



UNIVERSIDADE FEDERAL DA FRONTEIRA SUL
CAMPUS CERRO LARGO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AMBIENTE E TECNOLOGIAS
SUSTENTÁVEIS

MARTHONI VINICIUS MASSARO

PADRÕES DE DIVERSIDADE DA COMUNIDADE DE PEIXES AO LONGO
DE UM GRADIENTE LONGITUDINAL DE UM RIO SUBTROPICAL

CERRO LARGO

2022

MARTHONI VINICIUS MASSARO

**PADRÕES DE DIVERSIDADE DA COMUNIDADE DE PEIXES AO LONGO
DE UM GRADIENTE LONGITUDINAL DE UM RIO SUBTROPICAL**

Dissertação de Mestrado, apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ambiente e Tecnologias Sustentáveis da Universidade Federal da Fronteira Sul, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Ambiente e Tecnologias Sustentáveis.

Linha de Pesquisa: Qualidade Ambiental

Orientador: Prof. Dr. David Augusto Reynalte-Tataje

Coorientador: Prof. Dr. Rodrigo Fernandes

CERRO LARGO

2022

Bibliotecas da Universidade Federal da Fronteira Sul - UFFS

Massaro, Marthoni Vinicius
PADRÕES DE DIVERSIDADE DA COMUNIDADE DE PEIXES AO
LONGO DE UM GRADIENTE LONGITUDINAL DE UM RIO SUBTROPICAL
/ Marthoni Vinicius Massaro. -- 2022.
57 f.

Orientador: Doutor David Augusto Reynalte-Tataje
Co-orientador: Doutor Rodrigo Fernandes
Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal da
Fronteira Sul, Programa de Pós-Graduação em Ambiente e
Tecnologias Sustentáveis, Cerro Largo,RS, 2022.

1. Ictiofauna. 2. ?-diversidade taxonômica. 3.
?-diversidade funcional. 4. Conservação. 5. Manejo de
bacia. I. Reynalte-Tataje, David Augusto, orient. II.
Fernandes, Rodrigo, co-orient. III. Universidade Federal
da Fronteira Sul. IV. Título.

Elaborada pelo sistema de Geração Automática de Ficha de Identificação da Obra pela UFFS
com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

MARTHONI VINICIUS MASSARO

**PADRÕES DE DIVERSIDADE DA COMUNIDADE DE PEIXES AO
LONGO DE UM GRADIENTE LONGITUDINAL DE UM RIO
SUBTROPICAL**

Dissertação de Mestrado, apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ambiente e Tecnologias Sustentáveis da Universidade Federal da Fronteira Sul, *campus* Cerro Largo, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Ambiente e Tecnologias Sustentáveis.

Linha de Pesquisa: Qualidade Ambiental

Orientador: Prof. Dr. David Augusto Reynalte-Tataje

Coorientador: Prof. Dr. Rodrigo Fernandes

Esta Dissertação foi defendida e aprovada pela banca em: 09/09/2022

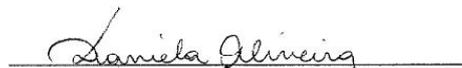
BANCA EXAMINADORA



Prof. Dr. David Augusto Reynalte-Tataje - UFFS



Prof. Dr. Éder André Gubiani - UNIOESTE



Prof. Dr. Daniela Oliveira de Lima - UFFS

AGRADECIMENTOS

- À Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS) e ao corpo docente do programa de Pós-Graduação em Ambientes e Tecnologias Sustentáveis por possibilitar um ensino de qualidade.
- Ao meu orientador, Prof. Dr. David Augusto Reynalte-Tataje, por compartilhar seus conhecimentos, sua amizade e seu tempo.
- Ao meu Coorientador, Prof. Dr. Rodrigo Fernandes, pela grande contribuição para a realização desta dissertação e compartilhamento de seus conhecimentos, principalmente estatísticos.
- A minha família, por todo apoio e paciência, meu muito obrigado por estarem sempre ao meu lado.
- A minha namorada, Carmine, obrigado por todo amor e carinho dedicado a mim.
- Aos meus colegas de laboratório, por me aturarem nos momentos de mal humor e preocupações, pela mão de obra durante o esforço amostral e pela troca de ideias durante a construção deste trabalho.
- Ao Parque Estadual do Turvo pela autorização e acompanhamento dos Guarda Parque na realização dos trabalhos nesta Unidade de conservação.
- Ao sargento da Polícia Ambiental do RS Leandro Weddigen por me acompanhar nas coletas do Parque Estadual do Turvo.
- A Gabriela Martine e sua família, por me acolherem tão bem em sua residência.
- Ao Seu Santo, por ceder a moradia em São Nicolau para realização deste trabalho.
- Ao seu Gibrair e família, por me acolherem em São Borja, sempre felizes nos ajudando na realização deste estudo.
- Ao meu colega e amigo Lucas Pachla, meu muito obrigado por toda sua ajuda na realização dos campos.
- Aos amigos Oldair Meinerz e Elissandro Heydt, por muitas vezes ajudar nas coletas, tanto de forma braçal como financeira, sem dúvidas vocês foram fundamentais nesse processo.
- Ao amigo e guarda parque Vilmar Grutzmann, muito obrigado pela amizade e proteção nas campanhas no parque do Turvo.

RESUMO

Entender os padrões de distribuição das espécies e a influência da estrutura do habitat nos padrões de distribuição é extremamente relevante para ações futuras de manejo e conservação. O rio Uruguai está sujeito a vários distúrbios, entretanto, apresenta um segmento de fluxo livre de 950 km em seu trecho médio, oferecendo um mosaico de manchas hidrogeomórfológicas, sendo uma oportunidade para entender os padrões de diversidade de peixes em corredores lóticos da Bacia do Prata. Nesse sentido, pretendemos investigar o papel da heterogeneidade ambiental e distância espacial nos padrões longitudinais da diversidade de espécies e de traços funcionais. Ao todo, 48 saídas a campo foram realizadas sazonalmente entre os períodos de maio de 2017 e fevereiro de 2018 (Ano 1) e maio de 2018 e fevereiro de 2019 (Ano 2), em seis sítios de amostragem, cobrindo um trecho de 450 km de extensão. Como resultado, 80 espécies para o Ano 1 e 76 espécies para o Ano 2 (diversidade gama). A riqueza local (diversidade alfa) variou de 46 a 71 espécies. A diversidade beta taxonômica e funcional para os dois períodos de amostragem apontou altos valores, com contribuições dos componentes de *turnover* e *aninhamento*. Neste conjunto de táxons, muitos apresentaram pequeno porte e comportamento sedentário, entretanto, também capturamos peixes de grande porte e migradores, sendo as ordens Characiformes, Siluriformes e Cichliformes as mais abundantes. Os elevados valores de β -diversidade observados revelaram que cada ambiente com seu conjunto de particularidades hidrogeomorfológicas, permite a estruturação de assembleias únicas no canal principal do rio Uruguai, exibindo de forma clara a importância das irregularidades do mosaico do canal para a ictiofauna. Os resultados obtidos neste estudo enfatizam a necessidade de entender melhor a ictiofauna dos sistemas fluviais que ainda se encontram preservados e os fatores que direcionam os padrões de sua diversidade. Essas informações permitirão prever as perdas de diversidade e ajudarão na elaboração de planos de manejo e conservação mais eficazes, minimizando assim futuros distúrbios antrópicos.

Palavras-chave: Ictiofauna, β -diversidade taxonômica, β -diversidade funcional, Conservação, Manejo de bacia.

ABSTRACT

Understanding species distribution patterns and the influence of habitat structure on distribution patterns is extremely relevant for future management and conservation actions. The Uruguay River is subject to several disturbances, however, it presents a free-flowing segment of 950 km in its middle section, offering a mosaic of hydrogeomorphic patches, being an opportunity to understand the patterns of fish diversity in lotic corridors of the La Plata Basin. . In this sense, the present study aimed to investigate the role of environmental heterogeneity and spatial distance in the longitudinal patterns of species diversity and functional traits. A total of 48 field trips were carried out seasonally between the periods of May 2017 and February 2018 (Year 1) and May 2018 and February 2019 (Year 2), in six sampling sites, covering a stretch of 450 km of extension. The present study showed a total of 80 species for Year 1 and 76 species for Year 2 (gamma diversity). Local richness (alpha diversity) ranged from 46 to 71 species. The taxonomic and functional beta diversity for the two sampling periods showed high values, with contributions from turnover and nesting components. In this set of taxa, many presented small size and sedentary behavior, however, we also captured large and migratory fish, with the orders Characiformes, Siluriformes and Cichliformes being the most abundant. The high values of β -diversity observed revealed that each environment, with its set of hydrogeomorphological particularities, allows the structuring of unique assemblages in the main channel of the Uruguay River, clearly showing the importance of the irregularities of the channel mosaic for the ichthyofauna. The results obtained in this study emphasize the need to better understand the ichthyofauna of the river systems that are still preserved and the factors that drive the patterns of their diversity. This information will make it possible to predict the losses of diversity and help in the elaboration of more effective management and conservation plans, thus minimizing future anthropic disturbances.

Keywords: Ichthyofauna, Conservation, β -taxonomic diversity, β -functional diversity, Basin management.

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Caracterização dos Sítios de amostragem de peixes no Médio rio Uruguai (RS, Brasil). Municípios onde estão localizados os sítios de amostragem: SS1: Derrubadas; SS2: Esperança do Sul; SS3: Alecrim; SS4: Porto Vera Cruz; SS5: São Nicolau e SS6: São Borja.

Tabela 2. Composição taxonômica de peixes capturados em seis sítios de amostragem no Médio rio Uruguai (RS, Brasil) durante dois anos: A1 (2017/2018) e A2 (2018/2019). Municípios onde estão localizados os sítios de amostragem: S1: Derrubadas; S2: Esperança do Sul; S3: Alecrim; S4: Porto Vera Cruz; S5: São Nicolau e S6: São Borja.

Tabela 3. Valores médios e desvio padrão da β -diversidade taxonômica e funcional (e seus componentes) calculada para a assembleia de peixes capturados ao longo de 450 km do Médio rio Uruguai, Brasil nos anos (2017/2018) e (2018/2019).

Tabela 4. Resultado do modelo nulo comparando a β -diversidade taxonômica e a β -diversidade funcional de dados coletados na ictiofauna do Médio rio Uruguai nos anos de 2017/2018 e 2018/2019.

Tabela 5. Variáveis ambientais selecionadas através de bioenv de amostragens realizadas nos anos 2017/2018 (A1) e 2018/2019 (A2) do trecho de 450 km no Médio rio Uruguai.

Tabela 6. Resultados dos testes de Mantel relacionando a distância espacial e ambiental e a β -diversidade taxonômica e funcional (e seus componentes) para os dois anos de estudo: A1: 2017/2018 e A2: 2018/2019. r = coeficiente de correlação e P =valor de P . Valores em negrito indicam diferença estatística significativa ($P < 0,05$).

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Trechos de amostragem de peixes no Médio rio Uruguai (RS, Brasil). Municípios onde estão localizados os sítios de amostragem: SS1: Derrubadas; SS2: Esperança do Sul; SS3: Alecrim; SS4: Porto Vera Cruz; SS5: São Nicolau e SS6: São Borja.

Figura 2. Resultado da Análise de Variância aplicada a riqueza local verificada nos diferentes sítios de amostragem no médio rio Uruguai nos anos de 2017/2018 e 2018/2019.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	11
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	14
3	MATERIAL E MÉTODOS.....	18
3.1	ÁREA DE ESTUDO	18
3.2	COLETAS DE DADOS	19
3.3	CARACTERIZAÇÃO TAXONÔMICA E FUNCIONAL.....	22
3.4	ANÁLISES ESTATÍSTICAS	23
4	RESULTADOS	25
4.1	COMPOSIÇÃO TAXONÔMICA E RIQUEZA.....	25
4.2	DIVERSIDADE TAXONÔMICA E FUNCIONAL	32
3.3	DIVERSIDADE E CONTROLE ESPACIAL E AMBIENTAL	34
5	DISCUSSÃO.....	36
6	REFERÊNCIAS	40
6	ANEXOS.....	53

1 INTRODUÇÃO

Dentro da ecologia é extremamente relevante entender a relação entre os padrões de distribuição das espécies e os fatores que estruturam o habitat (RICKLEFS, 1987; RICKLEFS; SCHLUTER, 1993; JACKSON et al., 2001; COSTA; FREITAS, 2015). Estudos têm demonstrado claramente que as assembleias de peixes de ambientes lóticos são fortemente estruturadas e não estão distribuídas ao acaso ao longo de um rio (QUIRÓS et al., 2007; HUMPHRIES et al., 2014; MCCLUNEY et al., 2014; RABUFFETTI et al., 2016; VITORINO et al., 2016). Esta estruturação das assembleias é mais facilmente reconhecida em ambientes de riachos (CASTRO et al., 2003; GOMIERO; BRAGA 2006; OYAKAWA et al. 2006; LANGEANI et al., 2007; SUAREZ; LIMA-JUNIOR, 2009; ZANINI et al., 2017), o que tem servido para a elaboração de paradigmas na relação organismo-ambiente, os quais muitas vezes são testados em outros ambientes aquáticos continentais (AKIN et al., 2005), incluindo rios de grande porte (VITORINO et al., 2016).

Dois processos ecológicos desempenham um papel fundamental em moldar as assembleias e manter a diversidade de espécies (CAROLSFELD et al., 2003; ADLER et al., 2013; HEINO et al., 2015), sendo eles a dispersão e os filtros ambientais. A dispersão é considerada um dos principais mecanismos de estruturação das assembleias de grandes rios, sendo predominante em ambientes fluviais onde a presença de barreiras geográficas é ausente ou limitada, possibilitando aos organismos movimentar-se em distintas direções de acordo as características inerentes a cada espécie (SOININEN et al., 2007; HEINO et al., 2015). Por outro lado, quando a estrutura da assembleia é principalmente moldada pelos filtros ambientais, a colonização é realizada por um grupo de peixes com características semelhantes. Assim, espécies de peixes que são encontrados numa determinada bacia devem passar por uma série de filtros ambientais para inserir-se localmente (MOUILLOT et al. 2007).

Os filtros ambientais podem, portanto, ser reconhecidos como fatores determinantes na composição das assembleias de peixes locais. Esses filtros incluem velocidade da água, oxigênio dissolvido, temperatura e transparência da água, sendo que a influência destes fatores na diversidade pode variar ao longo da bacia, onde os mesmos predominam sobre as interações bióticas (OSTRAND; WILDE, 2002; GRENOUILLET

et al., 2004). Estudos têm evidenciado que estes dois processos atuam simultaneamente na determinação de padrões de diversidade. Nesse aspecto, uma ampla gama de explicações tem sido proposta para explicar tais padrões em sistemas aquáticos, incluindo fatores abióticos e interações entre espécies (KAUTZA; SULLIVAN, 2012; CARVALHO; TEJERINA-GARRO, 2015). O índice de diversidade-beta é uma ferramenta útil para inferir a mudança na composição de espécies entre diferentes sítios e identificar quais gradientes ecológicos estruturam essas mudanças. Diversos métodos têm proposto a partição da dissimilaridade entre os habitats em dois componentes: substituição de espécies (*turnover*) e diferença de riquezas (*riqueza de espécies*) (LENNON et al., 2001; LEGENDRE, 2014). A primeira ajuda a entender quais fatores ambientais podem estar promovendo a presença de algumas espécies em determinados sítios e não em outros (*e.g.* deriva, características da paisagem, variações na qualidade da água) e o segundo ajuda a entender como o aumento ou a redução no número de espécies pode estar relacionado com a disponibilidade de recursos.

Considerada uma abordagem inovadora, a diversidade funcional é utilizada como ferramenta para a compreensão de padrões gerais, pois proporciona uma base para o entendimento das respostas a nível de comunidade, com certa capacidade preditiva (WEEB et al., 2000; POFF et al., 2006; DATRY et al., 2016). A avaliação da estrutura funcional de uma comunidade fornece evidências a respeito dos mecanismos pelos quais as comunidades ecológicas respondem às mudanças ambientais (POFF et al., 2006, DATRY et al., 2016). Além disso, a determinação da relação entre traço funcional e variável ambiental provem a informação de quais variáveis ambientais estão agindo como filtro ambiental e se os traços selecionados interferem nos processos ecossistêmicos (ROSADO et al., 2013).

O rio Uruguai está atualmente sujeito a vários distúrbios (por exemplo, barragens, poluição, desmatamento), entretanto, apresenta um segmento de trecho livre de barramentos de aproximadamente 950 km em seu trecho médio, os quais ainda preservam segmentos lóticos significativos com vegetação ciliar. A presença desta seção de fluxo livre, formada por um mosaico de manchas hidrogeomorfológicas, oferece a oportunidade de entender os padrões de diversidade de peixes em corredores lóticos da Bacia do Prata. Neste cenário, investigamos a diversidade de peixes ao longo de um extenso gradiente fluvial (ca. 450 km) no Médio Rio Uruguai, onde não existem Barreiras geográficas

significativas limitando a dispersão. Em particular, analisamos a resposta das espécies à variação de habitat ao longo do corredor fluvial, uma seção caracterizada por diferentes condições hidrogeomorfológicas e estrutura da paisagem, ou seja, a presença de canais constritos na forma de corredeiras rasas ou poças profundas e uma planície de inundação.

Nos rios de grande porte como é o caso do rio Uruguai é esperado que a variação significativa das características ocorra através de gradientes espaciais maiores (HEINO et al., 2013) e entre habitats (TERESA; CASATTI, 2012). Também é esperado que nos grandes corredores fluviais os canais de fluxo selecionem traços ecológicos semelhantes associados a funções características de águas correntes. Nesse sentido, as assembleias locais do canal principal devem ter baixa ou insignificante variação espacial na β -diversidade funcional (*turnover* e *riqueza*), apesar da rotatividade de espécies. Esse padrão, no entanto, será investigado, combinando a tradicional (β -diversidade taxonômica) e abordagem funcional (VILLEGER et al., 2012).

Considerando este contexto, juntamente com a necessidade de investigar a variação da diversidade em sistemas tropicais (e.g. VITORINO et al., 2016), nosso estudo examinou os padrões de β -diversidade entre assembleias de peixes em uma seção de trecho livre do canal principal do Médio Uruguai. Em particular, investigamos a hipótese de que o padrão de β -diversidade é baixo, principalmente o funcional e que a variação da diversidade presente na calha do rio Uruguai está relacionada principalmente a dispersão. Também hipotetizamos que a β -diversidade taxonômica e funcional pode variar ao longo do tempo, principalmente quando há influência de eventos climáticos de grande escala (PIET, 1998; SWALES et al., 1999), especificamente se considerarmos que no rio Uruguai a influência do Fenômeno “La Niña”, o qual provoca menos chuva na região, aumenta a β -diversidade quando comparado com um ano “normal”. Para responder nossa hipótese trabalhamos com cinco objetivos: (i) Avaliar a riqueza local ao longo do canal do rio e em dois anos com condições climáticas diferentes (ii) Quantificar padrões espaciais de dissimilaridade entre assembleias de peixes ao longo de um gradiente longitudinal e avaliar a importância relativa dos componentes de *turnover* e riqueza; (iii) Avaliar diferenças interanuais nos padrões geral e componentes de dissimilaridade; (iv) Comparar os valores de dissimilaridade funcional com expectativas nulas para avaliar mecanismos de montagem de assembleias; (v) Avaliar os efeitos de controle espacial e ambiental na dissimilaridade entre assembleias.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

DIVERSIDADE DE PEIXES EM AMBIENTES NEOTROPICAIS

Os ambientes aquáticos, tanto continentais quanto marinhos, apresentam como forma de vida dominante entre os vertebrados os peixes, sendo a região neotropical a mais diversa em espécies de água doce de todo o planeta (VARI; MALABARBA, 1998). No entanto, o conhecimento dessa ictiofauna ainda é limitado e incompleto (BOHLKE et al., 1978; LOWE-MCCONNELL, 1999; REIS et al., 2003). Diferentemente de outras regiões zoogeográficas, onde ocorre predominância de ciprinídeos, os peixes neotropicais pertencem majoritariamente ao grupo Otophysi (90%), onde incluem-se os representantes das ordens Characiformes (1.200 espécies) e Siluriformes (1.300 espécies) (REIS et al., 2016). A região neotropical possui uma diversidade de peixes de aproximadamente 8.000 espécies, totalizando 24% de toda diversidade do planeta (VARI, MALABARBA, 1998). Essa elevada riqueza de espécies nos ambientes neotropicais pode tornar-se ainda maior, visto que muitos ambientes ainda não foram estudados ou tem levantamentos incompletos (AGOSTINHO et al., 2007), ademais, a ocorrência desta diversidade pode estar associada a diferentes formas e padrões comportamentais, relacionados com a disponibilidade de alimentos, manutenção e biologia das espécies (WOOTTON, 1990).

Nesse sentido, a análise das variações sazonais e temporais, bem como sua influência sobre as comunidades de peixes, torna-se importante para a compreensão dos mecanismos estruturadores dessas comunidades e fornece subsídios para prever o impacto da influência antrópica sobre esses ecossistemas (SÚAREZ, 2008). Os peixes de água doce, em sua grande maioria possuem uma sazonalidade em relação ao período reprodutivo, isto relaciona-se com diversos fatores ambientais que ocasionam a maximização para a fecundação e desenvolvimento da prole (VAZOLLER, 1996). Estudos demonstraram variação na riqueza de espécies em locais onde há enchentes e secas, considerando o fenômeno sazonal uma das principais formas de modelar a biota (SOUSA et al., 2008), ao passo que registros de variações da riqueza de espécies nas diferentes estações do ano (SACCOL- PEREIRA; FIALHO, 2010), revelaram um aumento de espécies no período chuvoso e uma diminuição de espécies não tolerantes na seca (SÚAREZ; LIMA-JUNIOR, 2009).

Inúmeros trabalhos abordaram a biologia de peixes tropicais e subtropicais em ambientes lóticos e lênticos (BASILE-MARTINS *et al.*, 1975; GODOY, 1975; LOWE-MCCONNELL, 1987; CHERNOFF; MACHADO-ALLISON, 1990; VAZZOLER; MENEZES, 1992; HARTZ; BARBIERI, 1994; BARBIERI, 1995; Barbieri *et al.*, 2000; CAPELETI; PETRERE JR., 2006; REYNALTE-TATJE *et al.*, 2020). Variações na duração, época e magnitude das cheias afetam espécies migradoras e não migradoras de maneira diferenciada, visto que as exigências ecológicas e a cronologia dos processos vitais, como a reprodução, alimentação, maturidade e crescimento, são distintas entre elas (AGOSTINHO *et al.*, 1997). A ausência ou a alteração na intensidade do regime das cheias pode retardar ou tornar ineficiente a reprodução dos peixes (VAZZOLER, 1996; AGOSTINHO *et al.*, 1997). Para Agostinho *et al.* (1997), a reprodução da ictiofauna nos rios sul-americanos ocorre de maneira cíclica, na qual os padrões de periodicidade correlacionam-se com as condições ambientais a que os peixes são expostos. A relação das variáveis limnológicas com o ciclo de vida das diferentes espécies de peixes tem papel fundamental no entendimento da biologia das espécies, visto que o desempenho e sobrevivência de qualquer organismo dentro de um ecossistema é diretamente relacionado ao meio em que vive (FUIMAN, 2002).

Na região Neotropical, poucos rios preservam suas condições fluviais intactas. Isso é especialmente verdadeiro para a Bacia do Prata, a segunda principal bacia da América do Sul, onde o desenvolvimento humano é expressivo (*e.g.*, indústria, urbanização, agricultura, energia hidrelétrica) (LUZ-AGOSTINHO *et al.*, 2008; PETESSE; PETRERE, 2012; SMITH *et al.*, 2018). Exceções notáveis são o eixo Paraguai-Paraná (QUIRÓS *et al.*, 2007; ESPÍNOLA *et al.*, 2016) e a Bacia do Rio Uruguai (ZANIBONI-FILHO; SCHULZ, 2003, MASSARO *et al.*, 2019), os quais preservam longos trechos não regulados. O rio Uruguai, em particular, estende-se por 2.262 km do sul do Brasil até o Rio da Prata (Uruguai), próximo ao Oceano Atlântico. Esta bacia tem três domínios geomorfológicos denominados Alto, Médio e Baixo Uruguai (ZANIBONI-FILHO; SCHULZ, 2003), os quais são marcados pela presença de barreiras físicas naturais (*i.e.*, cachoeiras) e diferentes manchas hidrogeomórficas ao longo de seu curso principal, uma conformação que provavelmente contribuiu para gerar uma alta diversidade de espécies. Atualmente, o rio Uruguai encontra-se sujeito a vários distúrbios (*e.g.*, barragens, poluição, desmatamento), entretanto, seu trecho médio preserva cerca de

900 km de segmento lótico (entre a UHE Foz do Chapecó e a UHE Salto Grande). A presença desta seção de fluxo livre, a qual é formada por um mosaico de manchas hidrogeomórficas, oferece a oportunidade de entender os padrões de diversidade de peixes em corredores lóticos da Bacia do Prata.

β -DIVERSIDADE

Durante muito tempo, os ecólogos concentraram os estudos nos fatores que determinam a diversidade alfa, explicando e hipotetizando as razões nas quais as espécies conseguem coexistir num determinado local (MELO et al., 2007). Em consonância com o aperfeiçoamento de técnicas estatísticas, a diversidade beta tem sido analisada pelos ecólogos que objetivam compreender por que as comunidades ecológicas variam na sua diversidade mesmo em ambientes relativamente próximos (MELO et al., 2011). Variáveis bióticas e abióticas, em diferentes escalas (m ou km), são consideradas como determinantes da β -diversidade (MELO et al., 2011). Em determinados estudos, as diferenças espaciais e/ou temporais entre a composição das assembleias locais são relacionadas com diferenças espaciais nos preditores, considerando a assembleia local como unidade amostral. Entretanto, ainda são raros os trabalhos que relacionem, de forma direta, a variação espacial e/ou temporal das assembleias ecológicas com os preditores da β -diversidade, considerando a metacomunidade (o conjunto de assembleias locais) como unidade amostral. Entretanto, esses estudos são raros e uma razão para esta raridade se deve a escassez de dados biológicos, já que podem ser espaciais ou temporais, requerendo um grande esforço amostral.

Metacomunidade é o termo dado a um conjunto de assembleias locais sujeitas a processos intrínsecos (interações inter-específicas) e extrínsecos (dispersão e colonização) (LEIBOLD et al., 2004). Esta complexidade de processos e organismos interagindo concomitantemente pode ser compreendida por quatro grandes abordagens clássicas. Cada abordagem possui mecanismos e explicações diferentes para a coexistência de espécies na metacomunidade e nas assembleias locais (LOGUE et al., 2011). São elas: dinâmica de manchas (*patch-dynamics*), “filtro de espécies” (*species sorting*), efeitos de massa (*mass effects*) e a teoria neutra (*neutral theory*) (LEIBOLD et al., 2004).

A abordagem da teoria neutra em metacomunidades é controversa, pois assume que as diferentes espécies possuem equivalência de mobilidade e nicho ecológico (VELLEND et al., 2014). Segundo esta perspectiva, metacomunidades são coleções de assembleias locais compostas por organismos tróficos similares. Sob tais condições, os determinantes da composição nas assembleias locais são processos estocásticos de demografia e dispersão (HUBBELL, 2011).

O filtro de espécies tem seus princípios baseados na teoria do nicho e assume que diferentes espécies possuem diferentes formas de utilização dos recursos disponíveis. A coexistência de espécies semelhantes é possível por diversificação de nicho (LEIBOLD et al., 2004). Consequentemente, as características ambientais possuem maior relevância em selecionar as espécies nas assembleias do que as características de dispersão das espécies. No entanto, essa maior influência ambiental não significa que a dispersão seja totalmente irrelevante.

O efeito de massa considera a dispersão de indivíduos entre manchas com características ambientais distintas como principal determinante da composição de espécies, porém não exclui as interações ecológicas das espécies. A coexistência de inúmeras espécies fracas competidoras se daria devido aos indivíduos emigrantes de outras assembleias para aquelas assembleias onde eles tendem a ser extintos devido aos efeitos de competição e/ou baixa adequabilidade ambiental (SHMIDA; WILSON, 1985).

A teoria da dinâmica de manchas assume que o ambiente é homogêneo e a composição de uma dada mancha é dada pelo balanço entre a capacidade de colonização e a exclusão competitiva. As extinções das espécies em uma mancha podem ocorrer através de mecanismos determinísticos (tais como competição, predação) como também estocásticos (tais como distúrbios). Em adição, as espécies podem tanto colonizar manchas vazias como também coexistir com outras espécies em uma mesma mancha através de mecanismos de balanço (*trade-off*) entre dispersão e dominância local (LEIBOLD et al., 2004).

Uma interpretação alternativa das teorias de metacomunidade é a questão da influência da escala (espacial ou temporal). Conforme a área de estudo aumenta, o padrão observado pode se apresentar de diversas formas e gerar interpretações teóricas diferentes (LEVIN, 1992). Outro aspecto importante das teorias de metacomunidade é que as teorias não são

exclusivas, ou seja, o padrão observado em um estudo que mais se aproxima de uma das interpretações de metacomunidade não é capaz de excluir as demais teorias (BROWN et al., 2017).

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 ÁREA DE ESTUDO

O Rio Uruguai é dividido em três regiões (Alto, Médio e Baixo Uruguai), separadas por barreiras físicas. O Salto do Yucumã, localizado dentro do Parque Estadual do Turvo (Brasil), é a divisão entre o Alto e Médio Uruguai. O reservatório de Salto Grande, localizado na fronteira entre Argentina e Uruguai, divide o Médio e Baixo Uruguai. Atualmente, grandes e pequenas barragens regulam o canal principal e afluentes do Alto Uruguai, no Médio e Baixo Uruguai esses empreendimentos são encontrados principalmente nos afluentes.

O canal principal do Médio Uruguai tem cerca de 787 km de extensão, é caracterizado por apresentar um longo trecho fluvial onde não existem acidentes geográficos significativos ou barramentos que impossibilitem a conectividade dos peixes. Ainda esse trecho fluvial pode ser maior quando o Salto do Yucumã que divide o Alto e Médio Uruguai é coberto durante as cheias. Nessa condição a conectividade fluvial pode alcançar aproximadamente 945 km e abrange desde a barragem de Foz de Chapecó (Alto rio Uruguai) até o lago do reservatório de Salto Grande (Médio Uruguai).

Uma das particularidades do canal principal do Médio Uruguai é que sua região de montante são encontradas duas unidades de conservação (UC), uma de cada lado do rio, a Reserva da Biosfera Yabotí (na margem Argentina) e o Parque Estadual do Turvo (na margem do Brasil). No trecho onde se encontram as duas UCs a pesca é proibida o ano inteiro. Embora este trecho do Médio Uruguai seja protegido, a área restante da bacia sofre impactos relacionados a atividades humanas como perda da mata ciliar, pesca, retirada de água para irrigação de arroz e poluição.

A nível de paisagem o Médio Uruguai encontra-se dividido em dois Biomas, o Bioma Mata Atlântica mais a montante e o bioma Pampa mais a jusante. Além disso o canal do rio muda significativamente, onde sua largura e declividade ao longo dos mais de 800 km de sua extensão passam dos 280 m de largura, onde o rio é mais encaixado no

seu trecho inicial, para os mais de 2000 m de largura quando o rio forma uma planície e a declividade diminui. O curso do Médio Uruguai é caracterizado por apresentar uma sequência de poços e corredeiras, ilhas com formação de pequenos canais e a presença de afluentes de diferentes tamanhos que desembocam ao longo de toda esta sub-bacia (ZANIBONI-FILHO; SCHULZ, 2003).

3.2 AMOSTRAGENS

Ao todo, 48 saídas a campo foram realizadas sazonalmente entre os períodos de maio de 2017 e fevereiro de 2018 (Ano 1) e maio de 2018 e fevereiro de 2019 (Ano 2), em seis sítios de amostragem (**Figura 1; Tabela 1**). De acordo com as informações do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (<http://enos.cptec.inpe.br/>) o Ano 1 de nosso estudo esteve sob influência do Fenômeno “La Niña”. Dados da qualidade da água para os sítios de amostragem são apresentados na **Tabela Suplementar 1**.

Os peixes foram coletados por meio de um conjunto de redes de espera com diferentes tamanhos de malha (15, 20, 30, 40, 50, 80 mm entre nós adjacentes), com 10 m de comprimento e 2,0 m de altura, somando 20m² de rede de cada malha. Todo o conjunto de artes de pesca permaneceu por 12 horas em cada ponto, trabalhando principalmente durante a noite (entre 18h e 6h).

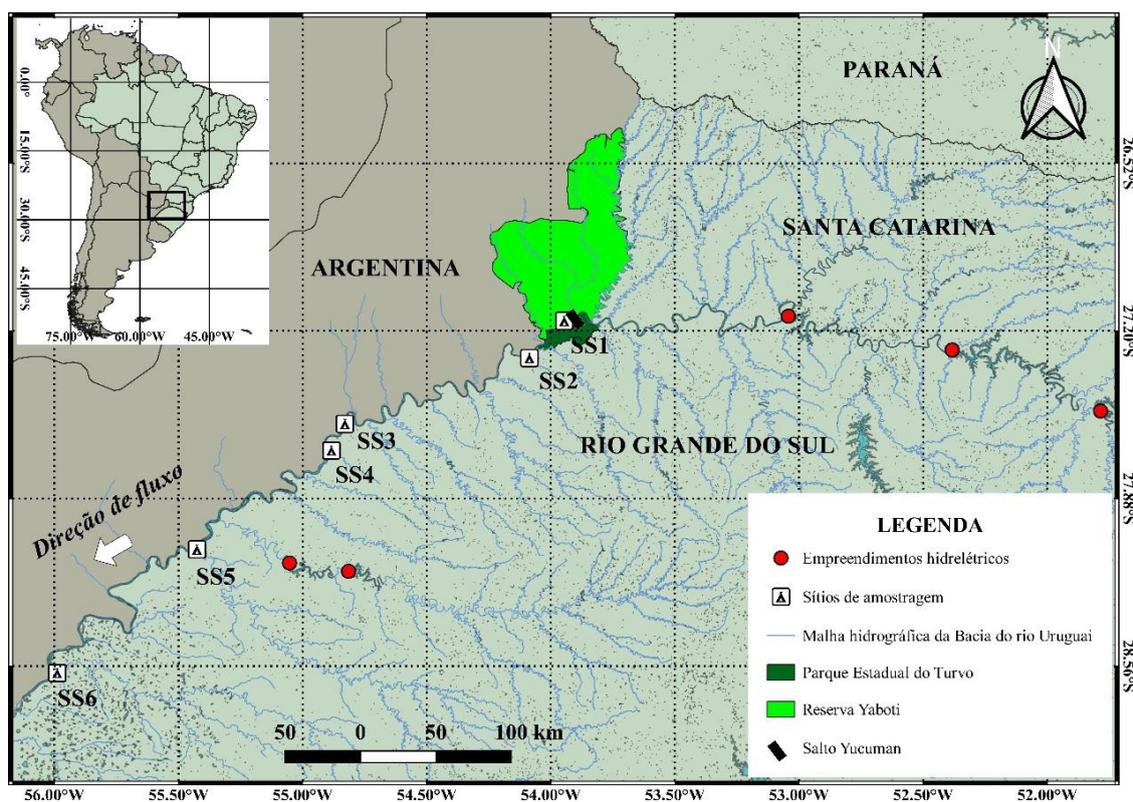


Figura 1. Trechos de amostragem de peixes no Médio rio Uruguai (RS, Brasil). Municípios onde estão localizados os sítios de amostragem: SS1: Derrubadas; SS2: Esperança do Sul; SS3: Alecrim; SS4: Porto Vera Cruz; SS5: São Nicolau e SS6: São Borja.

Tabela 1. Caracterização dos Sítios de amostragem de peixes no Médio rio Uruguai (RS, Brasil). Municípios onde estão localizados os sítios de amostragem: SS1: Derrubadas; SS2: Esperança do Sul; SS3: Alecrim; SS4: Porto Vera Cruz; SS5: São Nicolau e SS6: São Borja.

Sítios de amostragem	Coordenadas Geográficas	Descrição das Estações de Coleta
SS1	27°12'0.05" S	Trecho localizado entre as Unidades de Conservação do Parque Estadual do Turvo e da Reserva Yaboti, com aproximadamente 280 metros de largura e 2 metros de profundidade. Este ambiente localizado numa região encaixada do rio se caracteriza por apresentar águas muito rápidas e leito rochoso, com declividade de cerca de 9cm/km.
	53°58'20.85" O	
SS2	27°18'7.77" S	Trecho localizado próximo a confluência com o rio Turvo um tributário de porte médio. O canal do Uruguai nesse trecho apresenta entorno dos 400 metros de largura e média de 16 a 20 metros de profundidade. A região se caracteriza também por estar num ambiente encaixado com um canal onde se intercalam poços e corredeiras, onde o leito é rochoso e a declividade é próxima aos 9cm/km.
	54° 7'49.80" O	

SS3	27°35'27.05" S	Trecho localizado no município de Alecrim-RS, com 800 metros de largura e uma média de 14 a 30 metros de profundidade, com sequência de corredeiras, ilhas e poços profundos, trecho de rio caudaloso/rochoso, com declividade média de 6 cm/km.
	54°50'5.56" O	
SS4	27°45'38.00" S	Trecho localizado no município de Porto Vera Cruz-RS, com 1200 metros de largura e uma média de 1 a 8 metros de profundidade, com sequência de corredeiras, poços, ilhas e com dois afluentes de porte médio-pequeno que desaguam na região (rio Bugre e rio Bonito). O canal nesse trecho apresenta fundo rochoso e declividade média de 6 cm/km.
	54°55'38.48" O	
SS5	28° 5'24.86" S	Trecho localizado no município de São Nicolau-RS, com águas rápidas percorrendo ilhas e pequenas cachoeiras, com cerca de 1000 metros de largura e 4 a 6 metros de profundidade próximos ao canal do rio. Apresenta declividade de 3 cm/km e se encontra próxima da confluência com o Rio Piratinim, um tributário de porte médio.
	55°25'56.04" O	
SS6	28°35'56.68" S	Trecho localizado no município de São Borja-RS, com cerca de 1200 metros de largura e aproximadamente 2 a 6 metros de profundidade. Não apresenta um canal definido, o ambiente já pertence ao bioma Pampa e se encontra numa região de planície. Este trecho sofre influência direta do perímetro urbano e o fundo apresenta uma mistura de rocha e areia. A declividade neste trecho é de cerca de 2 cm/km.
	55°59'57.17" O	

No presente estudo amostramos um único tipo de biótopo (canal de rio) para minimizar problemas relacionados com a eficiência de amostragem quando se realizam amostragens em diferentes ambientes (JUN et al., 2014). Algumas espécies poderiam estar sub-representadas em nosso levantamento, tais como peixes que preferem habitar os poços (alguns Siluriformes de grande porte) e/ou algumas espécies que apresentam pouca mobilidade ou ficam enterradas (como algumas raias e linguados). Entretanto, acreditamos que esse viés da amostragem não tenha sido tão representativo. Por exemplo, nos capturamos mais de 80% do total de espécies registrados num levantamento que foi realizado no Médio Uruguai com mais anos de coleta e um maior número e diversidade de apetrechos de coleta (Massaro, dados não publicados)

A eutanásia das espécies foi realizada de acordo com a Resolução do Conselho Federal de Medicina Veterinária - CFMV nº 1000 de 11 de maio de 2012, aplicando-se uma overdose de 250 mg/L de hidrocloreto de benzocáína. Este projeto está autorizado no Comitê de Ética da Universidade Federal da Fronteira Sul sob nº 23.205.004977/2015-90. No decorrer deste período, alguns exemplares, os quais já estavam sem vida no momento da retirada das redes, foram fixados em formalina a 10% e conservados em etanol a 70%. As espécies foram identificadas de acordo com (ZANIBONI-FILHO et al., 2004, OTTA et al., 2018). Espécimes voucher foram depositados na Coleção de Peixes

da Universidade Estadual de Maringá, Paraná, Brasil. Este estudo faz parte do projeto 534 intitulado “Ecologia de Peixes do Médio Uruguai”, realizado sob as licenças 55011-2 (ICMBio) e 104/2017 (Secretaria do Meio Ambiente e Infraestrutura do Estado do Rio Grande do Sul). Esta última autorização permitiu a amostragem de peixes em áreas protegidas (Parque Estadual do Turvo).

Os locais foram caracterizados pela medição de variáveis limnológicas como: pH, condutividade elétrica (uS.cm^{-1}), oxigênio dissolvido (mg.l^{-1}), temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$), velocidade da corrente (m.s^{-1}), transparência (cm) e nível de água (m). Essas medições foram feitas na superfície usando uma sonda multiparâmetros e um fluxômetro mecânico para medição de vazão. A transparência da água foi medida com um disco de Secchi e o nível da água com uma régua de nível fixada na margem. Todas as variáveis limnológicas foram medidas simultaneamente com a amostragem dos peixes. Para cada local, foram registrados os seguintes descritores geomorfológicos: largura do rio, profundidade média e altitude. A profundidade média foi obtida a partir de três medições feitas em cada local de amostragem. A largura, distância e altitude foram medidas a partir de imagens de satélite georreferenciadas no Google Earth Pro (Google, Menlo Park, Califórnia). Finalmente, verificou-se a porcentagem de vegetação ciliar cobrindo cada local. Para isso, uma área de 10 km^2 (10 km de extensão e 0,5 km de cada margem do rio) foi considerada em cada margem do local de amostragem. Este cálculo foi realizado utilizando o programa pacote Fragstats v.4.0.3.3.

Para representar a estrutura espacial dos pontos de coleta, usamos as coordenadas geográficas para calcular uma matriz com a distância euclidiana (km) entre sites pareados. Devido à natureza longitudinal na distribuição dos pontos de coleta, assumimos que a distância Euclidiana representa um proxy adequado da distância aquática entre pontos de coleta.

3.3 CARACTERIZAÇÃO TAXONÔMICA E FUNCIONAL

A partir dos peixes coletados e tabulados foi construído uma matriz taxonômica (sítio vs. espécies) com base na incidência das espécies (presença/ausência) em cada sítio. A classificação taxonômica das espécies seguiu Fricke et al. (2022). Os nomes das espécies e a classificação taxonômica foram cuidadosamente verificadas e, quando necessário atualizadas. Tomando como base os trabalhos de Hoeninghaus et al. (2007),

Vitorino et al. (2016) e Pelicice et al. (2020) foi construído uma matriz funcional (espécies vs. traços funcionais) para representar a composição de traços funcionais das assembleias. Os traços funcionais selecionados para caracterizar as espécies de peixes estão relacionados a alimentação (categoria trófica), estratégias reprodutivas (cuidado parental, fecundação, desova e migração), morfologia (tamanho do corpo, espinho e forma do corpo) e habitat (posição na coluna da água), totalizando 27 traços funcionais binários (*trait-states*). Consultamos o Fishbase (<http://www.fishbase.org>) e diferentes fontes bibliográficas para realizar esta classificação, seguindo uma abordagem semelhante a utilizada por Vitorino et al. (2016) e Pelicice et al. (2020).

O tamanho do corpo correspondeu ao comprimento total máximo (cm) e os indivíduos foram classificados em três classes de comprimentos: <15cm; entre 15 e 40 cm e >40cm. Os tamanhos máximos foram obtidos do Fishbase (FROESE; PAULY, 2016) e de diferentes fontes bibliográficas. As espécies também foram classificadas de acordo com sete formas corporais (fusiforme, deprimido, cilíndrico, curto, achatado, comprimido e com espinho) e três posições na coluna da água (bentopelágica, pelágica, demersal) (MUNIZ, 2017). Tamanho do corpo, forma e posição na coluna da água integram aspectos funcionais relacionados ao uso do habitat, dispersão e comportamento reprodutivo e alimentar (CARDOSO et al., 2019).

Com relação ao comportamento reprodutivo, as espécies foram classificadas de acordo com o modo de fertilização (interno ou externo), tipo de desova (parcelada, contínua ou total), cuidado parental (presente ou ausente) e migração (presente ou ausente). Com relação as guildas tróficas, as espécies foram classificadas em: piscívoras, detritívoras, insetívoras, onívoras, invertívoras, herbívoras e saprófaga. Como o comportamento trófico é variável para muitos peixes neotropicais, foram priorizados para a classificação dados coletados no rio Uruguai, na inexistência de dados para a bacia foram utilizados dados da espécie de outra bacia. A relação das espécies com seus traços funcionais pode ser verificada na **Tabela Suplementar 2**.

3.4 ANÁLISES ESTATÍSTICAS

Para avaliar o primeiro objetivo e verificar a diferença da riqueza nos dois anos de estudo e nos seis sítios de amostragem e a interação dos fatores (Fatores: Ano e Sítio

de Amostragem) foi aplicado a Análise de Variância Bifatorial. Na presença de diferenças significativas foi aplicado o teste *a posteriori* de Tukey.

Para avaliar o segundo objetivo, os padrões espaciais de diversidade beta taxonômica e funcional foram calculados através do índice de dissimilaridade de Jaccard e a importância relativa dos componentes de *turnover* e *aninhamento* foi quantificada através do *framework* unificado de partição de dissimilaridade de Carvalho et al. (2013). A dissimilaridade funcional foi calculada usando um dendrograma funcional (método de ligação UPGMA) baseado na dissimilaridade de traços entre espécies (distância euclidiana), calculada a partir da matriz funcional (composição de traços do *pool* regional).

Para avaliar o terceiro objetivo, utilizamos uma análise de dispersão multivariada (BETADISPER, ANDERSON et al. 2006) para comparar os níveis de dissimilaridade geral e componentes entre os anos. A significância do modelo foi calculada através de 999 permutações.

Para avaliar nosso quarto objetivo e verificar se os valores de diversidade beta funcional foram maiores ou menores do que o acaso, usamos modelos nulos para comparar os valores médios de dissimilaridade funcional (índice de Jaccard e componentes) observados com valores de dissimilaridade gerados ao acaso, mantendo fixa a dissimilaridade taxonômica observada em cada comparação de pares de assembleias. Assim como realizado por Vitorino et al. (2016) e Pelicice et al. (2020), nosso modelo manteve a presença de espécies constante, mas randomizou (999 vezes) as características, trocando pelo nome das espécies e recalculando a dissimilaridade funcional. Esta restrição do modelo preserva os padrões espaciais de dissimilaridade taxonômica e o conjunto de traços funcionais regionais, mas randomiza as espécies a cada traço funcional (SWENSON, 2014). Na sequência, calculamos o tamanho do efeito padronizado (SES, a diferença entre o valor observado e a média dos valores nulos, divididos pelo desvio padrão dos valores nulos) para poder quantificar a direção e magnitude dos desvios entre os valores de *turnover* funcional observados e sua expectativa nula. Valores SES negativos indicam que o *turnover* funcional está subdisperso ao longo do rio (convergência funcional), enquanto valores positivos indicam superdispersão (divergência funcional). Finalmente, usamos o Teste-t para avaliar se a média dos valores do SES foram inferiores à zero (padrão aleatório).

Atherinopsidae													
<i>Odontesthes perugiae</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4
CHARACIFORMES													
Acestrorhynchidae													
<i>Acestrorhynchus pantaneiro</i>	-	-	1	16	-	81	-	-	9	36	-	50	
Anostomidae													
<i>Leporellus vittatus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	
<i>Leporinus amae</i>	72	91	33	54	30	36	109	78	11	94	27	16	
<i>Leporinus lacustris</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	
<i>Megaleporinus obtusidens</i>	3	-	1	1	15	16	6	1	4	6	15	19	
<i>Schizodon borelli</i>	1	2	2	-	-	-	1	3	-	-	1	-	
<i>Schizodon nasutus</i>	7	1	2	4	6	3	17	3	10	7	12	9	
Bryconidae													
<i>Salminus brasiliensis</i>	12	-	2	10	1	1	9	4	2	5	3	4	
Characidae													
<i>Aphyocharax anisitsi</i>	-	-	-	-	-	23	-	-	-	-	-	-	
<i>Astyanax abramis</i>	-	-	1	1	-	14	-	-	-	-	-	-	
<i>Astyanax lacustris</i>	29	8	23	45	10	129	48	5	78	61	51	41	
<i>Bryconamericus iheringii</i>	-	-	-	2	-	-	-	-	2	2	-	-	
<i>Charax leticiae</i>	-	-	-	-	2	10	-	-	-	-	-	1	
<i>Cynopotamus argenteus</i>	-	-	2	-	4	99	-	-	7	1	9	59	
<i>Cynopotamus kincaidi</i>	-	2	-	-	-	3	-	-	-	2	7	8	
<i>Diapoma alburnum</i>	-	10	8	-	-	32	-	-	22	-	-	8	
<i>Galeocharax humeralis</i>	5	-	4	16	17	75	2	4	4	7	16	51	
<i>Heterocheiroduon jacuhiensis</i>	-	-	-	-	-	21	-	-	-	-	-	-	
<i>Heterocheiroduon yatai</i>	-	-	16	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Moenkhausia bonita</i>	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Moenkhausia sanctaefilomenae</i>	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Odontostilbe pequirá</i>	-	-	2	-	-	-	-	7	3	19	-	-	

<i>Oligosarcus brevioris</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5	-	-
<i>Oligosarcus jacuhiensis</i>	-	-	-	1	-	5	-	-	-	-	-	-
<i>Oligosarcus jenynsii</i>	-	3	-	30	3	16	-	3	-	9	-	40
<i>Piabarchus stramineus</i>	25	8	7	1	2	28	-	5	6	4	-	1
<i>Psalidodon dissensus</i>	60	5	8	3	22	5	43	5	11	6	25	5
<i>Psalidodon rutilus</i>	23	2	4	39	4	15	23	3	1	4	1	2
<i>Psalidodon stenohalinus</i>	-	2	11	8	4	-	-	-	-	-	-	-
<i>Psalidodon xiru</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-
<i>Roeboides affinis</i>	-	-	-	-	-	2	-	-	-	1	17	1
<i>Roeboides descavadensis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3
<i>Roeboides microlepis</i>	-	-	-	2	4	7	-	-	4	2	1	8
<i>Serrapinnus calliurus</i>	-	-	2	39	2	-	-	-	-	21	-	-
Crenuchidae												
<i>Characidium serrano</i>	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
Curimatidae												
<i>Cyphocharax platanus</i>	3	22	5	72	4	59	3	14	5	51	13	14
<i>Cyphocharax saladensis</i>	-	3	-	33	-	46	-	3	-	-	-	-
<i>Cyphocharax voga</i>	-	-	-	25	-	2	-	-	1	16	1	16
<i>Steindachnerina brevipinna</i>	8	11	12	79	1	67	2	4	19	104	-	11
<i>Steindachnerina insculpta</i>	-	-	-	5	-	3	-	-	-	-	-	-
Cynodontidae												
<i>Rhaphiodon vulpinus</i>	8	4	5	3	1	2	7	4	7	4	5	6
Erythrinidae												
<i>Hoplias gr. lacerdae</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-
<i>Hoplias misionera</i>	-	-	-	5	-	2	-	-	2	5	-	1
Parodontidae												
<i>Apareiodon affinis</i>	27	27	15	8	2	95	39	24	14	36	27	33
Prochilodontidae												
<i>Prochilodus lineatus</i>	6	1	2	9	4	2	5	1	4	5	12	5

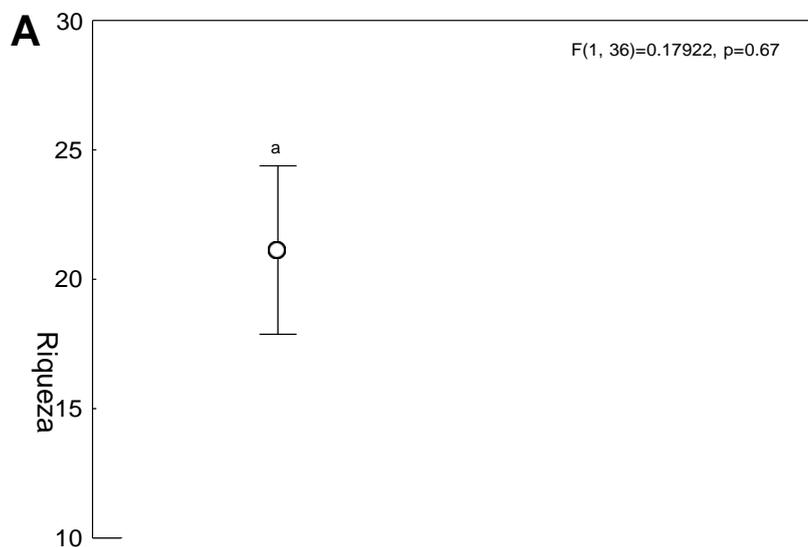
Sternopygidae												
<i>Eigenmannia trilineata</i>	1	5	-	3	-	-	3	3	-	7	5	-
<i>Eigenmannia virescens</i>	3	1	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-
<i>Sternopygus macrurus</i>	1	2	2	-	1	-	1	-	6	2	2	-
INSERTAE SEDIS												
Sciaenidae												
<i>Pachyurus bonariensis</i>	11	29	10	-	1	20	12	22	11	1	4	10
MYLIOBATIFORMES												
Potamotrygonidae												
<i>Potamotrygon brachyura</i>	-	-	1	-	1	-	-	-	-	1	-	-
PLEURONECTIFORMES												
Achiridae												
<i>Catathyridium jenynsii</i>	1	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-
SILURIFORMES												
Aspredinidae												
<i>Bunocephalus doriae</i>	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
Auchenipteridae												
<i>Ageneiosus militaris</i>	1	-	-	-	2	1	-	-	-	-	-	4
<i>Auchenipterus osteomystax</i>	1	1	-	1	3	1	-	1	1	-	-	7
<i>Trachelyopterus galeatus</i>	-	1	1	-	1	3	-	-	2	-	1	1
<i>Trachelyopterus lucenai</i>	-	-	-	-	-	6	-	-	-	-	1	1
<i>Trachelyopterus teaguei</i>	-	-	-	-	-	4	-	-	-	-	-	2
Cetopsidae												
<i>Cetopsis gobioides</i>	-	1	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-
Doradidae												
<i>Pterodoras granulosus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
<i>Rhinodoras dorbignyi</i>	-	-	1	-	15	11	-	1	6	-	8	-
Heptapteridae												
<i>Pimelodella gracilis</i>	1	2	7	9	4	1	2	4	3	12	4	1

<i>Randhella longinscua</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-
<i>Rhamdia quelen</i>	-	-	-	3	-	2	-	-	1	2	1	1
Ictaluridae												
<i>Ictalurus punctatus</i>	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-
Loricariidae												
<i>Hypostomus commersonii</i>	-	-	-	1	-	2	-	-	-	5	1	2
<i>Hypostomus isbrueckeri</i>	2	-	-	2	2	-	3	1	6	4	3	-
<i>Hypostomus luteomaculatus</i>	1	-	4	1	9	-	4	5	1	1	2	-
<i>Hypostomus luteus</i>	-	-	-	1	-	-	-	-	1	-	-	-
<i>Hypostomus roseopunctatus</i>	18	4	1	14	7	4	19	6	16	23	23	13
<i>Hypostomus uruguayensis</i>	-	2	-	-	-	2	-	2	-	-	-	1
<i>Loricariichthys anus</i>	-	2	6	7	-	6	-	-	2	7	5	-
<i>Loricariichthys melanocheilus</i>	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-
<i>Loricariichthys platymetopon</i>	-	22	3	15	1	19	-	8	1	7	1	-
<i>Megalancistrus parananus</i>	1	-	-	-	-	-	1	-	-	-	1	-
<i>Paraloricaria vetula</i>	-	7	3	-	1	2	1	9	11	-	9	-
<i>Pogonopoma obscurum</i>	1	1	1	-	-	-	-	1	-	-	-	-
<i>Rhinelepis strigosa</i>	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-
Pimelodidae												
<i>Iheringichthys labrosus</i>	23	130	64	41	26	58	24	116	112	46	31	25
<i>Luciopimelodus pati</i>	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Megalonema platanum</i>	4	-	6	13	2	-	-	1	3	-	3	1
<i>Pimelodus absconditus</i>	17	-	-	16	8	1	40	5	1	1	2	-
<i>Pimelodus atrobrunneus</i>	26	1	-	2	-	-	-	-	-	1	-	-
<i>Pimelodus maculatus</i>	16	13	3	2	1	3	18	20	7	11	3	2
<i>Pseudoplatystoma corruscans</i>	2	1	-	-	-	-	1	-	1	2	-	-
<i>Sorubim lima</i>	3	-	2	-	1	1	4	2	-	2	1	-
Pseudopimelodidae												
<i>Pseudopimelodus mangurus</i>	6	2	2	-	2	-	5	2	1	-	-	-

SYNBRANCHIFORMES**Synbranchidae**

<i>Synbranchus marmoratus</i>	1	-	-	2	-	2	-	-	1	1	-	1
-------------------------------	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---

Com relação a riqueza local, a anova bifatorial apontou a inexistência de interação entre os anos e sítios de amostragem ($F=0,252$, $p=0,933$), ademais, não foram encontradas diferenças entre os anos ($p<0,05$, **Figura 2A**) entretanto, verificou-se diferenças estatísticas entre os sítios, onde o sítio com maior riqueza foi SS4 (Tukey, $p<0,05$, **Figura 2B**).



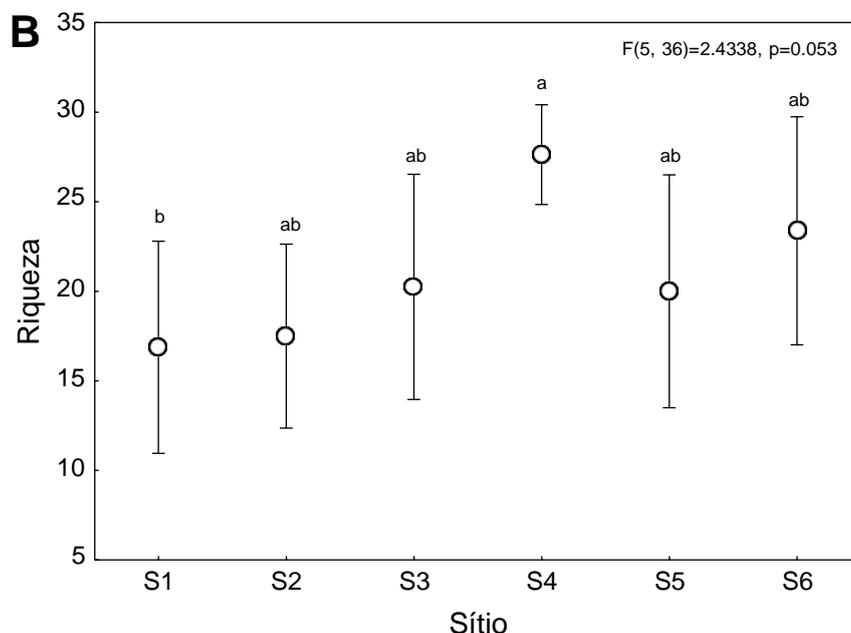


Figura 2. Resultado da Análise de Variância aplicada a riqueza local verificada nos diferentes sítios de amostragem no médio rio Uruguai nos anos de 2017/2018 e 2018/2019.

4.2 DIVERSIDADE TAXONÔMICA E FUNCIONAL

No primeiro ano de estudo, a β -diversidade taxonômica (Jaccard) foi de $0,80 \pm 0,07$ (DP). O componente turnover contribuiu com 0,45 da variação da β -diversidade taxonômica, enquanto o componente de aninhamento contribuiu com 0,35. A β -diversidade funcional foi de $0,67 \pm 0,09$. O componente turnover contribuiu com 0,29 da variação da β -diversidade funcional enquanto o componente de aninhamento contribuiu com 0,38. No segundo ano de estudo, a β -diversidade taxonômica (Jaccard) foi de $0,74 \pm 0,08$. O componente turnover contribuiu com 0,44 da variação da β -diversidade taxonômica enquanto o componente de aninhamento contribuiu com 0,30. A β -diversidade funcional foi de $0,62 \pm 0,11$. O componente turnover contribuiu com 0,30 da variação da β -diversidade funcional enquanto o componente de aninhamento contribuiu com 0,32 (**Tabela 3**).

Tabela 3. Valores médios e desvio padrão da β -diversidade taxonômica e funcional (e seus componentes) calculada para a assembleia de peixes capturados ao longo de 450 km do Médio rio Uruguai, Brasil nos anos A1 (2017/2018) e A2 (2018/2019).

Ano	β -diversidade	Média (DP)
A1	Taxonômica	
	β total	0,80 (0,07)
	β turnover	0.45 (0,20)
	β aninhamento	0.35 (0,22)
	Funcional	
	β total	0,67 (0,09)
	β turnover	0,29 (0,18)
A2	Taxonômica	
	β total	0.74 (0,08)
	β turnover	0.44 (0,21)
	β aninhamento	0.30 (0,21)
	Funcional	
	β total	0,62 (0,11)
	β turnover	0,30 (0,20)
β aninhamento	0,32 (0,23)	

As análises de dispersão multivariada mostraram que não existem diferenças estatísticas significativas na β -diversidade taxonômica de Jaccard ($F=2,947$, $p=0,118$) nem nos seus componentes turnover ($F=0,249$, $p=0,743$) e aninhamento ($F=0,469$, $p=0,500$) entre os dois anos de estudo. Similarmente, também não foram verificadas diferenças significativas temporais na β -diversidade funcional de Jaccard ($F=1,696$, $p=0,199$) nem nos seus componentes turnover ($F=0,191$, $p=0,710$) e aninhamento ($F=0,515$, $p=0,510$).

As análises dos modelos nulos demonstraram que apesar dos valores de dissimilaridade funcional e turnover serem menores do que a dissimilaridade taxonômica em ambos os anos, esses valores não foram diferentes do que o esperado ao acaso ($p>0,05$) (**Tabela 4**).

Tabela 4. Resultado do modelo nulo comparando a β -diversidade taxonômica e a β -diversidade funcional de dados coletados na ictiofauna do Médio rio Uruguai nos anos de 2017/2018 e 2018/2019.

β -diversidade taxonômica vs. β -diversidade funcional
Primeiro ano
β total (GL=14, diff=0,014, t=1,154, p=0,268)
β turnover (GL=14, diff=0,015, t=1,067, p=0,304)
β aninhamento (GL=14, diff=-0,001, t=-0,359, p=0,725)
Segundo ano
β total (GL=14, diff=0,014, t=1,154, p=0,268)
β turnover (GL=14, diff=0,015, t=1,067, p=0,304)
β aninhamento (GL=14, diff=-0,001, t=-0,359, p=0,725)

3.3 DIVERSIDADE E CONTROLE ESPACIAL E AMBIENTAL

As análises bioenv selecionaram diferentes subgrupos de variáveis ambientais para cada componente de dissimilaridade taxonômica e funcional em cada ano do estudo (**Tabela 5**). Os resultados de Mantel demonstram que o controle espacial não apresentou um efeito significativo na variação da dissimilaridade taxonômica e funcional (**Tabela 6**). O controle ambiental foi significativamente correlacionado com o componente β riqueza funcional no primeiro ano e com β total funcional no segundo ano.

Tabela 5. Variáveis ambientais selecionadas através de bioenv de amostragens realizadas nos anos 2017/2018 (A1) e 2018/2019 (A2) do trecho de 450 km no Médio rio Uruguai.

Ano	β -diversidade	Variáveis
A1	Taxonômica	
	β total	Oxigênio, pH, condutividade, largura, velocidade
	β turnover	Condutividade, velocidade
	β aninhamento	Oxigênio, condutividade, transparência, vegetação
	Funcional	
	β total	Oxigênio, pH, condutividade, vegetação, velocidade
	β turnover	Condutividade, velocidade
	β aninhamento	Oxigênio, pH, condutividade, transparência

A2	Taxonômica	
	β total	Oxigênio, pH
	β turnover	Oxigênio, pH, condutividade, transparência, profundidade, vegetação, velocidade
	β aninhamento	Velocidade
	Funcional	
	β total	Oxigênio, transparência
	β turnover	Oxigênio, transparência, vegetação
	β aninhamento	pH

Tabela 6. Resultados dos testes de Mantel relacionando a distância espacial e ambiental e a β -diversidade taxonômica e funcional (e seus componentes) para os dois anos de estudo: A1: 2017/2018 e A2: 2018/2019. r= coeficiente de correlação e p=probabilidade de significância. Valores em negrito indicam diferença estatística ($p < 0,05$).

Ano	β -diversidade	Controle ambiental		Controle espacial	
		r	p	r	p
A1	Taxonômica				
	β total	0,211	0,203	0,211	0,185
	β turnover	0,264	0,171	-0,068	0,581
	β aninhamento	-0,021	0,414	0,296	0,193
	Funcional				
	β total	0,500	0,126	0,132	0,342
	β turnover	0,343	0,126	-0,121	0,651
	β aninhamento	0,761	0,025	0,332	0,175
A2	Taxonômica				
	β total	0,464	0,080	-0,100	0,626
	β turnover	0,328	0,108	-0,011	0,603
	β aninhamento	-0,021	0,414	-0,121	0,640
	Funcional				
	β total	0,582	0,017	-0,257	0,786
	β turnover	0,282	0,129	-0,003	0,549
	β aninhamento	-0,007	0,453	-0,092	0,552

5 DISCUSSÃO

Neste estudo capturamos 111 espécies, as quais caracterizaram-se por apresentar diferentes traços funcionais. Dentro deste conjunto de táxons, muitos apresentaram pequeno porte e comportamento sedentário, entretanto, também capturamos peixes de grande porte e migradores, sendo as ordens Characiformes, Siluriformes e Cichliformes as mais abundantes. Os elevados valores de diversidade beta observados revelaram que cada ambiente com seu conjunto de particularidades hidrogeomorfológicas, permite a estruturação de assembleias únicas no canal principal do rio Uruguai, exibindo de forma clara a importância das irregularidades do mosaico do canal para a ictiofauna.

Nossa expectativa inicial estava baseada no Conceito do rio Contínuo (VANNOTE et al., 1980), em que a diversidade de espécies no trecho estudado iria variar taxonômica e funcionalmente de forma gradual em consonância com a variação ambiental, a qual encontra-se espacialmente estruturada. Entretanto, nossa principal hipótese não foi confirmada, ao passo que, aparentemente as espécies estão sendo selecionadas pelo ambiente através do conceito de “*species sorting*” (LEIBOLD et al., 2004) e essa relação do ambiente com a comunidade não é longitudinalmente estruturada. Este mesmo resultado obtido nos dois períodos amostrais, indica que condições ambientais específicas (*patches*) presentes ao longo do rio Uruguai são mais relevantes na estruturação das assembleias de peixes contrapondo a mudança longitudinal gradual sustentada na teoria do rio Contínuo. Assim, nossos resultados estão relacionados ao Conceito da Dinâmica de Patches (WINNEMILLER et al., 2010), o qual indica que os fatores hidrogeomorfológicos presentes ao longo do rio Uruguai, tem papel fundamental na determinação da distribuição da diversidade de peixes.

O variado mosaico do canal principal do Médio rio Uruguai parece sustentar esses resultados. No canal podem ser encontrados diferentes habitats, tais como ilhas, corredeiras, poços, presença de afluentes de distintos tamanhos, trechos encaixados e áreas de planície, a maior parte destes habitats presentes de forma aleatória. Assim cada trecho de rio apresenta uma miscelânea particular de condições hidrogeomorfológicas, influenciando significativamente na estruturação das assembleias elevação da β -diversidade pelas condições ambientais.

Conforme previsto, verificamos para os dois anos de estudo uma β -diversidade taxonômica alta (Ano 1=0,80 e Ano 2=0,74) ocorrendo mudanças espaciais na composição das assembleias de peixes ao longo da área de estudo, onde a diferença entre a riqueza local (média 60 espécies) e a riqueza regional esteve associada tanto a um gradiente forte de substituição de espécies (*turnover*) como de diferença de valores de riqueza (*aninhamento*) (e.g. SS1= 47 espécies; SS4= 71 espécies). Nesse sentido, ambos os componentes da β -diversidade taxonômica apresentaram valores intermediários e semelhantes. Dentre os poucos estudos avaliando β -diversidade em rios neotropicais, Araújo et al. (2013) encontraram resultados diferentes aos verificados neste estudo, no qual em um trecho longitudinal um pouco menor (aprox. 270 km), registraram uma baixa β -diversidade taxonômica ao longo do canal principal indicando uma alta conectividade da ictiofauna entre os diferentes locais.

O valor intermediário de *turnover* para β -diversidade taxonômica corrobora com a composição de peixes verificada neste estudo, onde são evidenciados táxons com capacidade de deslocamento por toda a bacia (e.g. grandes migradores como *Salminus brasiliensis*, *Megaleporinus obtusidens*, *Pseudoplatystoma corruscans*) e táxons sedentários que apresentam limitações morfológicas para a dispersão (e.g. pequenos Characiformes, Cichlideos e Loricarideos). Estudos evidenciam que a dispersão é um mecanismo fundamental nos ecossistemas de riachos (ALTEMART et al., 2013; DATRY et al., 2016) e também em grandes rios tropicais (ARAUJO et al., 2013; VITORINO et al., 2016). Nosso estudo sugere que os eventos de dispersão, embora presentes, não têm sido relevantes como em outras bacias (ARAUJO et al., 2013; VITORINO et al., 2016), ou seja, a principal força direcionadora na formação das assembleias de peixes do médio rio Uruguai está diretamente associada a filtros ambientais. Por outro lado, a variação do componente de riqueza da β -diversidade taxonômica revelou no trecho estudado ambientes que oferecem maior diversidade de nichos do que outros. Para ambientes fluviais com grandes extensões espera-se que exista um gradiente de aumento de riqueza em direção a jusante devido ao aumento da calha do rio com tendência de maior oferta de microhabitats (SUVARNARAKSHA et al., 2012; CONTENTE, ROSSI-WONGTSCHOWSKI, 2018; BENONE et al., 2021), entretanto, de acordo com os resultados obtidos neste estudo não houve o aumento gradativo na riqueza de espécies, o

que sugere uma heterogeneidade de ambientes em toda nossa área de estudo com capacidade de suportar a ictiofauna capturada.

Por tratar-se de um ambiente fluvial, acreditávamos que a β -diversidade taxonômica seria maior que a β -diversidade funcional no trecho estudado, ao passo que, as características ambientais do rio (*e.g.* fluxo unidirecional, pequenas cachoeiras) atuariam como filtros ambientais, limitando assim as características funcionais de determinadas espécies. Nossa expectativa estava relacionada a estudos realizados em riachos (SÚAREZ, 2008) e rios neotropicais (PELÁEZ et al., 2017), que mostravam essa diferença entre as β -diversidades. Entretanto, verificamos que ambas as β -diversidades (taxonômica e funcional), além de altas (sempre maiores de 0,60) são estatisticamente iguais (ver resultados Modelo nulo). Nesse sentido, a β -diversidade funcional apresenta variações de forma similar a β -diversidade taxonômica, não sendo observados valores de convergência entre as β -diversidades (LAMB; CAHILL, 2008; GERHOLD et al., 2015). Cabe ressaltar, que neste trecho do Uruguai ocorrem mudanças na composição de espécies e também nos traços funcionais numa proporção semelhante. Este resultado, embora pouco frequente em ambientes fluviais, tende a ser menos raro em ambientes tropicais do que em ambientes temperados (PELICICE et al., 2020), podendo estar relacionado a baixa redundância nos traços funcionais verificados nos ambientes tropicais e subtropicais, onde há um maior particionamento de nicho devido a maior diversidade de recursos quando comparado a ambientes temperados (WINEMILLER, 1989; HAHN et al., 1997; LOWE-MCCONNELL, 1999; SANTOS; FERREIRA, 1999). Portanto, é possível prever que no Médio rio Uruguai, tanto os filtros ambientais quanto o particionamento do nicho parecem atuar como mecanismos importantes na montagem da estrutura das assembleias.

As oscilações climáticas também são fenômenos capazes de influenciar na riqueza e diversidade de espécies. Estudos têm relatado a influência do fenômeno ENSO sobre os peixes de diferentes ambientes (*e.g.* ANDREOTTI, 2004; IZUMO et al., 2019; ALVES, 2020). Na região sul do Brasil onde está situado o Médio Uruguai, o “El Niño” caracteriza-se pelo incremento na precipitação, enquanto o “La Niña” provoca períodos de estiagem e maior frequência de frentes frias (SARTORI, 2003). De acordo com as informações do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), o Ano 1 de nosso estudo esteve sob influência do “La Niña”. Nesse sentido, nossa predição era que essas

condições poderiam aumentar os valores de β -diversidade taxonômica e funcional entre os locais, visto que em outros sistemas, como rios intermitentes e planície de inundação, a seca intensifica a heterogeneidade espacial, o que tende a aumentar a β -diversidade (BAGINSKI et al., 2007). Entretanto, os valores de β -diversidade taxonômica e funcional do ano 1 e ano 2 (o qual não sofreu influência de nenhum fenômeno climático), foram estatisticamente iguais, indicando que o “La Niña” não afetou a dissimilaridade entre os locais. Estudos futuros poderiam avaliar a influência do fenômeno “El Niño” na dissimilaridade do Médio Uruguai e verificar se as condições de rio com maior volume da água, ocasionaram o aumento na dispersão dos peixes e redução nas β -diversidades.

Como discutido anteriormente, a expectativa de que os processos ambientais, assim como a variação de táxons e traços funcionais, fossem alterar-se de forma gradual com uma tendência longitudinal (montante-jusante) não foi observada. Neste trecho de estudo do rio Uruguai a seleção das espécies possivelmente ocorra pelo gradiente ambiental “*species sorting*”, o qual não se encontra estruturado espacialmente.

É possível prever alguns fatores que influenciaram na dissimilaridade longitudinal, sendo eles: (1) A presença de Unidades de conservação (UC-Turvo e UC-Biosfera Yaboti) no sítio SS1. Acreditava-se que a maior abundância de espécies migradoras de grande porte (*e.g. Salminus brasiliensis, Pseudoplatystoma corruscans, Prochilodus lineatus*) seriam encontradas nos sítios localizados mais a jusante (SS% e SS6), no entanto, os sítios SS5 e SS6 foram superados pelo SS1. As condições de melhor qualidade ambiental presentes neste ambiente, assim como as restrições de pesca impostas por órgãos estaduais e federais em Unidades de Conservação, tornaram este local mais abundante para espécies migradoras; (2) Diversidade de habitats em SS4. Nossa expectativa era de que ambientes de planície como o trecho SS6, evidenciarão maior riqueza de espécies, ao passo que, estudos indicam que áreas de planície tendem a ter maior riqueza, uma vez que os pulsos de inundação permitem uma dispersão mais acentuada, permitindo a conectividade lateral e a heterogeneidade de recursos e habitats (ALMEIDA, 2014, ANDREOTTI, 2020; COUTO et al., 2018). Entretanto, nosso estudo revelou maior diversidade alfa (α) no trecho SS4, possivelmente pela maior diversidade de ambientes, onde são encontrados neste trecho ilhas, canais, poços, corredeiras e dois afluentes de porte médio (rio Bonito e Bugre). Nesse sentido, a diversidade de ambientes neste trecho, possibilitou uma maior gama de nichos promovendo um maior número de

espécies. Fatores como os mencionados acima podem ter influenciado diretamente na quebra de gradualidade da β -diversidade taxonômica e funcional neste trecho do Médio Uruguai.

A maior parte dos rios localizados em latitudes tropicais e subtropicais na América do Sul encontram-se regulados pela presença de reservatórios em cascata (PELICICE et al., 2015; AGOSTINHO et al., 2016), onde o Alto rio Uruguai é um exemplo desta condição onde a presença de trechos livres no rio principal são escassos (REYNALTE-TATAJE et al., 2012). Os reservatórios alteram as condições hidrogeomorfológicas presentes ao longo do canal e reduzem a conectividade das espécies, seja pela presença dos barramentos como pela mudança das condições hidrológicas (ambiente lântico/lótico). O Médio rio Uruguai é um dos poucos remanescentes fluviais presentes na Bacia do Prata, o qual nos últimos anos vem sofrendo pressões político-econômicas para a instalação de um complexo de reservatórios. Caso instalados, estes empreendimentos têm o potencial de alterar de reduzir a diversidade local e regional (AGOSTINHO et al., 2007; AGOSTINHO et al., 2016) afetando os mecanismos que mantem e regulam as assembleias locais, tais como os filtros ambientais e a dispersão (BROWN et al., 2011). No geral a formação do lago do reservatório tende a homogeneizar o ambiente, eliminando uma série de habitats importantes para determinadas espécies reduzindo dessa forma a β -diversidade taxonômica. Além disso esta homogeneização também influencia na redução de traços funcionais, promovendo a presença de espécies funcionalmente parecidas (espécies sedentárias, oportunistas e de pequeno porte) (AGOSTINHO et al., 2007; AGOSTINHO et al., 2016).

Os resultados obtidos neste estudo enfatizam a necessidade de entender melhor a ictiofauna dos sistemas fluviais que ainda se encontram preservados e os fatores que direcionam os padrões de sua diversidade (FINN et al., 2011; VITORINO et al., 2016; MASSARO et al., 2019). Essas informações permitirão prever as perdas de diversidade e ajudarão na elaboração de planos de manejo e conservação mais eficazes, minimizando assim futuros distúrbios antrópicos.

6 REFERÊNCIAS

AGOSTINHO, Angelo A. et al. Fish assemblages in Neotropical reservoirs: Colonization patterns, impacts and management. **Fisheries Research**, v. 173, p. 26-36, 2016.

AGOSTINHO, Angelo Antônio et al. **Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil**. UEM, 2007.

AGOSTINHO, Carlos Sérgio et al. Abiotic factors influencing piranha attacks on netted fish in the Upper Paraná River, Brazil. **North American Journal of Fisheries Management**, v. 17, n. 3, p. 712-718, 1997.

AKIN, S. et al. Fish assemblage structure of Koycegiz Lagoon–Estuary, Turkey: Spatial and temporal distribution patterns in relation to environmental variation. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 64, n. 4, p. 671-684, 2005.

ALMEIDA, Bia de Arruda. **Como a heterogeneidade espaço-temporal afeta a diversidade funcional de assembleias de Pelecaniformes e Ciconiiformes em uma planície de inundação**. 2014. Tese de Doutorado. Universidade Estadual de Maringá. Departamento de Biologia. Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais.

ALTERMATT, Florian. Diversity in riverine metacommunities: a network perspective. **Aquatic Ecology**, v. 47, n. 3, p. 365-377, 2013.

ALVES, Jonas Campaner. **Efeitos do El Niño Southern Oscillation (ENSO) nas assembleias de peixes de uma planície de inundação Neotropical**. 2020. Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual de Maringá.

ANDERSON, Marti J. Distance-based tests for homogeneity of multivariate dispersions. **Biometrics**, v. 62, n. 1, p. 245-253, 2006.

ANDREOTTI, Gustavo Faccin. **A diversidade funcional da assembleia de peixes em uma planície de inundação Neotropical: variações com eventos de El Niño Oscilação Sul (ENSO)**. 2020. Tese de Doutorado. Universidade Estadual de Maringá. Departamento de Biologia. Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais.

ARAÚJO, Ercilia S. et al. Changes in distance decay relationships after river regulation: similarity among fish assemblages in a large Amazonian river. **Ecology of Freshwater Fish**, v. 22, n. 4, p. 543-552, 2013.

BARBIERI, G.; SALLES, F. A.; CESTAROLLI, M. A. Influência de fatores abióticos na reprodução do dourado, *Salminus maxillosus* e do curimatá, *Prochilodus lineatus* do rio Mogi Guaçu (Cachoeira de Emas, Pirassununga/SP). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 12, n. 2, p. 85-91, 2000.

BARBIERI, José Carlos. Avaliação de impacto ambiental na legislação brasileira. **Revista de Administração de Empresas**, v. 35, p. 78-85, 1995.

BENONE, Naraiana Loureiro; DE ASSIS MONTAG, Luciano Fogaça. Métodos quantitativos para mensurar a diversidade taxonômica em peixes de riachos. **Oecologia Australis**, v. 25, n. 2, p. 414, 2021.

BÖHLKE, James E.; WEITZMAN, Stanley H.; MENEZES, Naercio A. Estado atual da sistemática dos peixes de água doce da América do Sul. **Acta Amazonica**, v. 8, p. 657-677, 1978.

BOSMAN, S. H. et al. Fish assemblages in a north Atlantic coastal ecosystem: Spatial patterns and environmental correlates. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 92, n. 2, p. 232-245, 2011.

BROWN, Bryan L. et al. Making sense of metacommunities: dispelling the mythology of a metacommunity typology. **Oecologia**, v. 183, n. 3, p. 643-652, 2017.

BROWN, Bryan L. et al. Metacommunity theory as a multispecies, multiscale framework for studying the influence of river network structure on riverine communities and ecosystems. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 30, n. 1, p. 310-327, 2011.

CAIRNS, John; PRATT, James R. A history of biological monitoring using benthic macroinvertebrates. **Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates**, v. 10, p. 27, 1993.

CAPELETI, A. R.; PETRERE JR, M. Migration of the curimatá *Prochilodus lineatus* (Valenciennes, 1836) (Pisces, Prochilodontidae) at the waterfall "Cachoeira de Emas" of the Mogi-Guaçu River-São Paulo, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 66, p. 651-659, 2006.

CARDOSO, Ályssa Thayna Pedrosa. **Dominância da ictiofauna em função das estruturas de recifes costeiros brasileiros: disponibilidade de habitats e questões conceituais**. 2019. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Pernambuco.

CARDOSO, P.; RIGAL, F.; CARVALHO, J. C. **BAT: biodiversity assessment tools**. R package version 1.6.0. 2018.

CAROLSFELD, Joachim et al. Migratory fishes of South America. **World Fisheries Trust, Victoria, BC**, 2003.

CARVALHO, José C.; CARDOSO, Pedro; GOMES, Pedro. Determining the relative roles of species replacement and species richness differences in generating beta-diversity patterns. **Global Ecology and Biogeography**, v. 21, n. 7, p. 760-771, 2012.

CARVALHO, Rodrigo Assis; TEJERINA-GARRO, Francisco Leonardo. 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**, v. 13, p. 349-360, 2015.

CASTRO, Ricardo et al. Estrutura e composição da ictiofauna de riachos do rio Paranapanema, sudeste e sul do Brasil. **Biota Neotropica**, v. 3, p. 1-31, 2003.

CHERNOFF, Barry; MACHADO-ALLISON, Antonio. Characid fishes of the genus *Ceratobranchia*, with descriptions of new species from Venezuela and Peru. **Proceedings of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia**, p. 261-290, 1990.

CONTENTE, Riguel Feltrin; ROSSI-WONGTSCHOWSKI, Carmen Lucia del Bianco. Comparing the use of beach seine and cast net at characterizing intertidal fish fauna structure of a subtropical bay. **B. Inst. Pesca**, p. e227-e227, 2018.

COSTA, Igor David; FREITAS, Carlos Eduardo de Carvalho. Fatores que determinam a estrutura de assembleias de peixes em um rio amazônico próximo a áreas de exploração de petróleo e gás na bacia amazônica (Brasil): estabelecendo a linha de base para avaliação ambiental. **Zoologia (Curitiba)**, v. 32, p. 351-359, 2015.

DATRY, Thibault et al. Determinants of local and regional communities in intermittent and perennial headwaters of the Bolivian Amazon. **Freshwater Biology**, v. 61, n. 8, p. 1335-1349, 2016.

ESPÍNOLA, Luis Alberto et al. Response of fish assemblage structure to changing flood and flow pulses in a large subtropical river. **Marine and Freshwater Research**, v. 68, n. 2, p. 319-330, 2016.

FINN, Debra S. et al. Small but mighty: headwaters are vital to stream network biodiversity at two levels of organization. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 30, n. 4, p. 963-980, 2011.

Froese, R.; Pauly, D. 2016. *Fishbase* World Wide Web electronic publication. Available at: Available at: <http://www.fishbase.org> (accessed on 20 June 2022).

FUIMAN, L.; DAVIS, R.; WILLIAMS, T. Behavior of midwater fishes under the Antarctic ice: observations by a predator. **Marine Biology**, v. 140, n. 4, p. 815-822, 2002.

Gerhold P., Cahill J.F., Winter M., Bartish I. V & Prinzing A. (2015) Phylogenetic patterns are not proxies of community assembly mechanisms (they are far better). *Functional Ecology* 29, 600–614.

GODOY, MP de. A Família Erythrinidae. In: Peixes do Brasil, Sub Ordem Characoidei. **Bacia do Rio Mogi Guassu.**, p. 440-444, 1975.

GOMIERO, Leandro Muller; DE SOUZA BRAGA, Francisco Manoel. Diversity of the ichthyofauna in the Serra do Mar State Park-Núcleo Santa Virgínia, São Paulo State, Brazil. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 28, n. 3, p. 213-218, 2006.

GRENOUILLET, G.; PONT, D.; HÉRISSÉ, C. Within-basin fish assemblage structure: the relative influence of habitat versus stream spatial position on local species richness. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 61, n. 1, p. 93-102, 2004.

HAHN, N. S.; AGOSTINHO, A. A. & GOITEIN, R. 1997. Feeding ecology of curvina *Plagioscion squamosissimus* (Hechel, 1840) (Osteichthyes, Perciformes) in the Itaipu Reservoir and Porto Rico floodplain. **Acta Limnologica Brasiliensia** 9:11-22.

HARTZ, SANDRA M.; BARBIERI, GERALDO. Dinâmica da reprodução de *Cyphocharax voga* (Hensel, 1869) da lagoa Emboaba, RS, Brasil (Characiformes, Curimatidae). **Revista Brasileira de Biologia**, v. 54, n. 3, p. 459-468, 1994.

HEINO, Jani. The importance of metacommunity ecology for environmental assessment research in the freshwater realm. **Biological Reviews**, v. 88, n. 1, p. 166-178, 2013.

HEINO, Jani; MELO, Adriano S.; BINI, Luis M. Reconceptualising the beta diversity-environmental heterogeneity relationship in running water systems. **Freshwater Biology**, v. 60, n. 2, p. 223-235, 2015.

HOEINGHAUS, David J.; WINEMILLER, Kirk O.; BIRNBAUM, Jenny S. Local and regional determinants of stream fish assemblage structure: inferences based on taxonomic vs. functional groups. **Journal of Biogeography**, v. 34, n. 2, p. 324-338, 2007.

HUBBELL, Stephen P. The unified neutral theory of biodiversity and biogeography (MPB-32). In: **The Unified Neutral Theory of Biodiversity and Biogeography (MPB-32)**. Princeton University Press, 2011.

HUMPHRIES, Paulo; KECKEIS, Hubert; FINLAYSON, Brian. O conceito de ondas fluviais: integrando modelos de ecossistemas fluviais. **BioScience**, v. 64, n. 10, p. 870-882, 2014.

IZUMO, Takeshi et al. On the physical interpretation of the lead relation between Warm Water Volume and the El Niño Southern Oscillation. **Climate Dynamics**, v. 52, n. 5, p. 2923-2942, 2019.

JACKSON, Donald A.; PERES-NETO, Pedro R.; OLDEN, Julian D. O que controla quem é onde nas comunidades de peixes de água doce os papéis dos fatores bióticos, abióticos e espaciais. **Revista canadense de pesca e ciências aquáticas**, v. 58, n. 1, p. 157-170, 2001.

JAUREGUIZAR, Andrés J. et al. Environmental factors structuring fish communities of the Río de la Plata estuary. **Fisheries Research**, v. 66, n. 2-3, p. 195-211, 2004.

JUEN, Leandro et al. Composição e riqueza de Odonata (Insecta) em riachos com diferentes níveis de conservação em um ecótono Cerrado-Floresta Amazônica. **Acta amazonica**, v. 44, p. 223-233, 2014.

JUNIOR BAGINSKI, Leandro et al. A dimensão espacial e temporal da diversidade de peixes da zona litoral vegetada de lagoas marginais da planície de inundação do rio Cuiabá, Pantanal, Brasil. **Biota Neotropica**, v. 7, p. 233-238, 2007.

KAUTZA, Adam et al. Relative effects of local-and landscape-scale environmental factors on stream fish assemblages: evidence from Idaho and Ohio, USA. **Fundamental and Applied Limnology-Archiv furHydrobiologie**, v. 180, n. 3, p. 259, 2012.

LAMB, Eric G.; CAHILL JR, James F. When competition does not matter: grassland diversity and community composition. **The American Naturalist**, v. 171, n. 6, p. 777-787, 2008.

LANGGANI, Francisco et al. Diversidade da ictiofauna do Alto Rio Paraná: composição atual e perspectivas futuras. **Biota Neotropica**, v. 7, p. 181-197, 2007.

LEGENDRE, Pierre. Interpreting the replacement and richness difference components of beta diversity. **Global Ecology and Biogeography**, v. 23, n. 11, p. 1324-1334, 2014.

LEIBOLD, Mathew A. et al. The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. **Ecology letters**, v. 7, n. 7, p. 601-613, 2004.

LENNON, Jack J. et al. The geographical structure of British bird distributions: diversity, spatial turnover and scale. **Journal of Animal Ecology**, v. 70, n. 6, p. 966-979, 2001.

LEVIN, Simon A. The problem of pattern and scale in ecology: the Robert H. MacArthur award lecture. **Ecology**, v. 73, n. 6, p. 1943-1967, 1992.

LOGUE, Jürg B. et al. Empirical approaches to metacommunities: a review and comparison with theory. **Trends in ecology & evolution**, v. 26, n. 9, p. 482-491, 2011.

LOWE-MCCONNELL, Rosemary H. Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais. In: **Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais**. 1999. p. 534-534.

LOWE-MCCONNELL, Rosemary H. Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais. In: **Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais**. 1999. p. 534-534.

LUZ-AGOSTINHO, Karla DG et al. Influence of flood pulses on diet composition and trophic relationships among piscivorous fish in the upper Paraná River floodplain. **Hydrobiologia**, v. 607, n. 1, p. 187-198, 2008.

MARTINS, Basile et al. [Influence of abiotic factors on the maturity of the ovaries of *Pimelodus maculatus* Lac. 1803 (Pisces, Siluroidei)[Brazil]].[Portuguese]. **Boletim do Instituto de Pesca**, 1975.

MASSARO, Marthoni Vinicius et al. Seasonal and longitudinal variation in fish assemblage structure along an unregulated stretch of the Middle Uruguay River. **Neotropical Ichthyology**, v. 17, 2019.

MCCLUNEY, Kevin E. et al. Riverine macrosystems ecology: sensitivity, resistance, and resilience of whole river basins with human alterations. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 12, n. 1, p. 48-58, 2014.

MCCONNELL, Ro; LOWE-MCCONNELL, R. H. **Ecological studies in tropical fish communities**. Cambridge University Press, 1987.

MELO, Adriano Sanches et al. Focusing on variation: methods and applications of the concept of beta diversity in aquatic ecosystems. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 23, p. 318-331, 2011.

MELO, Tatiana L. de; TEJERINA-GARRO, Francisco L.; MELO, Cesar E. de. Diversidade biológica da comunidade de peixes no baixo rio das Mortes, Mato Grosso, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 24, p. 657-665, 2007.

MOUILLOT, David; DUMAY, Olivier; TOMASINI, Jean Antoine. Limiting similarity, niche filtering and functional diversity in coastal lagoon fish communities. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 71, n. 3-4, p. 443-456, 2007.

MUNIZ, Carolina Mendes. **Composição funcional em reservatórios: seleção de traços da assembleia de peixes com o envelhecimento**. 2017. Tese de Doutorado. Universidade

Estadual de Maringá. Departamento de Biologia. Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais.

OKSANEN, J., F. G. BLANCHET, M. FRIENDLY, R. KINDT, P. LEGENDRE, D. MCGLINN, P. R. MINCHIN, R. B. O'HARA, G. L. SIMPSON, P. SOLYMOS, M. H. H. STEVENS, E. SZOECES & H. WAGNER, 2018. **Vegan: community ecology package**. R Package Version 2.5-3.

OSTRAND, Kenneth G.; WILDE, Gene R. Temperature, dissolved oxygen, and salinity tolerances of five prairie stream fishes and their role in explaining fish assemblage patterns. **Transactions of the American Fisheries Society**, v. 130, n. 5, p. 742-749, 2001.

OTA, Renata Rúbia et al. Peixes da planície de inundação do alto rio Paraná e áreas adjacentes: revised, annotated and updated. **Neotropical Ichthyology**, v. 16, 2018.

OYAKAWA, Osvaldo Takeshi et al. Peixes de riachos da Mata Atlântica nas unidades de conservação do Vale do Rio Ribeira de Iguape no Estado de São Paulo. 2006.

PELÁEZ, Oscar Eduardo; AZEVEDO, Filipe Manoel; PAVANELLI, Carla Simone. A heterogeneidade ambiental explica o turnover de espécies, mas não seu aninhamento em assembleias de peixes de uma bacia Neotropical. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 29, 2017.

PELICICE, Fernando M.; POMPEU, Paulo S.; AGOSTINHO, Angelo A. Large reservoirs as ecological barriers to downstream movements of Neotropical migratory fish. **Fish and Fisheries**, v. 16, n. 4, p. 697-715, 2015.

PELICICE, Fernando Mayer et al. Contrasting continental patterns and drivers of taxonomic and functional turnover among fish assemblages across Brazilian reservoirs. **Hydrobiologia**, p. 1-12, 2020.

PETESSE, Maria Letizia; PETRERE JR, Miguel. Tendency towards homogenization in fish assemblages in the cascade reservoir system of the Tietê river basin, Brazil. **Ecological Engineering**, v. 48, p. 109-116, 2012.

PIET, Gerbrand J. Ecomorphology of a size-structured tropical freshwater fish community. **Environmental Biology of Fishes**, v. 51, n. 1, p. 67-86, 1998.

POFF, N. LeRoy et al. Functional trait niches of North American lotic insects: traits-based ecological applications in light of phylogenetic relationships. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 25, n. 4, p. 730-755, 2006.

QUIROS, Rolando; BECHARA, Jose Alfredo; DE RESENDE, E. K. Fish diversity and ecology, habitats and fisheries for the un-dammed riverine axis Paraguay-Parana-Rio de la Plata (Southern South America). **Aquatic Ecosystem Health & Management**, v. 10, n. 2, p. 187-200, 2007.

R Development Core Team. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, 2011.

RABUFFETTI, Ana Pia et al. Long-term hydrologic variability in a large subtropical floodplain river: effects on commercial fisheries. **River Research and Applications**, v. 33, n. 3, p. 353-363, 2017.

REIS, R. E. et al. Fish biodiversity and conservation in South America. **Journal of fish biology**, v. 89, n. 1, p. 12-47, 2016.

Reis, R.E.; Kullander, S.O.; Ferraris, C.J. (eds.). 2003a. Check list of the freshwater fishes of South and Central America. Porto Alegre, EDIPUCRS. xi+729p

REYNALTE-TATAJE, D. A. et al. Assembleia de peixes. **Nuñer APO, Zaniboni-Filho E, organizers. Reservatório de Machadinho: peixes, pesca e tecnologias de criação. Florianópolis: Editora da UFSC**, p. 11-44, 2012.

REYNALTE-TATAJE, David A. et al. Spawning of migratory fish species between two reservoirs of the upper Uruguay River, Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 10, p. 829-835, 2012.

REYNALTE-TATAJE, David Augusto et al. State of the art of identification of eggs and larvae of freshwater fish in Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 32, 2020.

RICKLEFS, Robert E. Diversidade comunitária: papéis relativos dos processos locais e regionais. **Ciência**, v. 235, n. 4785, pág. 167-171, 1987.

- RICKLEFS, Robert E.; SCHLUTER, Dolph. Species diversity: regional and historical influences. **Species diversity in ecological communities**, v. 350, p. 363, 1993.
- ROSADO, Bruno HP; DIAS, André TC; DE MATTOS, Eduardo A. Going back to basics: importance of ecophysiology when choosing functional traits for studying communities and ecosystems. **Natureza & Conservação**, v. 11, n. 1, p. 15-22, 2013.
- SACCOL-PEREIRA, Adriana; FIALHO, Clarice B. Seasonal and diel variation in the fish assemblage of a Neotropical delta in southern Brazil. **Iheringia. Série Zoologia**, v. 100, p. 169-178, 2010.
- SANTOS, G. M.; FERREIRA, E. J. G. Peixes da bacia Amazônica. 345-373. **LOWE-MCCONNELL, RH Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais. São Paulo, Universidade de São Paulo, 584p**, 1999.
- SARTORI, Maria da Graça Barros. A dinâmica do clima do Rio Grande do Sul: indução empírica e conhecimento científico. **Terra livre**, n. 20, p. 27-50, 2003.
- SHMIDA, A. V. I.; WILSON, Mark V. Biological determinants of species diversity. **Journal of biogeography**, p. 1-20, 1985.
- SMITH, Welber Senteio et al. A duplicação de rodovias no Brasil sob o olhar da Ictiofauna. **Bol. Soc. Bras. Ictio.**(125), p. 16-23, 2018.
- SOININEN, Janne; MCDONALD, Robert; HILLEBRAND, Helmut. The distance decay of similarity in ecological communities. **Ecography**, v. 30, n. 1, p. 3-12, 2007.
- SOUSA, Ronaldo et al. Subtidal macrozoobenthic assemblages along the River Minho estuarine gradient (north-west Iberian Peninsula). 2008.
- SÚAREZ, Yzel Rondon. Variação espacial e temporal na diversidade e composição de espécies de peixes em riachos da bacia do Rio Ivinhema, Alto Rio Paraná. **Biota Neotropica**, v. 8, p. 197-204, 2008.
- SÚAREZ, Yzel Rondon; LIMA-JUNIOR, Sidnei Eduardo. Variação espacial e temporal nas assembléias de peixes de riachos na bacia do rio Guiraí, Alto Rio Paraná. **Biota Neotropica**, v. 9, p. 101-111, 2009.

SUVARNARAKSHA, Apinun et al. Fish diversity and assemblage patterns along the longitudinal gradient of a tropical river in the Indo-Burma hotspot region (Ping-Wang River Basin, Thailand). **Hydrobiologia**, v. 694, n. 1, p. 153-169, 2012.

SWALES, Stephen et al. Fishes of floodplain habitats of the Fly River system, Papua New Guinea, and changes associated with El Niño droughts and algal blooms. **Environmental Biology of Fishes**, v. 54, n. 4, p. 389-404, 1999.

SWENSON, Nathan G. **Functional and phylogenetic ecology in R**. New York: Springer, 2014.

TERESA, Fabrício B.; CASATTI, Lilian. Influence of forest cover and mesohabitat types on functional and taxonomic diversity of fish communities in Neotropical lowland streams. **Ecology of Freshwater Fish**, v. 21, n. 3, p. 433-442, 2012.

TOLIMIERI, Nick; LEVIN, Phillip S. Assemblage structure of eastern Pacific groundfishes on the US continental slope in relation to physical and environmental variables. **Transactions of the American Fisheries Society**, v. 135, n. 2, p. 317-332, 2006.

VANNOTE, Robin L. et al. The river continuum concept. **Canadian journal of fisheries and aquatic sciences**, v. 37, n. 1, p. 130-137, 1980.

VARI, Richard P.; MALABARBA, Luiz R. Neotropical ichthyology: an overview. **Phylogeny and classification of Neotropical fishes**, v. 1, p. 1-12, 1998.

VAZOLLER, AE de M. Reprodução de peixes teleósteos: teoria e prática. **Maringá, Editora Universidade Estadual de Maringá**, 1996.

VELLEND, Mark et al. Assessing the relative importance of neutral stochasticity in ecological communities. **Oikos**, v. 123, n. 12, p. 1420-1430, 2014.

VILLÉGER, Sébastien et al. Low functional β -diversity despite high taxonomic β -diversity among tropical estuarine fish communities. **PloS one**, v. 7, n. 7, p. e40679, 2012.

VITORINO JUNIOR, Oscar B. et al. Riverine networks constrain β -diversity patterns among fish assemblages in a large neotropical river. **Freshwater Biology**, v. 61, n. 10, p. 1733-1745, 2016.

WEBB, Campbell O. Exploring the phylogenetic structure of ecological communities: an example for rain forest trees. **The American Naturalist**, v. 156, n. 2, p. 145-155, 2000.

WINEMILLER, Kirk O. Ontogenetic diet shifts and resource partitioning among piscivorous fishes in the Venezuelan ilanos. **Environmental Biology of fishes**, v. 26, n. 3, p. 177-199, 1989.

WINEMILLER, Kirk O.; FLECKER, Alexander S.; HOEINGHAUS, David J. Patch dynamics and environmental heterogeneity in lotic ecosystems. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 29, n. 1, p. 84-99, 2010.

Wootton, R.J. 1990. Ecology of teleost fishes. Chapman & Hall, London, 404 p.

ZANIBONI-FILHO, E. et al. Catálogo de peixes ilustrado do alto Rio Uruguai. **Ed. da UFSC, Tractebel Energia, Florianópolis, 128p**, 2004.

ZANIBONI-FILHO, Evoy; SCHULZ, Uwe H. Migratory fishes of the Uruguay River. **Migratory fishes of the South America: biology, social importance and conservation status**, p. 135-168, 2003.

ZANINI, Talitha S. et al. Diversidade da ictiofauna de riachos de cabeceira em paisagens antropizadas na bacia do Alto Paraguai. **Iheringia. Série Zoologia**, v. 107, 2017.

6 ANEXOS

Tabela Suplementar 1. Valores médios das variáveis ambientais coletadas nos diferentes sítios de amostragem no Médio rio Uruguai (RS, Brasil) nos dois anos de amostragem: A1 (2017/2018) e A2 (2018/2019). Municípios onde estão localizados os sítios de amostragem: S1: Derrubadas; S2: Esperança do Sul; S3: Alecrim; S4: Porto Vera Cruz; S5: São Nicolau e S6: São Borja.

Ano	Sítio	Temperatura (°C)	Oxigênio dissolvido (mg.l ⁻¹)	pH	Condutividade elétrica (µS.cm ⁻¹)	Transparência (cm)	Nível da água (m)
A1	SS1	21,3	7,00	8,14	55,95	135	2
	SS2	19,8	6,75	6,92	53,90	70	16
	SS3	20,5	7,15	6,33	55,00	70	14
	SS4	21,3	6,90	7,85	48,70	100	2
	SS5	20,4	7,10	7,42	53,95	65	3
	SS6	20,8	7,55	7,67	56,50	90	2
A2	SS1	21,6	7,80	7,96	50,50	100	3
	SS2	20,8	6,70	6,82	48,20	45	20
	SS3	20,6	7,15	6,63	55,33	55	22
	SS4	19,6	7,25	7,68	49,90	55	5
	SS5	20,4	7,02	7,58	53,20	55	5
	SS6	19,8	7,51	7,17	56,15	60	4

Tabela Suplementar 2. Traços funcionais das espécies de peixe da bacia do rio Uruguai. Pis= Piscívoro, Det= Detritívoro, Ins= Insetívoro, Oni= Onívoro, Inv= Invertívoro, Her= Herbívoro, Sap= Saprófago, CCP= Com cuidado parental, Fext=Fecundação externa, Fint= Fecundação interna, Dtot= Desova total, Dpar= Desova parcelada, Dcon= Desova contínua, Mig= Migrador, Peq= Pequeno, Med= Médio, Gran= Grande, Cesp= Com espinho; Fus = Fusiforme; Dep = Deprimido; Cil, = Cilindrico; Cur = Curto; Ach = Achatado; Com = Comprimido; BPel = Bentopelágico; Pel = Pelágico; Dem = Demersal.

Espécies	TRAÇOS FUNCIONAIS																											
	Pis	Det	Ins	Oni	Inv	Her	Sap	CCP	Fext	Fint	Dtot	Dpar	Dcon	Mig	Peq	Med	Gran	Cesp	Fus	Dep	Cil	Curt	Ach	Comp	BPel	Pel	Dem	
<i>Acestrorhynchus pantaneiro</i>	X											X				X			X					X		X		
<i>Ageneiosus militaris</i>					X			X		X	X						X	X									X	
<i>Apareiodon affinis</i>		X							X			X			X				X							X		
<i>Aphyocharax anisitsi</i>					X				X			X			X				X							X		
<i>Apteronotus ellisi</i>			X					X	X										X					X	X			
<i>Astyanax abramis</i>				X					X		X				X				X					X			X	
<i>Astyanax gr. Scabripinnis</i>				X					X		X				X				X					X			X	
<i>Astyanax lacustris</i>				X					X		X				X				X					X			X	
<i>Astyanax xiru</i>				X					X		X				X				X					X			X	
<i>Auchenipterus osteomistax</i>			X					X		X		X				X				X						X		
<i>Austrolebias alexandri</i>				X				X	X				X		X				X					X			X	
<i>Bryconamericus iheringii</i>		X							X			X			X				X					X			X	
<i>Bunocephalus doriae</i>		X							X			X			X								X					X
<i>Catathyridium jenynsii</i>	X								X			X			X					X			X				X	
<i>Cetopsis gobioides</i>							X		X			X			X			X									X	
<i>Characidium serrano</i>					X				X		X				X					X					X		X	
<i>Charax leticiae</i>				X					X			X			X									X			X	
<i>Cichlasoma dimerus</i>				X				X	X			X			X			X	X						X		X	
<i>Crenicichla hadrostroma</i>				X				X	X		X				X			X	X						X		X	
<i>Crenicichla lepidota</i>				X				X	X		X				X			X	X						X		X	

<i>Hypostomus luteus</i>	X		X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Hypostomus regani</i>	X		X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Hypostomus roseopunctatus</i>	X		X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Hypostomus uruguayensis</i>	X		X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Ictalurus punctatus</i>	X		X	X		X		X	X	X
<i>Iheringichthys labrosus</i>				X		X		X	X	X
<i>Leporellus vittatus</i>		X		X		X		X		X
<i>Leporinus amae</i>			X	X		X		X		X
<i>Leporinus lacustris</i>			X	X		X		X		X
<i>Loricariichthys anus</i>	X		X	X		X		X		X
<i>Loricariichthys melanocheilus</i>	X		X	X		X		X		X
<i>Loricariichthys platymetopon</i>	X		X	X		X		X		X
<i>Luciopimelodus pati</i>	X			X		X		X	X	X
<i>Lycengraulis grossidens</i>				X		X		X		X
<i>Megalancistrus parananus</i>		X		X		X		X		X
<i>Megaleporinus obtusidens</i>		X		X		X		X		X
<i>Megalonema platanum</i>			X		X	X		X	X	X
<i>Moenkhausia bonita</i>		X		X		X		X		X
<i>Moenkhausia sanctaefilomenae</i>		X		X		X		X		X
<i>Odontesthes perugiae</i>			X		X	X		X		X
<i>Odontostilbe pequirá</i>		X		X		X		X		X
<i>Oligosarcus brevioris</i>	X			X		X		X		X
<i>Oligosarcus jacuhiensis</i>	X			X		X		X		X
<i>Oligosarcus jenynsii</i>	X			X		X		X		X
<i>Pachyurus bonariensis</i>			X		X	X		X		X
<i>Paraloricaria vetula</i>	X		X	X		X		X		X
<i>Parapimelodus valenciennis</i>			X		X	X		X	X	X

<i>Schizodon borelli</i>			X	X	X	X	X		X
<i>Schizodon nasutus</i>			X	X	X	X	X		X
<i>Serrapinnus calliurus</i>		X	X		X	X	X		X
<i>Serrasalmus maculatus</i>	X		X	X		X		X	X
<i>Sorubim lima</i>		X	X	X	X	X	X		X
<i>Steindachnerina biornata</i>	X		X	X	X	X		X	X
<i>Steindachnerina brevipinna</i>	X		X	X	X	X		X	X
<i>Steindachnerina insculpta</i>	X		X	X	X	X		X	X
<i>Sternopygus macrurus</i>		X	X	X		X	X		X
<i>Synbranchus marmoratus</i>		X	X	X		X		X	X
<i>Trachelyopterus galeatus</i>	X		X		X	X	X	X	X
<i>Trachelyopterus lucenai</i>	X		X		X	X	X	X	X
<i>Trachelyopterus teaguei</i>	X		X		X	X	X	X	X