não parece ter uma influência direta na redundância funcional das comunidades. Nós esperávamos que o oposto fosse ocorrer, como sugerimos acima que a condutividade da água pode estar relacionada ao estado trófico do sistema em direções opostas, o que poderia resultar em uma maior condutividade da água refletindo em um aumento na redundância funcional, possivelmente devido à baixa produtividade. Entretanto, uma possível explicação para esse valor significativo para a redundância funcional é que nós usamos seis diferentes lagoas de três diferentes rios, com diferenças nos valores de condutividade entre eles (Ortega et al., 2015), os quais possuem diferenças na composição dos traços da comunidade.

Nesse trabalho, apesar das mesmas variáveis ambientais terem influenciado a diversidade taxonômica e funcional das comunidades de peixes na planície de inundação do alto Rio Paraná, se fosse usada apenas uma abordagem, informações sobre a diversidade dessas assembleias seriam perdidas. Portanto, esse trabalho fornece fortes evidências da importância de usar mais de uma abordagem para medir a diversidade da comunidade, já que ambas as métricas taxonômica e funcional foram complementares nos resultados. Além disso, é possível sugerir que o processo de oligotrofização do Rio Paraná tem diminuído a riqueza de espécies e a composição de traços ao longo do tempo. Além do mais, tentar encontrar razões para a distribuição das espécies de peixe é extremamente necessário na recente crise da biodiversidade, especialmente avaliando sua diversidade funcional, já que

as funções fornecidas por uma comunidade dependem em grande parte da diversidade dos traços funcionais (Mayfield et al., 2010), e a perda desses traços funcionais iria implicar na perda de funções ecossistêmicas.

REFERÊNCIAS

Agostinho, A. A., Gomes, L. C., Pelicice, F. M., Souza-Filho, E. E., & Tomanik, E. A. (2008). Application of the ecohydrological concept for sustainable development of tropical floodplains: the case of the upper Paraná River basin. *Ecohydrology & Hydrobiology*, 8, 205-223. doi:10.2478/v10104-009-0016-x

Agostinho, A. A., Pelicice, F. M., Petry, A. C., Gomes, L. C., & Júlio Jr., H. F. (2007). Fish diversity in the upper Paraná River basin: habitats, fisheries, management and conservation. *Aquatic Ecosystem Health & Management*, 10, 174-186. doi:10.1080/14634980701341719

Beherend, R. D. L. (2015). Explorando regras de montagem e partição dos componentes da diversidade da assembleia de peixes. Thesis (PhD in Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais) – Universidade Estadual de Maringá, Maringá. 67 f.

Birk, S., Bonne, W., Borja, A., Brucet, S., Courrat, A., Poikane, S., Solimini, A., Van de Bund, W., Zampoukas, N., & Hering, D. (2012). Three hundred ways to assess Europe's surface waters: An almost complete overview of biological methods to implement the Water Framework Directive. *Ecological Indicators*, 18, 31-41. doi:10.1016/j.ecolind.2011.10.009

Buisson, L., Blanc, L., & Grenouillet, G. (2008). Modelling stream fish species distribution in a river network: the relative effects of temperature versus physical factors. *Ecology of Freshwater Fish*, 17, 244-257. doi:10.1111/j.1600-0633.2007.00276.x

Carvalho, R. A., & Tejerina-Garro, F. L. (2015a). Environmental and spatial processes: what controls the functional structure of fish assemblages in tropical rivers and headwater streams? *Ecology of Freshwater Fish*, 24, 317-328. doi:10.1111/eff.12152

Carvalho, R. A., & Tejerina-Garro, F. L. (2015b). Relationships between taxonomic and functional components of diversity: implications for conservation of tropical freshwater fishes. *Freshwater Biology*, 60, 1854-1862. doi:10.1111/fwb.12616

Carvalho, R. A., & Tejerina-Garro, F. L. (2015c). The influence of environmental variables on the functional structure of headwater stream fish assemblages: a study of two tropical basins in Central Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 13, 349-360. doi:10.1590/1982-0224-20130148

Chase, J. M. (2010). Stochastic community assembly causes higher biodiversity in more productive environments. *Science*, 328, 1388-1391. doi:10.1126/science.1187820

Connor, E. F., & McCoy, E. D. (2001). Species-area relationships. *Encyclopedia of biodiversity*, 5, 397-411.

- Copp, G. H. (2003). Is fish condition correlated with water conductivity? *Journal of Fish Biology*, 63, 263-266. doi:10.1046/j.1095-8649.2003.00145.x
- Cunha, E. R. (2017). Padrões emergentes da montagem de comunidades de peixes e sua relação com fatores estruturadores, como a complexidade de *habitat*, invasão de espécies e processos temporais. Thesis (PhD in Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais) – Universidade Estadual de Maringá, Maringá. 87 f.
- Dibble, E. D., & Pelicice, F. M. (2010). Influence of aquatic plant-specific habitat on an assemblage of small Neotropical floodplain fishes. *Ecology of Freshwater Fish*, 19, 381-389. doi:10.1111/j.1600-0633.2010.00420.x
- Dodrill, M. J., Yard, M. D., & Pine, W. E. (2016). Assessing predations risks for small fish in a large river ecosystem between contrasting habitats and turbidity conditions. *The American Midland Naturalist*, 175, 206-221. doi:10.1674/0003-0031-175.2.206
- Esteves, F. A., Figueiredo-Barros, M. P., & Petrucio, M. M. (2011). Principais cátions e ânions. In: Esteves, F. A., ed. *Fundamentos de Limnologia* (3rd ed). Rio de Janeiro, RJ: Editora Interciência, pp. 299-321.
- Esteves, F. A., & Panosso, R. (2011). Fósforo. In: Esteves, F. A., ed. *Fundamentos de Limnologia* (3rd ed). Rio de Janeiro, RJ: Editora Interciência, pp. 259-281.
- Esteves, F. A., & Suzuki, M. S. (2011). Comunidade Fitoplanctônica. In: Esteves, F. A., ed. *Fundamentos de Limnologia* (3rd ed). Rio de Janeiro, RJ: Editora Interciência, pp. 375-445.
- Ferrari, R., Malcolm, H. A., Byrne, M., Friedman, A., Williams, S. B., Schultz, A., Jordan, A. R., & Figueira, W. F. (2017). Habitat structural complexity metrics improve predictions of fish abundance and distribution. *Ecography*, 0, 1-14. doi:10.1111/ecog.02580
- Ferrari, S. L. P., & Cribari-Neto, F. (2004). Beta Regression for Modeling Rates and Proportions. *Journal of Applied Statistics*, 31, 799-815. doi:10.1080/0266476042000214501
- Flecker, A. S., McIntyre, P. B., Moore, J. W., Anderson, J. T., Taylor, B. W., & Hall Jr., R. O. (2010). Migratory fishes as material a process subsidies in riverine ecosystems. *American Fisheries Society Symposium*, 73, 559-592.
- Froese, R., & Pauly, D. (2015). *Fishbase*. World wide web electronic publication. <http://www.fishbase.org>
- Graça, W. J., & Pavanelli, C. S. (2007). *Peixes da planície de inundação do alto rio Paraná e áreas adjacentes*. Maringá, PR: EDUEM.
- Hahn, N. S., Fugi, R., & Andrian, I. F. (2004). Trophic ecology of the fish assemblages. In: Thomaz, S. M., Agostinho, A. A., & Hahn, N. S., eds. *The upper Paraná river and its floodplain: physical aspects, ecology and conservation*. Leiden, NL: Backhuys Publishers, pp. 247-259.

- Higgins, C. L. (2010). Patterns of functional and taxonomic organization of stream fishes: inferences based on α , β , and γ diversities. *Ecography*, 33, 678-687. doi:10.1111/j.1600-0587.2009.05958.x
- Hillebrand, H., Blasius, B., Borer, E. T., Chase, J. M., Downing, J. A., Eriksson, B. K., Filstrup, C. T., Harpole, W. S., Hodapp, D., Larsen, S., Lewandowska, A. M., Seabloom, E. W., Van de Waal, D. B., & Ryabov, A. B. (2018). Biodiversity change is uncoupled from species richness trends: consequences for conservation and monitoring. *Journal of Applied Ecology*, 55, 169-184. doi:10.1111/1365-2664.12959
- Hudon, C., Cattaneo, A., Poirier, A. T., Brodeur, P., Dumont, P., Mailhot, Y., Amyot, J., Despatie, S., & Lafontaine, Y. (2012). Oligotrophication from wetland eputation alters the riverine trophic network and carrying capacity for fish. *Aquatic Sciences*, 74, 495-511. doi:10.1007/s00027-011-0243-2
- Hoeinghaus, D. J., Winemiller, K. O., & Birnbaum, J. S. (2007). Local and regional determinants of stream fish assemblage structure: inferences based on taxonomic vs. functional groups. *Journal of Biogeography*, 34, 324-338. doi:10.1111/j.1365-2699.2006.01587.x
- Jackson, D. A., Peres-Neto, P. R., & Olden, J. D. (2001). What controls who is where in freshwater fish communities – the roles of biotic, abiotic, and spatial factors. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 58, 157-170. doi:10.1139-cjfas-58-1-157
- Johnson, R. K., Goedkoop, W., & Sandin, L. (2004). Spatial scale and ecological relationships between the macroinvertebrate communities of stony habitats of streams and lakes. *Freshwater Biology*, 49, 1179-1194. doi:10.1111/j.1365-2427.2004.01262.x
- Junk, W. J., Bayley, P. B., & Sparks, R. E. (1989). The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences*, 106, 110-127.
- Keddy, P. A. Assembly and response rules: two goals for predictive community ecology. *Journal of Vegetation Science*, 3, 157-164. doi:10.2307/3235676
- Kovalenko, K. E., Thomaz, S. M., & Warfe, D. M. (2012). Habitat complexity: approaches and future directions. *Hydrobiologia*, 685, 1-17. doi:10.1007/s10750-011-0974-z
- Laliberté, E., & Legendre, P. (2010). A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology*, 91, 299-305. doi:10.1890/08-2244.1
- Leitão, R. P., Zuanon, J., Villéger, S., Williams, S. E., Baraloto, C., Fortunel, C., Mendonça, F. P., & Mouillot, D. (2016). Rare species contribute disproportionately to the functional structure of species assemblages. *Proceedings of the Royal Society B*, 283, 20160084. doi:10.1098/rspb.2016.0084
- MacArthur, R. H. (1972). Patterns of species diversity. In: MacArthur, R. H., ed. *Geographical Ecology: Patterns in the Distribution of Species*. New York, NY: Harper & Row, pp. 169-198.

MacArthur, R. H., & MacArthur, J. W. (1961). On bird species diversity. *Ecology*, 42, 594-598. doi:10.2307/1932254

Manna, L. R., Rezende, C. F., & Mazzoni, R. (2013). The functional diversity in stream fishes: how communities can be organized? *Oecologia Australis*, 17, 402-410. doi:10.4257/oeco.2013.1703.08

Marsh-Matthews, E., & Matthews, W. J. (2000). Geographic, terrestrial and aquatic factors: which most influence the structure of stream fish assemblages in the Midwestern United States? *Ecology of Freshwater Fish*, 9, 9-21. doi:10.1034/j.1600-0633.2000.90103.x

Matthews, W. J. (1998). *Patterns in freshwater fish ecology*. London, UK: Chapman & Hall.

Mattos, T. M., Costa, M. R., Pinto, B. C. T., Borges, J. L. C., & Araújo, F. G. (2014). To what extent are the fish compositions of a regulated river related to physico-chemical variables and habitat structure? *Environmental Biology of Fishes*, 97, 717-730. doi:10.1007/s10641-013-0175-x

Mayfield, M. M. S. P., Bonser, J. W., Morgan, I., Aubin, S., McNamara & P. A. Vesk. (2010). What does species richness tell us about functional trait diversity? Predictions and evidence for responses of species and functional trait diversity to land-use change. *Global Ecology and Biogeography*, 19, 423-431. doi:10.1111/j.1466-8238.2010.00532.x

Mérigoux, S., Ponton, D., & Mérona, B. (1998). Fish richness and species-habitat relationships in two coastal streams of French Guiana, South America. *Environmental Biology of Fishes*, 51, 25-39. doi:10.1023/A:1007422100976

Miranda, L. E. (2005). Fish assemblages in Oxbow lakes relative to connectivity with the Mississippi River. *Transactions of the American Fisheries Society*, 134, 1480-1489. doi:10.1577/T05-057.1

Miranda, L. E., & Hodges, K. B. (2000). Role of aquatic vegetation coverage on hypoxia and sunfish abundance in bays of a eutrophic reservoir. *Hydrobiologia*, 427, 51-57. doi:10.1023/A:100399992

Mormul, R. P., Thomaz, S. M., Agostinho, A. A., Bonecker, C. C., & Mazzeo, N. (2012). Migratory benthic fishes may induce regime shifts in a tropical floodplain pond. *Freshwater Biology*, 57, 1592-1602. doi:10.1111/j.1365-2427.2012.02820.x

Nakatani, K., Agostinho, A. A., Baumgartner, G., Bialecki, A., Sanches, P. V., Makrakis, M. C., & Pavanelli, C. S. (2003). *Ovos e larvas de peixes de água doce: desenvolvimento e manual de identificação*. Maringá, PR: EDUEM.

Nelson, J. S. (2006). *Fishes of the World* (4th ed.). Hoboken, NJ: John Wiley & Sons.

Olden, J. D., Kennard, M. J., Leprieur, F., Tedesco, P. A., Winemiller, K. O., & García-Berthou, E. (2010). Conservation biogeography of freshwater fishes: recent progress and future challenges. *Diversity and Distributions*, 16, 496-513. doi:10.1111/j.1472-4642.2010.00655.x

- Oliveira, A. G., Baumgartner, M. T., Gomes, L. C., Dias, R. M., & Agostinho, A. A. (2018). Long-term effects of flow regulation by dams simplify fish functional diversity. *Freshwater Biology* (online version). doi:10.1111/fwb.13064
- Ortega, J. C. G., Dias, R. M., Petry, A. C., Oliveira, E. F., & Agostinho, A. A. (2015). Spatio-temporal organization patterns in the fish assemblages of a Neotropical floodplain. *Hydrobiologia*, 745, 31-41. doi:10.1007/s10750-014-2089-9
- Pelicice, F. M., & Agostinho, A. A. (2009). Fish fauna destruction after the introduction of a non-native predator (*Cichla kelberi*) in a Neotropical reservoir. *Biological Invasions*, 11, 1789-1801. doi:10.1007/s10530-008-9358-3
- Peres-Neto, P. R. (2004). Patterns in the co-occurrence of fish species in streams: the role of site suitability, morphology and phylogeny versus species interactions. *Oecologia*, 140, 352-360. doi:10.1007/s00442-004-1578-3
- Petry, A. C., Thomaz, S. M., & Esteves, F. A. (2011). Comunidade de peixes. In: Esteves, F. A., ed. *Fundamentos de Limnologia* (3rd ed.). Rio de Janeiro, RJ: Editora Interciência, pp. 609-624.
- Poff, N. L. (1997). Landscape filters and species traits: towards mechanistic understanding and prediction in stream ecology. *Journal of the North American Benthological Society*, 16, 391-409. doi:10.2307/1468026
- R Core Team (2017). R: A language and environment for statistical computing. *R Foundation for Statistical Computing*, Vienna, AT. <http://www.R-project.org/>
- Ricotta, C., Bello, F., Moretti, M., Caccianiga, M., Cerabolini, B. E. L., & Pavoine, S. (2016). Measuring the functional redundancy of biological communities: a quantitative guide. *Methods in Ecology and Evolution*, 7, 1386-1395. doi:10.1111/2041-210X.12604
- Rodrigues-Filho, C. A. S., Gurgel-Lourenço, R. G., Lima, S. M. Q., Oliveira, E. F., & Sánchez-Botero, J. I. (2017). What governs the functional diversity patterns of fishes in the headwater streams of the humid forest enclaves: environmental conditions, taxonomic diversity or biotic interactions? *Environmental Biology of Fishes*, 100, 1023-1032. doi:10.1007/s10641-017-0603-4
- Rodríguez, M. A., & Lewis Jr., W. M. (1994). Regulation and stability in fish assemblages of neotropical floodplain lakes. *Oecologia*, 99, 166-180. doi:10.1007/BF00317098
- Rodríguez, M. A., & Lewis Jr., W. M. (1997). Structure of fish assemblages along environmental gradients in floodplain lakes of the Oricono River. *Ecological Monographs*, 67, 109-128. doi:10.1890/0012-9615(1997)067[0109:SOFAAE]2.0.CO;2
- Rosenfeld, J. S. (2002) Functional redundancy in ecology and conservation. *Oikos*, 98, 156-162. doi:10.1034/j.1600-0706.2002.980116.x
- Sánchez-Botero, J. I., Leitão, R. P., Caramaschi, E. P., & Garcez, D. S. (2007). The aquatic macrophytes as refuge, nursery and feeding habitats for freshwater fish from Cabiúnas

Lagoon, Restinga de Jurubatiba National Park, Rio de Janeiro, Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 19, 143-153.

Santos, N. C. L., Santana, H. S., Dias, R. M., Borges, H. L. F., Melo, V. F., Severi, W., Gomes, L. C., & Agostinho, A. A. (2016). Distribution of benthic macroinvertebrates in a tropical reservoir cascade. *Hydrobiologia*, 765, 265-275. doi:10.1007/s10750-015-2419-6

Suárez, Y. R., Valério, S. B., Tondato, K. K., Ximenes, L. Q. L., & Felipe, T. R. A. (2007). Determinantes ambientais da ocorrência de espécies de peixe em riachos de cabeceira da bacia do rio Ivinhema, alto rio Paraná. *Acta Scientiarum Biological Sciences*, 29, 145-150. doi:10.4025/actascibiolsci.v29i2.520

Suzuki, H. I., Bulla, C. K., & Agostinho, A. A. (2005). Estratégias reprodutivas de assembleias de peixes em reservatórios. In: Rodrigues, L., Thomaz, S. M., & Agostinho, A. A., eds. *Biocenoses em reservatórios: padrões espaciais e temporais*. São Carlos, SP: RiMa, pp. 223-236.

Taylor, C. M., Winston, M. R., & Matthews, W. J. (1993). Fish species-environment and abundance relationships in a Great Plains river system. *Ecography*, 16, 16-23. doi:10.1111/j.1600-0587.1993.tb00054.x

Tejerina-Garro, F. L., Maldonado, M., Ibañez, C., Pont, D., Roset, N., & Oberdorff, T. (2005). Effects of natural and anthropogenic environmental changes on riverine fish assemblages: a framework for ecological assessment of rivers. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 48, 91-108. doi:10.1590/S1516-89132005000100013

Teresa, F. B., & Casatti, L. (2012). Influence of forest cover and mesohabitat types on functional and taxonomic diversity of fish communities in Neotropical lowland streams. *Ecology of Freshwater Fish*, 21, 433-442. doi:10.1111/j.1600-0633.2012.00562.x

Terra, B. F., Hughes, R. M., & Araújo, F. G. (2016). Fish assemblages in Atlantic Forest streams: relative influence of local and catchment environments on taxonomic and functional species. *Ecology of Freshwater Fish*, 25, 527-544. doi:10.1111/eff.12231

Thuiller, W. (2003). BIOMOD – optimizing predictions of species distributions and projecting potential future shifts under global change. *Global Change Biology*, 9, 1353-1362. doi:10.1046/j.1365-2486.2006.00666.x

Thomaz, S. M., Bini, L. M., & Bozelli, R. L. (2007). Floods increase similarity among aquatic habitats in river-floodplain systems. *Hydrobiologia*, 579, 1-13. doi:10.1007/s10750-006-0285-y

Toussaint, A., Charpin, N., Brosse, S., & Villéger, S. (2016). Global functional diversity of freshwater fish is concentrated in the Neotropics while functional vulnerability is widespread. *Scientific Reports*, 6, 22125. doi:10.1038/srep22125

Villéger, S., Brosse, S., Mouchet, M., Mouillot, D., & Vanni, M. J. (2017). Functional ecology of fish: current approaches and future challenges. *Aquatic Sciences*, 79, 783-801. doi:10.1007/s00027-017-0546-z

- Villéger, S., Miranda, J. R., Hernández, D. F. & Mouillot, D. (2010). Contrasting changes in taxonomic vs. functional diversity of tropical fish communities after habitat degradation. *Ecological Applications*, 20, 1512-1522. doi:10.1890/09-1310.1
- Violle, C., Navas, M., Vile, D., Kazakou, E., Fortunel, C., Hummel, I., & Garnier, E. (2007). Let the concept of trait be functional! *Oikos*, 116, 882-892. doi:10.1111/j.2007.0030-1299.15559.x
- Vitule, J. R. S., Agostinho, A. A. Azevedo-Santos, V. M., Daga, V. S., Darwall, W. R. T., Fitzgerald, D. B., Frehse, F. A., Hoeninghaus, D. J., Lima-Junior, D. P., Magalhães, A. L. B., Orsi, M. L., Padial, A. A., Pelicice, F. M., Petrere Jr., M., Pompeu, P. S., & Winemiller, K. O. (2017). We need better understanding about functional diversity and vulnerability of tropical freshwater fishes. *Biodiversity Conservation*, 26, 757-762. doi:10.1007/s10531-016-1258-8
- Willis, S. C., Winemiller, K. O., & Lopez-Fernandez, H. (2005). Habitat structural complexity and morphological diversity of assemblages in a Neotropical floodplain river. *Oecologia*, 142, 294-295. doi:10.1007/s00442-004-1723-z
- Winemiller, K. O., Fitzgerald, D. B., Bower, L. M., & Pianka, E. R. (2015). Functional traits, convergent evolution, and period table of niches. *Ecology Letters*, 18, 737-751. doi:10.1111/ele.12462
- Zuur, A. F., Ieno, E. N., Walker, N. J., Saveliev, A. A., & Smith, G. M. (2009). Meet the Exponential Family. In: Zuur, A. F., Ieno, E. N., Walker, N. J., Saveliev, A. A., & Smith, G. M., eds. *Mixed effects models and extensions in Ecology with R*. New York, NY: Springer, pp. 193-208.

APÊNDICE A – Traços funcionais das espécies de peixe das lagoas da planície de inundação do alto Rio Paraná. Det = detritívoro; Her = herbívoro; Ins = insetívoro; Inv = invertívoro; Omn = omnívoro; Pis = piscívoro; Pla = planktívoro; FE = fecundação externa; FI = fecundação interna; CP = cuidado parental; Mig = migração.

Espécies	Traços funcionais										
	Det	Her	Ins	Inv	Omn	Pis	Pla	FE	FI	CP	Mig
<i>Acestrorhynchus lacustris</i>						X		X			
<i>Acestrorhynchus pantaneiro</i>						X		X			
<i>Apareiodon affinis</i>	X							X			
<i>Aphyocharax anisitsi</i>				X				X			
<i>Aphyocharax dentatus</i>			X					X			
<i>Aphyocharax sp</i>				X				X			
<i>Aphyocheiroidon hemigrammus</i>					X			X			
<i>Apistogramma commbrae</i>				X				X		X	
<i>Apteronotus cf caudimaculosus</i>			X					X		X	
<i>Astronotus crassipinis</i>						X		X		X	
<i>Astyanax aff fasciatus</i>					X			X			
<i>Astyanax altiparanae</i>					X			X			
<i>Brachyhypopomus cf gauderio</i>			X					X		X	
<i>Brachyhypopomus gauderio</i>			X					X		X	
<i>Brycon orbignyanys</i>			X					X			X
<i>Bryconamericus exodon</i>			X					X			
<i>Bryconamericus stramineus</i>			X					X			
<i>Catathyridium jenynsii</i>			X					X			
<i>Characidium aff zebra</i>			X					X			
<i>Characidium sp</i>				X				X			
<i>Cichla kelberi</i>						X		X		X	
<i>Cichla piquiti</i>						X		X		X	
<i>Cichla sp</i>						X		X		X	
<i>Cichlasoma paranaense</i>						X		X		X	
<i>Crenicichla britskii</i>			X					X		X	X
<i>Cyphocharax modestus</i>	X							X			
<i>Cyphocharax nagelii</i>	X							X			
<i>Eigenmannia cf guairaca</i>			X					X		X	
<i>Eigenmannia virescens</i>			X					X			
<i>Galeocharax knerii</i>						X		X			
<i>Geophagus cf sveni</i>				X				X		X	
<i>Gymnotus inaequilabiatus</i>			X					X		X	
<i>Hemigrammus ora</i>			X					X			
<i>Hemigrammus sp</i>			X					X			
<i>Hemiodus orthonops</i>					X			X			
<i>Hoplerythrinus unitaeniatus</i>					X			X		X	
<i>Hoplias mbigua</i>						X		X		X	
<i>Hoplias sp2</i>						X		X		X	
<i>Hoplias sp3</i>						X		X		X	
<i>Hoplosternum littorale</i>				X				X		X	

<i>Hyphessobrycon eques</i>		X			X		
<i>Hyphessobrycon guarani</i>		X			X		
<i>Hypophthalmus oremaculatus</i>			X		X		
<i>Hypostomus ancistroides</i>	X				X		X
<i>Iheringichthys labrosus</i>			X		X		
<i>Knodus moenkhausii</i>		X			X		
<i>Laetacara araguaiaae</i>			X		X		X
<i>Leporellus vittatus</i>		X			X		
<i>Leporinus friderici</i>				X	X		
<i>Leporinus lacustris</i>				X	X		
<i>Leporinus macrocephalus</i>				X	X		X
<i>Leporinus obtusidens</i>				X	X		X
<i>Leporinus piavussu</i>				X	X		X
<i>Loricaria cataphracta</i>	X				X		X
<i>Loricariichthys platymetopon</i>	X				X		X
<i>Melanorivulus apiamici</i>				X	X		
<i>Metynnis lippincottianus</i>		X			X		
<i>Moenkhausia aff gracilima</i>			X		X		
<i>Moenkhausia aff intermedia</i>				X	X		
<i>Moenkhausia aff sanctaefilomenae</i>			X		X		
<i>Moenkhausia bonita</i>			X		X		
<i>Moenkhausia forestii</i>		X			X		
<i>Moenkhausia gracilima</i>			X		X		
<i>Myloplus tiete</i>		X			X		
<i>Oligosarcus pintoii</i>				X	X		
<i>Ossancora eigenmanni</i>			X				
<i>Pamphorichthys sp</i>	X					X	
<i>Parauchenipterus galeatus</i>				X		X	
<i>Pimelodella avanhandavae</i>				X		X	
<i>Pimelodella gracilis</i>			X			X	
<i>Pimelodella taenioptera</i>			X			X	
<i>Pimelodus maculatus</i>				X		X	X
<i>Pimelodus ornatus</i>				X		X	X
<i>Plagioscion squamosissimus</i>					X	X	
<i>Platanichthys platana</i>		X					
<i>Ponto e virgula</i>					X	X	X
<i>Potamotrygon amandae</i>					X		X
<i>Potamotrygon cf falkneri</i>					X	X	
<i>Prochilodus lineatus</i>	X					X	X
<i>Psellogrammus kennedyi</i>		X					
<i>Pseudoplatystoma corruscans</i>					X	X	X
<i>Pterodoras granulosus</i>				X		X	X
<i>Pterygoplichthys ambrosetti</i>	X					X	X
<i>Pyrrhulina australis</i>						X	
<i>Rhamphichthys hahni</i>			X			X	X
<i>Rhaphiodon vulpinus</i>					X	X	X
<i>Rhinelepis aspera</i>	X					X	X

<i>Roeboides descalvadensis</i>		X						X			
<i>Salminus brasiliensis</i>						X		X			X
<i>Salminus hilarii</i>						X		X			X
<i>Satanoperca sp</i>			X					X		X	
<i>Schizodon altoparanae</i>	X							X			
<i>Schizodon borelli</i>	X							X			
<i>Serrapinnus calliurus</i>		X						X			
<i>Serrapinnus heterodon</i>	X							X			
<i>Serrapinnus notomelas</i>							X	X			
<i>Serrapinnus sp1</i>							X	X			
<i>Serrapinnus sp2</i>							X	X			
<i>Serrasalmus maculatus</i>						X		X		X	
<i>Serrasalmus marginatus</i>						X		X		X	
<i>Steindachnerina brevipinna</i>	X							X			
<i>Steindachnerina insculpta</i>	X							X			
<i>Synbranchus marmoratus</i>		X						X		X	
<i>Trachelyopterus galeatus</i>					X				X		
<i>Trachydoras paraguayensis</i>						X		X			

Continuação: APÊNDICE A – Traços funcionais das espécies de peixe das lagoas da planície de inundação do alto Rio Paraná. DT = desova total; DP = desova parcial; Fus = fusiforme; Alt = alto; Ang = anguiliforme; Cil = cilíndrico; Ach = achatado; Com = comprimido; Bp = bentopelágico; De = demersal; Pe = pelágico.

Espécies	Traços funcionais										
	DT	DP	Fus	Alt	Ang	Cil	Ach	Com	Bp	De	Pe
<i>Acestrorhynchus lacustris</i>		X	X						X		
<i>Acestrorhynchus pantaneiro</i>		X	X						X		
<i>Apareiodon affinis</i>		X	X						X		
<i>Aphyocharax anisitsi</i>		X	X						X		
<i>Aphyocharax dentatus</i>		X	X						X		
<i>Aphyocharax sp</i>		X	X						X		
<i>Aphyocheirodon hemigrammus</i>		X	X						X		
<i>Apistogramma commbrae</i>		X	X						X		
<i>Apteronotus cf caudimaculosus</i>		X	X					X	X		
<i>Astronotus crassipinis</i>		X		X					X		
<i>Astyanax aff fasciatus</i>		X	X								X
<i>Astyanax altiparanae</i>		X		X							X
<i>Brachyhypopomus cf gauderio</i>		X	X					X	X		
<i>Brachyhypopomus gauderio</i>		X	X					X	X		
<i>Brycon orbignyanus</i>	X		X						X		
<i>Bryconamericus exodon</i>		X	X						X		
<i>Bryconamericus stramineus</i>	X		X								X
<i>Catathyridium jenynsii</i>		X		X				X		X	
<i>Characidium aff zebra</i>		X	X						X		
<i>Characidium sp</i>		X	X						X		

<i>Cichla kelberi</i>		X		X						X
<i>Cichla piquiti</i>		X		X						X
<i>Cichla sp</i>		X		X						X
<i>Cichlasoma paranaense</i>		X		X					X	
<i>Crenicichla britskii</i>		X		X				X		
<i>Cyphocharax modestus</i>	X			X				X		
<i>Cyphocharax nagelii</i>	X		X					X		
<i>Eigenmannia cf guairaca</i>		X		X				X		
<i>Eigenmannia virescens</i>		X	X					X		
<i>Galeocharax knerii</i>		X		X				X		
<i>Geophagus cf sveni</i>	X			X					X	
<i>Gymnotus inaequilabiatus</i>		X	X					X		
<i>Hemigrammus ora</i>	X		X							X
<i>Hemigrammus sp</i>	X		X							X
<i>Hemiodus orthonops</i>	X		X							X
<i>Hoplerethrinus unitaeniatus</i>		X	X			X		X		
<i>Hoplias mbigua</i>		X	X			X				X
<i>Hoplias sp2</i>		X	X			X				X
<i>Hoplias sp3</i>		X	X			X				X
<i>Hoplosternum littorale</i>		X	X						X	
<i>Hyphessobrycon eques</i>	X			X				X		
<i>Hyphessobrycon guarani</i>	X		X					X		
<i>Hypophthalmus oremaculatus</i>		X	X							X
<i>Hypostomus ancistroides</i>	X			X					X	
<i>Iheringichthys labrosus</i>		X	X					X		
<i>Knodus moenkhausii</i>		X	X					X		
<i>Laetacara araguaiaae</i>		X		X				X		
<i>Leporellus vittatus</i>	X		X					X		
<i>Leporinus friderici</i>	X		X					X		
<i>Leporinus lacustris</i>		X		X				X		
<i>Leporinus macrocephalus</i>	X			X				X		
<i>Leporinus obtusidens</i>	X		X					X		
<i>Leporinus piavussu</i>	X			X				X		
<i>Loricaria cataphracta</i>		X				X			X	
<i>Loricariichthys platymetopon</i>		X				X			X	
<i>Melanorivulus apiamici</i>		X	X					X		
<i>Metynnis lippincottianus</i>	X			X			X			X
<i>Moenkhausia aff gracilima</i>		X		X						X
<i>Moenkhausia aff intermedia</i>		X	X							X
<i>Moenkhausia aff sanctaefilomenae</i>		X		X						X
<i>Moenkhausia bonita</i>		X					X			X
<i>Moenkhausia forestii</i>		X					X			X
<i>Moenkhausia gracilima</i>		X	X							X
<i>Myloplus tiete</i>				X			X	X		
<i>Oligosarcus pintoii</i>		X		X						X
<i>Ossancora eigenmanni</i>				X					X	
<i>Pamphorichthys sp</i>			X					X		

<i>Parauchenipterus galeatus</i>		X		X							X
<i>Pimelodella avanhandavae</i>	X		X								X
<i>Pimelodella gracilis</i>	X		X								X
<i>Pimelodella taenioptera</i>	X		X								X
<i>Pimelodus maculatus</i>		X		X							X
<i>Pimelodus ornatus</i>	X			X							X
<i>Plagioscion squamosissimus</i>		X		X							X
<i>Platanichthys platana</i>							X				X
<i>Ponto e virgula</i>	X		X								X
<i>Potamotrygon amandae</i>	X					X					X
<i>Potamotrygon cf falkneri</i>	X					X					X
<i>Prochilodus lineatus</i>	X			X			X	X			
<i>Psellogramus kennedyi</i>		X		X			X	X			
<i>Pseudoplatystoma corruscans</i>	X		X								X
<i>Pterodoras granulosus</i>		X		X							X
<i>Pterygoplichthys ambrosetti</i>		X		X							X
<i>Pyrrhulina australis</i>	X		X					X			
<i>Rhamphichthys hahni</i>		X	X				X	X			
<i>Rhaphiodon vulpinus</i>	X		X								X
<i>Rhinelepis aspera</i>	X			X							X
<i>Roeboides descavadensis</i>		X		X							X
<i>Salminus brasiliensis</i>	X			X				X			
<i>Salminus hilarii</i>	X			X				X			
<i>Satanoperca sp</i>		X		X							X
<i>Schizodon altoparanae</i>	X		X					X			
<i>Schizodon borelli</i>	X		X					X			
<i>Serrapinnus calliurus</i>		X					X	X			
<i>Serrapinnus heterodon</i>		X	X								X
<i>Serrapinnus notomelas</i>		X		X							X
<i>Serrapinnus sp1</i>		X		X							X
<i>Serrapinnus sp2</i>		X	X								X
<i>Serrasalmus maculatus</i>		X		X			X				X
<i>Serrasalmus marginatus</i>		X		X			X				X
<i>Steindachnerina brevipinna</i>	X		X					X			
<i>Steindachnerina insculpta</i>	X		X								X
<i>Synbranchus marmoratus</i>	X				X			X			
<i>Trachelyopterus galeatus</i>		X		X							X
<i>Trachydoras paraguayensis</i>		X		X						X	

APÊNDICE B – Riqueza Taxonômica, Dispersão Funcional e Redundância Funcional das espécies de peixes das lagoas da planície de inundação do alto Rio Paraná ao longo dos anos.

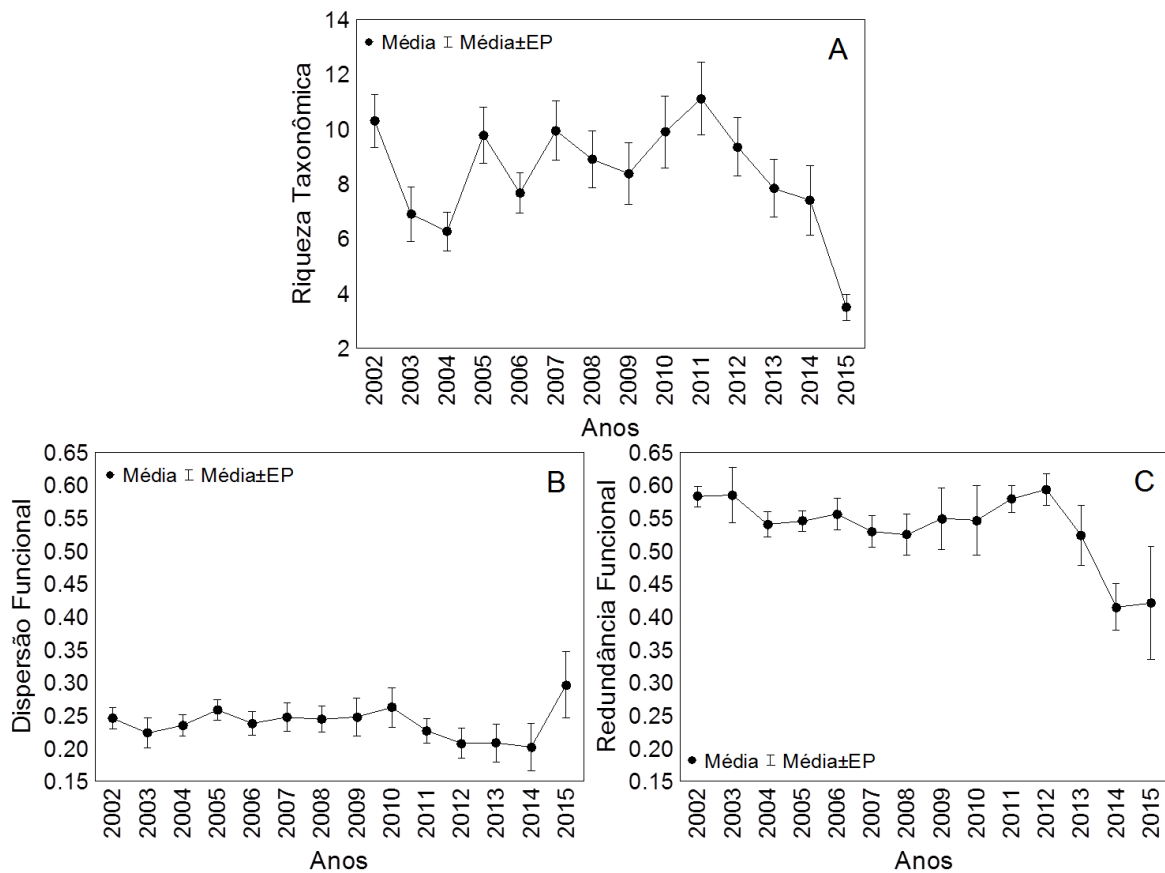


Figura 1. Riqueza Taxonômica (A), Dispersão Funcional (B) e Redundância Funcional (C) das espécies de peixes das lagoas da planície de inundação do alto Rio Paraná ao longo dos anos.

APÊNDICE C – Resultados dos modelos para a Riqueza Taxonômica, Dispersão Funcional e Redundância Funcional com as estimativas dos parâmetros, erro padrão, valor z e valor de significância.

Tabela 1. Resultados do modelo linear generalizado para a riqueza taxonômica com as estimativas dos parâmetros, erro padrão, valor z e valor de significância ($p < 0.05$). AgTemp: temperatura da água; Cond: condutividade; OD: oxigênio dissolvido; Clorof: concentração de clorofila; NT: concentração de nitrogênio total; PT: concentração de fósforo total; MSha: índice diversidade de Shannon para a comunidade de macrófitas; BTam: tamanho do banco de macrófitas; Prof: profundidade; AgNivel: nível da água. Valores significativos estão em negrito.

Parâmetros	Estimativa	Erro Padrão	Valor Z	p
Intercepto	2.136	0.024	87.095	<0.001
AgTemp	0.014	0.029	0.486	0.627
Secchi	-0.079	0.036	-2.180	0.029
pH	0.059	0.037	1.610	0.107
Cond	-0.095	0.033	-2.865	0.004
OD	-0.058	0.038	-1.546	0.122
Clorof	0.027	0.024	1.137	0.255
NT	-0.001	0.026	-0.056	0.955
PT	0.091	0.026	3.423	<0.001
MSha	-0.024	0.026	-0.915	0.360
BTam	-0.084	0.032	-2.644	0.008
Prof	0.108	0.031	3.453	<0.001
AgNivel	-0.104	0.039	-2.694	0.007

Tabela 2. Resultados do modelo de beta regressão para a dispersão funcional com as estimativas dos parâmetros, erro padrão, valor z e valor de significância ($p < 0.05$). AgTemp: temperatura da água; Cond: condutividade; OD: oxigênio dissolvido; Clorof: concentração de clorofila; NT: concentração de nitrogênio total; PT: concentração de fósforo total; MSha: índice diversidade de Shannon para a comunidade de macrófitas; BTam: tamanho do banco de macrófitas; Prof: profundidade; AgNivel: nível da água. Valores significativos estão em negrito.

Parâmetros	Estimativa	Erro Padrão	Valor Z	p
Intercepto	-1.170	0.039	-30.125	<0.001
AgTemp	0.013	0.046	0.287	0.774
Secchi	0.025	0.050	0.500	0.617
pH	0.038	0.059	0.655	0.512
Cond	-0.027	0.052	-0.518	0.604
OD	-0.050	0.059	-0.847	0.397
Clorof	-0.020	0.041	-0.489	0.625
NT	-0.039	0.044	-0.881	0.378
PT	0.084	0.045	1.840	0.066
MSha	0.017	0.042	0.413	0.679
BTam	0.007	0.039	0.178	0.859
Prof	0.106	0.052	2.036	0.042

AgNivel	-0.137	0.059	-2.302	0.021
----------------	---------------	--------------	---------------	--------------

Tabela 3. Resultados do modelo de beta regressão para a redundância funcional com as estimativas dos parâmetros, erro padrão, valor z e valor de significância ($p < 0.05$). AgTemp: temperatura da água; Cond: condutividade; OD: oxigênio dissolvido; Clorof: concentração de clorofila; NT: concentração de nitrogênio total; PT: concentração de fósforo total; MSha: índice diversidade de Shannon para a comunidade de macrófitas; BTam: tamanho do banco de macrófitas; Prof: profundidade; AgNivel: nível da água. Valores significativos estão em negrito.

Parâmetros	Estimativa	Erro Padrão	Valor Z	p
Intercepto	0.184	0.034	5.419	<0.001
AgTemp	-0.021	0.041	-0.516	0.606
Secchi	-0.054	0.044	-1.220	0.222
pH	0.013	0.053	0.243	0.808
Cond	-0.092	0.047	-1.977	0.048
OD	-0.032	0.053	-0.604	0.546
Clorof	-0.084	0.036	-2.298	0.022
NT	0.074	0.040	1.857	0.063
PT	-0.012	0.042	-0.290	0.772
MSha	-0.073	0.038	-1.932	0.053
BTam	-0.022	0.036	-0.598	0.550
Prof	0.015	0.048	0.314	0.754
AgNivel	0.061	0.052	1.164	0.244