

UNIVERSIDADE FEDERAL DE PELOTAS
Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel
Programa de Pós-Graduação em Zootecnia



Tese

**Padrões de estrutura e dinâmica da assembleia de peixes de uma bacia
hidrográfica neotropical antropizada, sul do Brasil**

Fabiano Corrêa
Pelotas, 2016

Fabiano Corrêa

**Padrões de estrutura e dinâmica da assembleia de peixes de uma bacia
hidrográfica neotropical antropizada, sul do Brasil**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Zootecnia da Universidade Federal de Pelotas, como requisito parcial à obtenção do título de Doutor em Ciências (Área do conhecimento: Recursos Pesqueiros).

Orientador: Prof. Dr. Sérgio Renato Noguez Piedras

Co-orientador: Prof. Dr. Edson Fontes de Oliveira

Pelotas, 2016

Universidade Federal de Pelotas / Sistema de Bibliotecas
Catalogação na Publicação

C823p Corrêa, Fabiano

Padrões de estrutura e dinâmica da assembleia de peixes de uma bacia hidrográfica neotropical antropizada, sul do Brasil : padrões de estrutura e dinâmica da assembleia de peixes / Fabiano Corrêa ; Sérgio Renato Noguez Piedras, orientador ; Edson Fontes de Oliveira, coorientador. — Pelotas, 2016.

125 f. : il.

Tese (Doutorado) — Programa de Pós-Graduação em Agronomia, Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel, Universidade Federal de Pelotas, 2016.

1. Comunidade de peixes. 2. Heterogeneidade ambiental. 3. Processos determinísticos. 4. Redes tróficas. 5. Sistema lagunar patos-mirim. I. Piedras, Sérgio Renato Noguez, orient. II. Oliveira, Edson Fontes de, coorient. III. Título.

CDD : 639.3

Elaborada por Gabriela Machado Lopes CRB: 10/1842

Fabiano Corrêa

**Padrões de estrutura e dinâmica da assembleia de peixes de uma bacia
hidrográfica neotropical antropizada, sul do Brasil**

Tese aprovada, como requisito parcial, para obtenção do grau de Doutor em Ciências, Programa de Pós-Graduação em Zootecnia, Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel, Universidade Federal de Pelotas.

Data da defesa: 29 de fevereiro de 2016

Banca examinadora:

Sérgio Renato Noguez Piedras (Presidente da banca)

Doutor em Ciência pela Universidade Federal de Pelotas

Juvêncio Luís Osório Fernandes Pouey

Doutor em Produção Animal pela Universidade de Zaragoza

Edson Fontes de Oliveira

Doutor em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais pela Universidade Estadual de Maringá

Alexandre Miranda Garcia

Doutor em Oceanografia Biológica pela Universidade Federal do Rio Grande

Paul Gerhard Kinas

Doutor em Estatística pela University of British Columbia

Dedico esse trabalho a minha mãe *Ema Gladis Shultz Corrêa*,
por estar sempre ao meu lado.

Agradecimentos

Ao meu orientador Dr. Sérgio Renato Noguez Piedras, pela oportunidade de realizar esse trabalho, além da compreensão dos momentos bons e ruins ao longo dessa jornada.

Ao meu co-orientador e amigo Dr. Edson Fontes de Oliveira, pela oportunidade de me aceitar como aluno e aos ensinamentos transmitidos ao longo destes quatro anos, assim como boas conversas durante as estadias em Londrina.

Ao amigo Dr. Claudio Henrique Zawadzki, o qual teve enorme contribuição para o desenvolvimento da ideia deste trabalho, sendo a pessoa que me apresentou o Dr. Edson Fontes de Oliveira, meu muito obrigado.

À minha mãe Ema Gladis Shultz Corrêa, por me apoiar e estar sempre presente nas horas boas e ruins durante mais uma etapa da vida.

À Aline Bruno Luçardo, que certamente foi uma das pessoas mais valiosas para a realização deste trabalho, a qual ajudou, apoiou e compreendeu as etapas de desenvolvimento da Tese.

Ao Dr. Ricardo Robaldo pela plena disposição em ajudar a qualquer momento, além das boas conversas ao longo desses anos.

À Agência da Lagoa Mirim, pela logística de deslocamento, hospedagem e coleta dos peixes na bacia hidrográfica do Arroio Chasqueiro, e aos funcionários da barragem do Chasqueiro pelo auxílio nas coletas.

Agradeço em especial a meu parceiro de trabalho e amigo Thiago Tuchtenhagen, que participou efetivamente de todas as etapas de realização deste estudo.

Aos meus amigos Gonzalo Velasco, Hugmar Pains, Maurício Lang, Marcelo Burns, Mauro Lamim, Sônia Huckembeck e Valéria Lemos, pelas conversas e apoio em todas as etapas que passei ao longo desses quatro anos.

À duas pessoas que conheci e que me ajudaram imensamente para a execução do trabalho Anna Carolina Miranda Cavalheiro Einhardt e Marcos Einhardt, muito obrigado.

As estagiárias Amanda Martins, Joana Noschang, Mariana Xavier e Thaisa Papparazzo, pela enorme contribuição na triagem do material e harmonia de convivência ao longo do trabalho.

Aos colegas de laboratório Aline Paff, Daiane Freitas, Cristiano Costenaro, João Morato, Mauro Portelinha e Suzane Freitas.

À Capes pela bolsa de doutorado concedida durante o período da realização deste estudo.

“Na vida, não vale tanto o que temos nem tanto importa o que somos. Vale o que realizamos com aquilo que possuímos e, acima de tudo, importa o que fazemos de nós”. **Chico Xavier**

Resumo

CORRÊA, Fabiano. **Padrões de estrutura e dinâmica da assembléia de peixes de uma bacia hidrográfica neotropical antropizada, sul do Brasil**. 2016. 108p. Tese (Doutorado) - Programa de Pós-Graduação em Zootecnia. Universidade Federal de Pelotas, Pelotas.

A presente Tese é composta por três capítulos que avaliaram os padrões de estrutura e dinâmica da assembléia de peixes de uma bacia hidrográfica neotropical, localizada no extremo sul do Brasil. A área de estudo compreende a bacia hidrográfica do Arroio Chasqueiro (BHAC), pertencente ao sistema hidrográfico da Lagoa Mirim. Os peixes foram coletados utilizando diferentes artefatos em seis pontos amostrais distribuídos em três biótopos (montante, reservatório e jusante) ao longo do gradiente longitudinal da BHAC. O primeiro capítulo analisou a composição da assembleia de peixes da bacia, enquanto o segundo avaliou a organização espaço-temporal das assembleias utilizando modelos nulos de co-ocorrência e análises multivariadas a partir de dados bióticos e abióticos da bacia. O terceiro capítulo, por sua vez, investigou a estrutura e dinâmica das redes tróficas dos biótopos e os efeitos da construção do reservatório na bacia. Um total de 22.853 indivíduos foram coletados, distribuídos em 83 espécies, 20 famílias e oito ordens. O primeiro capítulo revelou uma rica fauna de peixes para a BHAC, com destaque para os biótopos montante e jusante, demonstrando maior diversidade de espécies em relação ao reservatório. No segundo capítulo verificou-se que a assembléia de peixes apresentou um padrão de organização espaço-temporal significativamente diferente daquele observado ao acaso, influenciada principalmente pela estruturação detectada nos biótopos montante e jusante. O terceiro capítulo demonstrou que houve diferença significativa entre as dietas das espécies, densidade de interação e modularidade dos três biótopos estudados, com maior número de módulos no reservatório e a jusante. Cabe destacar que o reservatório demonstrou ser um ecossistema com características funcionais mais distintas ao longo da bacia, revelando o efeito da desconectividade hidrológica, assim como da presença de espécie invasiva. Por outro lado, a maior complexidade estrutural das redes tróficas para a BHAC foi detectada a jusante, apresentando maior intensidade de interação entre os consumidores e os recursos alimentares disponíveis. Ao longo da bacia hidrográfica impactada pela construção do reservatório ocorreram alterações significativas na estrutura das redes tróficas, tais como realocação de espécies em diferentes níveis tróficos e alterações nos padrões de aninhamento e modularidade, com implicação para a sua organização e complexidade estrutural. As informações geradas neste estudo podem auxiliar na elaboração de futuros planos de manejo e conservação, considerando a variabilidade ecossistêmica ao longo da bacia hidrográfica como modelo preditor de estudos de estrutura e dinâmica da assembléia de peixes.

Palavras-chave: Comunidade de peixes, heterogeneidade ambiental, processos determinísticos, redes tróficas, sistema lagunar Patos-Mirim

Abstract

CORRÊA, Fabiano. **Patterns structure and dynamics of fish assemblage of a hydrographic basin Neotropical anthropized, southern Brazil**. 2016. 108p. Doctoral Thesis - Programa de Pós-Graduação em Zootecnia. Universidade Federal de Pelotas, Pelotas.

This Thesis is composed of three chapters that evaluated the patterns of structure and dynamics of fish assemblages of a hydrographic basin neotropical, localized in southern Brazil. The study area includes the Hydrographic Basin Chasqueiro Stream (HBCS), which belong to the hydrographic system of the Mirim Lagoon. The fishes were collected using different fishing artifacts in six sampling points distributed in three biotopes (upstream, reservoir and downstream) along the longitudinal gradient of basin. The first chapter examined the composition of the fish assembly of basin, while the second chapter evaluated the spatiotemporal organization of assemblies using null models of co-occurrence and multivariate analysis using abiotic and biotic data. The third chapter, in turn, investigated the structure and dynamics of the trophic networks of biotopes and the effects of the construction of the reservoir in the basin. A total of 22,853 individuals were collected, distributed in 83 species, 20 families and eight orders. The first chapter revealed a rich fauna of fish for HBCS, with featured for biotopes upstream and downstream, demonstrating greater species diversity in relation to the reservoir. In the second chapter was found that the fish assemblage showed a pattern significantly different of organization spatiotemporal that observed at random, mainly influenced by the structure detected in the biotope upstream and downstream. The third chapter showed a significant difference between the diets of species, interaction density and modularity by three biotopes studied with a larger number of modules on the reservoir and downstream. The reservoir shown to be an ecosystem with more distinct functional characteristics in relation to others two biotopes, revealing the effect of hydrological desconectivity, as well as the presence of invasive species. Furthermore, the larger structural complexity of trophic networks for HBCS was detected downstream, allowing greater interaction intensity in the food web. Along the hydrographic basin impacted by the construction of the reservoir, significant changes occurred in the structure of network, such as reallocation of species to different trophic levels and changes in patterns of nestedness and modularity, with implications for your organization and structural complexity. The information generated in this study may assist in developing management plans and conservation for HBCS, considering the ecosystem variability along of the basin as a predictor model for organizing studies of the structure and dynamic of fish assemblages.

Keywords: Fish community, environmental heterogeneity, deterministic processes, food webs, Patos-Mirim lagoon system

Lista de figuras

Capítulo 1.

Figura 1: Área de estudo, mostrando América do Sul com os países Brasil e Uruguai, delimitação do sistema da Lagoa Mirim (linha vermelho) (A), localização da bacia hidrográfica do Arroio Chasqueiro (ponto vermelha) (B) e os pontos de amostragem, 1 e 2 (montante), 3 e 4 (jusante), 5 e 6 (reservatório) (C).27

Figura 2: Fotografia dos pontos de amostragem 1 e 2 (montante), 3 e 4 (jusante), 5 e 6 (reservatório), da bacia hidrográfica do Arroio Chasqueiro, município de Arroio Grande, Rio Grande do Sul, Brasil.28

Figura 3: Número de espécies de peixes por ordem taxonômica, para os três biótopos estudados (montante, jusante e reservatório) da bacia hidrográfica do Arroio Chasqueiro, município de Arroio Grande, Rio Grande do Sul, Brasil.34

Figura 4: Fotos das 83 espécies de peixes coletados nos seis pontos amostrais, na bacia hidrográfica do Arroio Chasqueiro, município de Arroio Grande, Rio Grande do Sul, Brasil.35

Capítulo 2.

Figura 1: Mapa da América do Sul, onde o ponto vermelho indica a localização do sistema lagunar Patos-Mirim e a linha contínua indica o sistema de Lagoa Mirim (A), o círculo vermelho indica a localização da bacia hidrográfica do Arroio Chasqueiro (B) e letra S e números aos sites de amostragem da BACH (S1 - Site 1 a S6 - Site 6; C)43

Figura 2: Precipitação e nível hidrométrico entre os meses de janeiro de 2012 a dezembro de 2013. O período de estudo é destacado entre as barras pretas para os meses de agosto 2012 a julho de 2013.45

Figura 3: Variação sazonal (Inv = Inverno, Pri = Primavera, Ver = Verão e Out = Outono) e os valores médios de oxigênio dissolvido, temperatura da água, alcalinidade e pH para os biótopos estudados (montante, reservatório e a jusante). As barras mostram médias e os erros padrão (SE).49

Figura 4: Grupos formados a partir do índice de similaridade de Jaccard, com dados de presença e ausência das espécies entre os diferentes pontos por biótopo da bacia hidrográfica do Arroio Chasqueiro, município de Arroio Grande, Rio Grande do Sul, Brasil.53

Figura 5: Variação espacial e sazonal da abundância de cada biótopo (site 1 ao site 6): a montante (A, A1, e A2), reservatório (B, B1, e B2) e a jusante (C, C1 e C2). As barras mostram as médias e seus erros padrões.55

Figura 6: Distribuições das espécies indicadoras ao longo do gradiente longitudinal nos diferentes biótopos estudados (montante, reservatório e jusante).56

Figura 7: Diagrama de ordenação da Análise de Redundância (RDA) para os diferentes biótopos estudados: montante (A), reservatório (B) e jusante (C), onde os números representam amostras e de espécies os códigos (ver Tabela 2). As cetras escuras indicam a variável é significativa.....60

Capítulo 3.

Figura 1: (A) Mapa da América do Sul, onde o ponto vermelho indica a localização do sistema lagunar Patos-Mirim e a linha contínua vermelha indica o sistema de Lagoa Mirim (B) O círculo vermelho indica a localização da bacia hidrográfica do Arroio Chasqueiro; e (C) A letra S associada aos números corresponde aos pontos de amostragem da BHAC (S1 - Site 1 a S6 - Site 6).....70

Figura 2: Média e erro padrão das principais propriedades topológicas analisadas para os biótopos (montante, reservatório e jusante) da bacia hidrográfica do Arroio Chasqueiro, município de Arroio Grande, Rio Grande do Sul, Brasil. L/S: densidade de interação, C%: conectância, NODF: grau de aninhamento e M: modularidade. ..80

Figura 3: Redes bipartidas para os seis sites amostrados na bacia hidrográfica do Arroio Chasqueiro aonde (S1 e S2 - montante; S3 e S4 - reservatório e S5 e S6 - jusante). As espécies estão representadas pelos códigos descritos na Tabela 2. Os números representam as categorias alimentares (1 - Anelídeos; 2 - Chelicerata; 3 - Crustáceos; 4 - Insetos; 5 - Material particulado fino; 6 - Material orgânico; 7 - Material vegetal; 8 - Moluscos; 9 - Nematoda; 10 - Peixes; 11 - Protozoário).....81

Figura 4: Interações das redes tróficas identificando os módulos para os biótopos amostrados na bacia hidrográfica do Arroio Chasqueiro (montante, reservatório e jusante). As espécies estão representadas pelos códigos (ver tabela 2). Os números representam as categorias alimentares (1 - Anelídeos; 2 - Chelicerata; 3 - Crustáceos; 4 - Insetos; 5 - Material particulado fino; 6 - Material orgânico; 7 - Material vegetal; 8 - Moluscos; 9 - Nematoda; 10 - Peixes; 11 - Protozoário).....84

Lista de tabelas

Capítulo 1.

Tabela 1: Descrição dos pontos amostrais, estabelecidos na bacia hidrográfica do Arroio Chasqueiro, município de Arroio Grande, Rio Grande do Sul, Brasil.29

Tabela 2: Lista das espécies de peixes coletados na bacia hidrográfica do Arroio Chasqueiro, município de Arroio Grande, Rio Grande do Sul, Brasil.....31

Capítulo 2.

Tabela 1: Modelos nulos gerados usando o índice C-Score em diferentes escalas espaço-temporais para a bacia hidrográfica do Arroio Chasqueiro, município de Arroio Grande, Rio Grande do Sul, Brasil. Índice observado, média simulada (\pm desvio padrão) e tamanho do efeito padronizado (SES).....52

Tabela 2: Espécies indicadoras significativas (IndVal) para os diferentes biótopos (Mon. = montante, Res. = reservatório e Jus. = jusante) na bacia hidrográfica do Arroio Chasqueiro, município de Arroio Grande, Rio Grande do Sul, Brasil. FO% corresponde à frequência de ocorrência e AR% é a abundância relativa. As barras indicam as espécies significativas para cada biótopo.57

Tabela 3: Resultados da Análise de Redundância (RDA) dos fatores abióticos ao e presença das espécies ao longo da bacia hidrográfica do Arroio Chasqueiro, município de Arroio Grande, Rio Grande do Sul, Brasil.58

Capítulo 3.

Tabela 1: Definições das 24 propriedades topológicas das redes de interação trófica da comunidade de peixes calculadas para os sites de amostragem da bacia hidrográfica do Arroio Chasqueiro, município de Arroio Grande, Rio Grande do Sul, Brasil.74

Tabela 2: Número total de indivíduos analisados das 59 espécies para os três biótopos estudados na bacia hidrográfica do Arroio Chasqueiro, município de Arroio Grande, Rio Grande do Sul, Brasil. S representa a sigla das espécies; Num = número de indivíduos analisados e EA% = estômago com alimento em porcentagem.77

Tabela 3: Média de contribuição do índice de importância relativa (IIR) das categorias alimentares consumidas pelas espécies para os diferentes sites de amostragem nos biótopos a montante, reservatório e jusante, na bacia hidrográfica do Arroio Chasqueiro, município de Arroio Grande, Rio Grande do Sul, Brasil.....79

Tabela 4: Valores das 24 propriedades topológicas, calculadas para os três biótopos, montante, reservatório e jusante, da bacia hidrográfica do Arroio Chasqueiro, município de Arroio Grande, Rio Grande do Sul, Brasil.82

Sumário

Resumo	8
Abstract	9
Lista de figuras	10
Lista de tabelas	12
1. Introdução geral	15
2. Referências bibliográficas	20
3. Capítulo 1	25
Ictiofauna da bacia hidrográfica do Arroio Chasqueiro (sistema da Lagoa Mirim, sul do Brasil): gerando subsídios para conservação e plano de manejo local	25
3.1 Introdução	25
3.2 Material e métodos	26
3.2.1 Área de estudo	26
3.2.2 Coleta de peixes e análise de dados	30
4. Resultados	31
5. Discussão	38
6. Conclusão	40
4. Capítulo 2	41
Organização espaço-temporal da assembleia de peixes em uma bacia hidrográfica Neotropical: testando hipóteses de co-ocorrência com modelos nulos	41
4.1 Introdução	41
4.2 Material e métodos	42
4.2.1 Área de estudo	42
4.2.2 Amostragem da ictiofauna	44
4.2.3 Análise de dados	45
5. Resultados	49

5.1 Variáveis ambientais	49
5.2 Estrutura da assembleia de peixes	50
5.3 Variação espaço-temporal da assembleia entre e dentro dos biótopos	54
5.4 Correlação entre a abundância das espécies e os fatores abióticos.....	58
6. Discussão.....	60
7. Conclusão	66
5. Capítulo 3.....	67
Estrutura e dinâmica das redes de interações tróficas da comunidade de peixes em uma bacia hidrográfica neotropical.....	67
5.1 Introdução	67
5.1 Material e métodos.....	69
5.1.2 Área de estudo	69
5.1.3 Amostragem da ictiofauna.....	71
5.1.4 Análise do conteúdo estomacal.....	71
5.1.5 Propriedades topológicas das redes alimentares.....	73
5.1.6 Posição trófica	75
5.1.7 Aninhamento e modularidade.....	75
6. Resultados	77
6.1 Propriedades topológicas das redes alimentares.....	79
7. Discussão.....	84
8. Conclusão	91
9. Considerações finais	91
10. Referências bibliográficas	93
11. Anexo.....	110

1. Introdução geral

Bacias hidrográficas são sistemas abertos com fluxo constante de entradas e saídas de energia, delimitados por barreiras topográficas denominadas divisores de águas (VANNOTE et al., 1980; PIDWIRNY, 2006; SILVA, 2010). De acordo com Moura & Henry-Silva (2015), as bacias hidrográficas estão sendo utilizadas como importantes sistemas de estudo para melhor compreender a estrutura e o funcionamento das comunidades aquáticas.

Um dos principais parâmetros utilizados na elaboração de planos de manejo e conservação de bacias hidrográficas compreende a composição da sua biota, como por exemplo, a diversidade de peixes em seus riachos, reservatórios e áreas de banhados. Corrêa et al. (2015) destacam que o conhecimento da composição de espécies da comunidade de peixes que colonizam uma determinada bacia hidrográfica é o primeiro conjunto de informações relevantes sobre a ictiofauna. Essas informações podem subsidiar estudos posteriores que abordem dinâmicas tróficas, padrões de distribuição e estrutura de redes (OLIVEIRA et al., 2005; GARCIA et al., 2006; ROACH & WINEMILLER, 2015; BRIDGE et al., 2016).

Em relação à ictiofauna de peixes de água doce, a região Neotropical ganha destaque com estimativas de até 8.000 espécies (SCHAEFER, 1998; LÉVEQUÊ et al., 2008; ALBERT & REIS, 2011), com predominância das Ordens Characiformes e Siluriformes (LOWE-McCONNELL, 1999; ALBERT & REIS, 2011). Vale destacar que a ictiofauna pertencente aos ecossistemas de água doce do Brasil apresenta aproximadamente 2.500 espécies de peixes (REIS et al., 2003; BUCKUP et al., 2007). Entretanto, informações relacionadas à lista de espécies, bio-ecologia e taxonomia ainda são escassos (MENEZES, 1996), principalmente para o extremo sul do Brasil (CARVALHO et al., 2012).

O Sistema Hidrográfico da Lagoa Mirim (SHLM) está situado no extremo sul do Brasil, apresenta 62.250 km², sendo 47.310 km² (76%) pertencentes ao território brasileiro e cerca de 14.940 km² (24%) ao território uruguaio, formando um complexo de 22 bacias hidrográficas que compartilham águas entre os dois países. O SHLM é formado por 10 bacias na parte ocidental do território brasileiro e por seis na

margem oriental, além de outros seis arroios no território uruguaio (KOTZIAN & MARQUES, 2004). Dentre as bacias inseridas no trecho oriental brasileiro está a bacia hidrográfica do Arroio Chasqueiro (BHAC), no município de Arroio Grande, Rio Grande do Sul. A BHAC apresenta características típicas da SHLM, tais como, presença de planícies com solos hidromórficos e clima sub-tropical (segundo Köppen). É formada por dois arroios principais situados a montante, o Arroio Chasqueiro e o Arroio Chasqueirinho, além de um reservatório e um trecho de banhado a jusante. A principal atividade da região é a rizicultura, a qual utiliza a água do reservatório para manutenção da monocultura (SONDOTÉCNICA, 1976; CORRÊA et al., 2015).

Estudos sobre a ictiofauna em bacias hidrográficas do SHLM ainda são escassos, com exceção para a Estação Ecológica do Taim (BUCKUP & MALABARBA, 1983; GROSSER, et al. 1994; GARCIA et al., 2006 a,b). Dentre os estudos no SHLM estão relacionados a pesca artesanal na Lagoa Mirim (GARCEZ & BOTERO, 2005), comparação entre métodos de coletas (CENI & VIEIRA, 2013), alimentação do peixe-rei (RODRIGUES & BEMVENUTI, 2001; PIEDRAS & POUHEY, 2005) e taxonomia de Odonthestes (BEMVENUTI, 1995).

A partir das informações sobre a composição de espécies, um próximo passo é avaliar o padrão de organização espaço-temporal da comunidade, os efeitos dos fatores bióticos e abióticos, a complexidade estrutural do ecossistema e, quando detectados, os impactos antrópicos. A construção de reservatórios é um dos principais impactos antrópicos com potencial de alterar a estrutura de comunidades em sistemas aquáticos continentais (AGOSTINHO et al. 1999; WINEMILLER, 2016). Estudos demonstram que os barramentos promovem desconectividade hidrológica, alterando parâmetros bióticos e abióticos, além da complexidade estrutural do sistema em diferentes níveis ao longo do gradiente longitudinal (e.g. realocação de espécies e estrutura das redes tróficas; OLIVEIRA et al., 2005; WINEMILLER, 2016).

Dentre as análises para detectar os padrões de organização de comunidades, ganha destaque a utilização de modelos nulos de co-ocorrência. De acordo com Ortega et al. (2015), este protocolo testa se o padrão de organização espaço-temporal encontrado é similar àquele verificado ao acaso, ou se há uma estrutura espacial e temporal formada a partir de padrões de agregação ou segregação das espécies (OLIVEIRA et al., 2005; MOUCHET et al., 2013). Há inúmeros índices para avaliar o padrão de co-ocorrência, como por exemplo, *Checkerboard* e *C-Score*

(GOTELLI, 2000; GOTELLI & ROHDE, 2002). O primeiro índice calcula o número de pares de espécies que não co-ocorrem nos locais, enquanto que o segundo avalia o número médio de co-ocorrências entre todos os possíveis pares de espécies (CONNOR & SIMBERLOFF, 1979), ambos calculados a partir de matrizes de presença e ausência. Cabe destacar que matrizes observadas com valores de co-ocorrência maiores do que os gerados ao acaso evidenciam um padrão de segregação, podendo ser influenciado por fatores bióticos ou abióticos (GOTELLI & McCABE, 2002). Outra importante ferramenta para avaliar a organização das comunidades são as métricas tróficas, as quais medem a dinâmica, estabilidade e função tróficas, sendo estes os focos centrais em estudos de redes de interação ecológica entre consumidores e recursos em diferentes regiões do mundo (ELTON, 1927; WINEMILLER, 1990; WILLIAMS & MARTINEZ, 2004; DUNNE et al., 2013; POWER et al., 2013).

De acordo com Bellay et al. (2015), diferentes estruturas de redes são detectadas dependendo principalmente do tipo de interação, como por exemplo, redes mutualísticas e antagonísticas. Um exemplo da primeira é a interação entre plantas e animais, podendo ser por meio de polinização ou dispersão de sementes, enquanto que exemplo da segunda é relação trófica entre presas e predadores ou entre parasito-hospedeiro (BASCOMPTE & JORDANO, 2007; PASCUAL & DUNNE, 2006; BELLAY et al., 2015). De acordo com Ramos-Jiliberto et al. (2011), a abordagem de redes geram importantes informações para a detecção de propriedades de interações as espécies e os recursos ambientais, podendo fornecer importantes subsídios para a conservação e manejo dos ecossistemas. Entre as propriedades topológicas comumente analisadas em redes de interação, métricas que avaliam a estrutura de uma rede trófica, ganham destaque a conectância, o aninhamento e a modularidade.

A conectância é uma medida da complexidade da rede e representa a probabilidade com que pares de espécies interagem com os recursos alimentares disponíveis (PIMM, 1982), por meio de matrizes de presença e ausência. O aninhamento NODF (*Nestedness based on overlap and decreased fill*; ALMEIDA-NETO et al., 2008), por sua vez, avalia o quanto espécies mais especialistas exploram subconjuntos dos recursos explorados pelas espécies mais generalistas, indicando um padrão de compartilhamento de recursos no ecossistema. De acordo

com Almeida-Neto et al. (2008), o aninhamento também é calculado utilizando dados binários por meio de matrizes de presença-ausência (Figura 1).

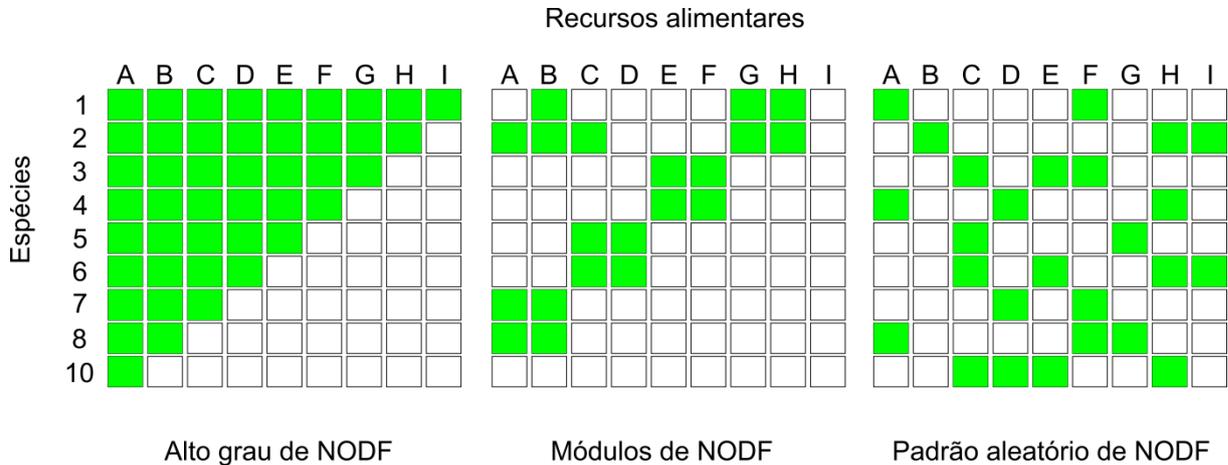


Figura 1: Estruturas de matrizes de aninhamento em comunidades, com alto grau de aninhamento (espécies generalistas interagem mais com recursos mais disponíveis), módulos de NODF (espécies dentro de um compartimento possuem maior interação entre si, em relação aos outros compartimentos) e padrão aleatório de NODF (diferentes espécies interagem ao acaso com diferentes recursos alimentares).

Outra métrica muito avaliada em redes ecológicas de interação é a modularidade ou estrutura modular (NEWMAN, 2001; AMARAL & OTTINO, 2004; GUIMERÀ et al., 2010; DORMANN & STRAUSS, 2014; MONTROYA, 2015). A modularidade avalia a ocorrência de módulos dentro de uma rede e se estes podem ser afetados pelo comportamento dinâmico do sistema e sua heterogeneidade. Os módulos (ou compartimentos) constituem grupos de espécies que interagem mais entre si do que com as espécies dos outros módulos dentro da rede de interação. Neste contexto, os diferentes módulos em uma estrutura modular tendem a apresentar propriedades estruturais distintas, onde espécies que desempenham interações interespecíficas mais fortes tendem a constituir módulos mais robustos (GUIMERÀ & AMARAL, 2005; DORMANN & STRAUSS, 2014). Guimerà et al. (2010) destacam que a definição de uma função modular depende de como a rede está estruturada no sistema, com seus componentes exercendo papéis funcionalmente distintos nas interações.

As redes de interações são comumente analisadas por meio de grafos bipartidos das relações, sendo importantes na interpretação da complexidade estrutural das redes (SCHREIBER, 2008; DORMANN & STRAUSS, 2014). Os grafos

bipartidos utilizam matrizes de presença e ausência ou matrizes com pesos aplicando valores obtidos a partir da análise do conteúdo estomacal (Figura 2).

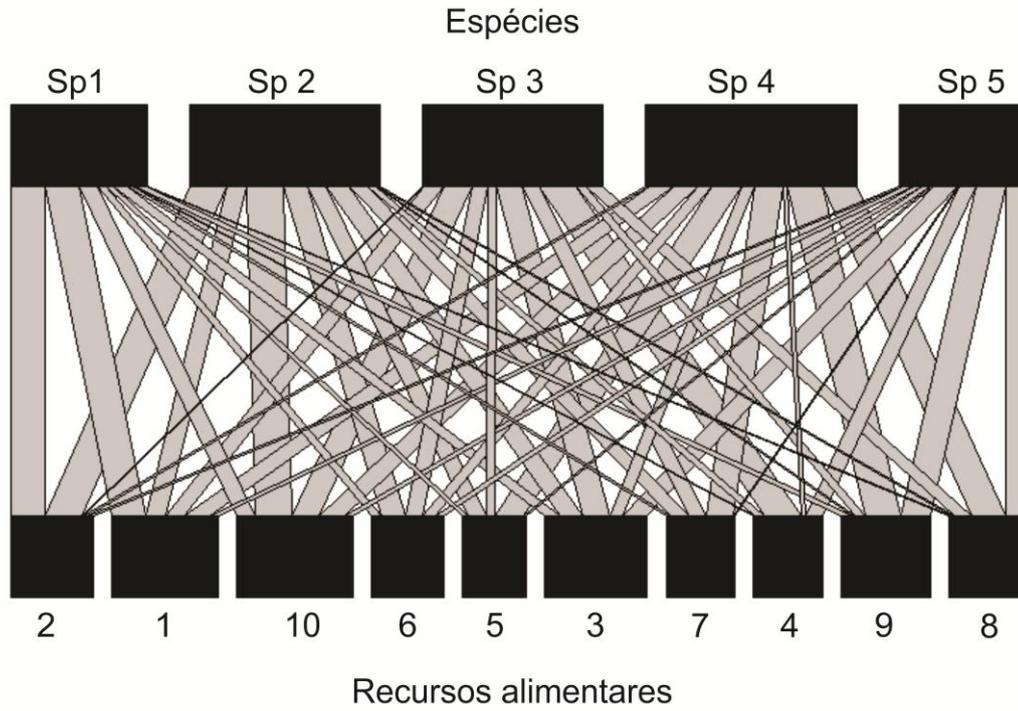


Figura 2: Representação de um grafo bipartido, entre espécies acima e recursos alimentares abaixo. As linhas cinza representam os recursos alimentares consumidos e a espessura das setas a importância na contribuição na dieta.

Nesse contexto, os assuntos abordados na Tese avaliaram a composição, estrutura e dinâmica da ictiofauna, assim como as redes de interações tróficas da BHAC, tendo como hipótese central que ao longo do gradiente longitudinal ocorrem modificações em relação a estrutura da assembleia em detrimento da desconectividade hidrológica. A análise dos padrões de organização em escala espaço-temporal ao longo do gradiente longitudinal da bacia hidrográfica revelou que a assembleia de peixes apresenta um padrão de segregação ou agregação espaço-temporal. Esse padrão pode ser influenciado pela desconectividade hidrológica, interações bióticas e características abióticas. Verificou-se que a desconectividade hidrológica causada pela construção do reservatório alterou significativamente a estrutura das redes de interações tróficas da BHAC, promovendo alterações significativas na dieta das espécies e nas propriedades topológicas entre os biótopos analisados, principalmente quanto à densidade de interação e aninhamento. Além disso, a análise da modularidade detectou diferenças

significativas entre três biótopos em relação ao número de módulos e as espécies que compõem. Dessa forma, a partir dos resultados apresentados, essas informações podem contribuir de forma significativa para o conhecimento da estrutura da ictiofauna na BHAC do extremo sul do Brasil. Essas informações podem possibilitar melhor compreensão acerca das alterações promovidas pela construção de um reservatório sobre uma bacia hidrográfica.

2. Referências bibliográficas

- AGOSTINHO, A. A.; MIRANDA, L. E.; BINI, L. M.; GOMES, L. C.; THOMAZ, S. M.; SUSUKI, H. I. **Patterns of colonization in neotropical reservoirs, and prognoses on aging**. In: Tundisi, J.G. & Straškraba, M., eds. *Theoretical reservoir ecology and its applications*. Leiden: Backhuys Publishers., 1999, p. 227-265.
- ALBERT, J.; REIS, R. E. **Historical Biogeography of Neotropical Freshwater Fishes**. 1. ed. Berkeley: University of California Press., 2011, 388 p.
- ALMEIDA-NETO, M.; GUIMARÃES, P.; GUIMARÃES, P. R.; LOYOLA, R. D.; ULRICH, W. A consistent metric for nestedness analysis in ecological systems: reconciling concept and measurement. **Oikos**, v. 117, n. 8, p. 1227-1239, 2008.
- AMARAL, L. A. N.; OTTINO, J. M. Complex networks - Augmenting the framework for the study of complex systems. **The European Physical Journal B**, v. 38, n. 2, p. 147-162, 2004.
- BASCOMPTE, J.; JORDANO, P. Plant-Animal Mutualistic Networks: The Architecture of Biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 38, n. 2, p. 567-593, 2007.
- BELLAY, S.; OLIVEIRA, E. F.; ALMEIDA-NETO, M.; ABDALLAH, V. D.; AZEVEDO, R. K.; TAKEMOTO, R. M.; LUQUE, J. L. Ectoparasites and endoparasites of fish form networks with different structures. **Parasitology**, v. 142, n. 7, p. 1-9, 2015.
- BEMVENUTI, M. A. 1995. *Odontesthes mirinensis* sp.n. um novo peixe-rei (Pisces, Atherinopsinae) para o extremo sul do Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 12, n. 4, p. 881-903, 1995.
- BRIDGE, T. C. L.; LUIZ, O. J.; COLEMAN, R. R.; KANE, C. N.; KOSAKI, R. K. Ecological and morphological traits predict depth-generalist fishes on coral reefs. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 283, n. 1823, p. 1-9, 2016.
- BUCKUP, P. A.; MALABARBA, L. R. A list of the fishes of the Taim Ecological Station, Rio Grande do Sul, Brazil. **Iheringia**, v. 63, n. 1, p. 103-114, 1983.

BUCKUP, P. A.; MENEZES, N. A.; GHAZZI, M. S. **Catálogo das espécies de peixes de água doce do Brasil**. Rio de Janeiro: Museu Nacional., 2007, 195 p.

CARVALHO, F. R.; MALABARBA, L. R.; LENZ, A. J.; FUKAKUSA, C.; GUIMARAES, T. R.; SANABRIA, J. A.; MORAIS, A. Ictiofauna da Estação Experimental Agrônômica da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, sul do Brasil: composição e diversidade. **Revista Brasileira de Biociências**, v. 10, n. 1, p. 26-47, 2012.

CENI, G.; VIEIRA, J. P. Looking through a dirty glass: how different can the characterization of a fish fauna be when distinct nets are used for sampling? **Zoologia**, v. 30, n. 5, p. 499-505, 2013.

CONNOR, E. F.; SIMBERLOFF, D. The Assembly of Species Communities: Chance or Competition? **Ecology**, v. 60, n. 6, p. 1132-1140, 1979.

CORRÊA, F.; OLIVEIRA, E. F.; TUCHTENHAGEN, T.; POUHEY, J.; PIEDRAS, S. Ichthyofauna of the hydrographic basin of the Chasqueiro Stream (Mirim Lagoon system, southern Brazil): generating subsidies for conservation and management. **Biota Neotropica**, v. 15, n. 4, p. 1-14, 2015.

DORMANN, C. F.; STRAUSS, R. A method for detecting modules in quantitative bipartite networks. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 5, n. 1, p. 90-98, 2014.

DUNNE, J. A.; LAFFERTY, K. D.; DOBSON, A. P.; HECHINGER, R. F.; KURIS, A. M.; MARTINEZ, N. D.; MCLAUGHLIN, J. P.; MOURITSEN, K. N.; POULIN, R.; REISE, K.; STOUFFER, D. B.; THIELTGES, D. W.; WILLIAMS, R. J.; ZANDER, C. D. Parasites affect food web structure primarily through increased diversity and complexity. **PLoS Biology**, v. 11, n. 6, p. e1001579, 2013.

ELTON, C. S. 1927. **Animal ecology**. Sidgwick & Jackson, London.

GARCEZ, D. S.; BOTERO, J. I. S. Comunidades de pescadores artesanais no estado do Rio Grande do Sul, Brasil. **Revista Atlântica**, v. 27, n. 1, p. 17-29, 2005.

GARCIA, A. M.; BEMVENUTI, M. A.; VIEIRA, J.P.; MARQUES, D. M. L. M.; BURNS, M. D. M. ; MORESCO, A.; CONDINI, M. V. Checklist comparison and dominance patterns of the fish fauna at Taim Wetland, South Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 4, n. 2, p. 261-268, 2006a.

GARCIA, A. M.; HOEINGHAUS, D. J.; VIEIRA, J. P.; WINEMILLER, K. O.; MARQUES, D. M. L. M.; BEMVENUTI, M. A. Preliminary examination of food web structure of Nicola Lake (Taim Hydrological System, south Brazil) using dual C and N stable isotope analyses. **Neotropical Ichthyology**, v. 4, n. 2, p. 279-284, 2006b.

GOTELLI, N. J. Null model analysis of species co-occurrence patterns. **Ecology**, v. 81, n. 9, p. 2606-2621, 2000.

GOTELLI, N. J.; McCABE, D. J. Species co-occurrence: A meta-analysis of J. T. Diamond's assembly rules model. **Ecology**, v. 83, n. 8, p. 2091-2096, 2002.

GOTELLI, N. J.; ROHDE, K. Co-occurrence of ectoparasites of marine fishes: a null model analysis. **Ecology Letters**, v. 5, n. 1, p. 86-94, 2002.

GROSSER, K. M.; KOCH, W. R. & DRUGG-HAHN, S. Ocorrência e distribuição de peixes na estação ecológica do Taim, Rio Grande do Sul, Brasil, (Pisces, Teleostomi). **Iheringia**, v. 77, p. 89-98, 1994.

GUIMERÀ, R.; AMARAL, L. A. N. Functional cartography of complex metabolic networks. **Nature**, v. 433, n. 7587, p. 895-900, 2005.

GUIMERÀ, R.; STOUFFER, D. B.; SALES-PARDO, M.; LEICHT, E. A.; NEWMAN, M. E. J.; AMARAL, L. A. N. Origin of compartmentalization in food webs. **Ecology**, v. 91, n. 10, p. 2941-2951, 2010.

KOTZIAN, H.; MOTTA-MARQUES, D. M. L. Lagoa Mirim e a convenção Ramsar: um modelo para a ação transfronteiriça na conservação de recursos hídricos. **Revista de Gestão de Água da América Latina**, v. 1, n. 2, p. 101-111, 2004.

LÉVÊQUE, C.; OBERDORFF, T.; PAUGY, D.; STIASSNY, M. L. J.; TEDESCO, P. A. Global diversity of fish (Pisces) in freshwater. **Hydrobiologia**, v. 595, n. 1, p. 545-567, 2008.

LOWE-McCONNELL, R. H. **Estudos ecológicos em comunidades de peixes tropicais**. São Paulo, EDUSP., 1999, 534 p.

MENEZES, N. A. **Methods for assessing freshwater fish diversity**. In: BICUDO, C. E. M. & MENEZES, N. A. (Eds.). Biodiversity in Brazil. São Paulo: CNPq., 1996, p. 289-295.

MONTOYA, D.; YALLOP, M. L.; MEMMOTT, J. Functional group diversity increases with modularity in complex food webs. **Nature Communications**, v. 6, n. 7379, p. 1-9, 2015.

MOUCHET, M. A.; BURNS, M. D. M.; GARCIA, A. M.; VIEIRA, J. P.; MOUILLOT, D. Invariant scaling relationship between functional dissimilarity and co-occurrence in fish assemblages of the Patos Lagoon estuary (Brazil): environmental filtering consistently overshadows competitive exclusion. **Oikos**, v. 122, n. 2, p. 247-257, 2013.

MOURA, R. S. T.; HENRY-SILVA, G. G. Limnological characteristics of a hydrographic basin of the Brazilian semiarid region. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 27, n. 1, p. 51-59, 2015.

NEWMAN, M. E. J. Scientific collaboration networks. II. Shortest paths, weighted networks, and centrality. **Physical Review**, v. 64, n. 1, p. 016132, 2001.

OLIVEIRA, E. F.; MINTE-VERA, C. V.; GOULART, E. Structure of fish assemblages along spatial gradients in a deep subtropical reservoir (Itaipu Reservoir, Brazil-Paraguay border). **Environmental Biology of Fishes**, v. 72, n. 3, p. 283-304, 2005.

ORTEGA, J. C. G.; DIAS, R. M.; PETRY, A. C.; OLIVEIRA, E. F.; AGOSTINHO, A. A. Spatio-temporal organization patterns in the fish assemblages of a Neotropical floodplain. **Hydrobiologia**, v. 745, n. 1, p. 31-41, 2015.

PASCUAL, M.; DUNNE, J. A. (eds). **Ecological networks: linking structure to dynamics in food webs**. Oxford University Press, New York., 2006, 386 p.

PIDWIRNY, M. 2006. **The Drainage Basin Concept**. Fundamentals of Physical Geography, 2nd.

PIEDRAS, S. R. N.; POUHEY, J. L. O. F. 2005. Alimentação do peixe-rei (*Odontesthes bonariensis*, Atherinopsidae) nas lagoas Mirim e Mangueira, Rio Grande do Sul, Brasil. **Iheringia**, v. 95, n. 2, p. 117-120, 2005.

PIMM, S. L. **Food Webs**. Chapman & Hall, London., 1982, 219 p.

POWER, M. E.; HOLOMUZKI, J. R.; LOWE, R. L. Food webs in Mediterranean rivers. **Hydrobiologia**, v. 719, n. 1, p. 119-136, 2013.

RAMOS-JILIBERTO, R.; VALDOVINOS, F. S.; ARIAS, J.; ALCARAZ, C.; GARCÍA-BERTHOU, E. A. network-based approach to the analysis of ontogenetic diet shifts: An example with an endangered, small-sized fish. **Ecological Complexity**, v. 8, n. 1, p. 123-129, 2011.

REIS, R. E.; KULLANDER, S. O.; FERRARIS, JR. C. J. **Checklist of the freshwater fishes of South and Central America**. Porto Alegre: EDIPUCRS., 2003, 742 p.

ROACH, K. A.; WINEMILLER, K. O.; DAVIS, S. E. Autochthonous production in shallow littoral zones of five floodplain rivers: effects of flow, turbidity, and nutrients. **Freshwater Biology**, v. 59, n. 6, p. 1278-1293, 2014.

RODRIGUES, F. L.; BEMVENUTI, M. A. Hábito alimentar e osteologia da boca do peixe-rei, *Odontesthes humensis* de Buen (Atheriniformes, Atherinopsidae) na Lagoa Mirim, Rio Grande do Sul, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 18, n. 3, p. 793-802, 2001.

SCHAEFER, S. A. **Conflict and resolution: Impact of new taxa on phylogenetic studies of the neotropical cascudinhos (Siluriformes: Loricariidae)**. pp. 375-400. In: MALABARBA, L. M., REIS, R. E., VARI, R. P., LUCENA, C. A. S., LUCENA, Z. M. S. (eds.); Phylogeny and Classification of Neotropical Fishes, Edipucrs, Porto Alegre., 1998, 603 p.

SCHREIBER, F. **Graph Theory**. In Analysis of Biological Networks. JUNKER, B. H.; SCHREIBER, F. eds., Wiley Interscience, Hoboken., 2008, p. 15-28.

SILVA, M. D. **Abordagem metodológica para caracterização, diagnóstico e planejamento ambiental de bacias hidrográficas: análise preliminar da Bacia do Rio Piratini - L40/RS**. In: Filippini Alba, J.M. (Org.). Sustentabilidade

Socioambiental da Bacia da Lagoa Mirim. 1ed. Pelotas: Embrapa Clima Temperado., 2010, p. 52-59.

SONDOTÉCNICA, S. A. **Distrito de Irrigação do Arroio Chasqueiro**. Sumário. Estudo realizado para a SUDESUL-MI., 1976, 46 p.

VANNOTE, R. L.; MINSHALL, G. W.; CUMMINGS, K. W.; SEDELL, J. R.; CUSHING, C. E. The River Continuum Concept. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences** v. 37, n. 1, p. 130-137, 1980.

WILLIAMS, R. J.; MARTINEZ, N. D. Limits to trophic level and omnivory in complex food webs: theory and data. **The American Naturalist**, v. 163, p. 458-468, 2004.

WINEMILLER, K. O. Spatial and temporal variation in tropical fish trophic networks. **Ecological Monographs**, v. 60, n. 3, p. 331-367, 1990.

WINEMILLER, K. O.; MCINTYRE, P. B.; CASTELLO, L.; FLUET-CHOUINARD, E.; GIARRIZZO, T.; NAM, S.; BAIRD, I. G.; DARWALL, W.; LUJAN, N. K.; HARRISON, I.; STIASSNY, M. L. J.; SILVANO, R. A. M.; FITZGERALD, D. B.; PELICICE, F. M.; AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.; ALBERT, J. S.; BARAN, E.; PETRERE JR., M.; ZARFL, C.; MULLIGAN, M.; SULLIVAN, J. P.; ARANTES, C. C.; SOUSA, L. M.; KONING, A. A.; HOEINGHAUS, D. J.; SABAJ, M.; LUNDBERG, J. G.; ARMBRUSTER, J.; THIEME, M. L.; PETRY, P.; ZUANON, J.; TORRENTE VILARA, G.; SNOEKS, J.; OU, C.; RAINBOTH, W.; PAVANELLI, C. S.; AKAMA, A.; VAN SOESBERGEN, A.; SÁENZ, L. Balancing hydropower and biodiversity in the Amazon, Congo, and Mekong. **Science**, v. 351, n. 6269, p. 128-129, 2016.

3. Capítulo 1

Ictiofauna da bacia hidrográfica do Arroio Chasqueiro (sistema da Lagoa Mirim, sul do Brasil): gerando subsídios para conservação e plano de manejo local

3.1 Introdução

O conhecimento acerca das espécies de peixes que colonizam uma determinada bacia hidrográfica é o primeiro passo para gerar informações sobre a estrutura da assembleia local. De fato, os estudos que organizam listas de espécies são fundamentais como o ponto de partida para futuros trabalhos sobre a bioecologia dos peixes em ambientes pouco estudados (SCHIFINO et al., 2004; VASKE et al., 2005). Em razão dos peixes de água doce estarem limitados em determinados sistemas hidrográficos, esses trabalhos fornecem importantes informações sobre os padrões de distribuição geográfica das espécies. Cabe salientar que esses padrões são resultado de um conjunto de fatores históricos, físicos, químicos e biológicos que estabelecem a estrutura e dinâmica atual das diferentes assembleias de peixes (OLIVEIRA & GOULART, 2000; LÉVEQUÊ et al., 2008; VIZENTIN-BUGONI et al., 2014).

A região Neotropical apresenta a maior diversidade de espécies peixes de água doce do mundo, com estimativas de até aproximadamente 8.000 espécies (SCHAEFER, 1998; LÉVEQUÊ et al., 2008; ALBERT & REIS, 2011). No entanto, essa rica fauna vem sendo diretamente afetada nos últimos 50 anos, principalmente pelo crescimento populacional urbano (PENDLETON et al., 2014). Vale destacar que outros fatores, tais como, introdução de espécies exóticas (VITULE, 2012), poluição e desmatamento (CARVALHO et al., 2012), barramentos de ecossistemas aquáticos (BURNS et al., 2006) e pesca predatória contribuem expressivamente para o declínio da riqueza de espécies de peixes. Entre os países que formam a região Neotropical, o Brasil apresenta cerca de 2.500 espécies de peixes em seus sistemas hídricos dulcícolas (REIS et al., 2003; BUCKUP et al., 2007), o que está relacionado com a ampla diversidade de sistemas aquáticos

ocorrentes em seus diferentes biomas. No extremo sul do Brasil, eventos de transgressão e regressão originaram o maior complexo lagunar da América do Sul, formado pela Laguna dos Patos e Lagoa Mirim, que juntas compreendem uma área com cerca de 14.000 km² (VILLWOCK, 1987). A ligação entre ambas se dá pelo canal São Gonçalo, com 75 km de comprimento total, entre 200 a 500m de largura, 6m de profundidade e fluxo hídrico em ambos os sentidos (BURNS et al., 2006). Vale destacar que em 1977 foi construída no canal uma barragem-eclusa com a finalidade de impedir a entrada de água salina para a região da Lagoa Mirim, sendo essa lagoa o principal recurso hídrico utilizado para agricultura, principalmente para o cultivo de arroz (BURNS et al., 2006; MOUCHET et al., 2012).

O sistema hidrográfico da Lagoa Mirim é formado por um complexo de bacias hidrográficas que apresenta um total de 22 bacias e compartilham águas entre os países do Brasil e Uruguai, revelando ampla heterogeneidade e complexidade ambiental. No entanto, ainda há uma forte carência de estudos sobre o conhecimento da ictiofauna ocorrente em sub-bacias localizadas no extremo sul do Brasil, com destaque apenas para a Estação Ecológica do Taim (ver GARCIA et al., 2006). Na literatura sobre a ictiofauna da Lagoa Mirim existem trabalhos que destacam a pesca artesanal (GARCEZ & BOTERO, 2005), comparações de métodos de coletas (CENI & VIEIRA, 2013), alimentação de peixe-rei (RODRIGUES & BEMVENUTI, 2001; PIEDRAS & POUHEY, 2005) e taxonomia (BEMVENUTI, 1995; BUCKUP, 1997). Nesse contexto, o presente estudo descreve a assembleia de peixes da bacia hidrográfica do Arroio Chasqueiro, parte integrante do sistema da Lagoa Mirim, com o intuito de fornecer subsídios para o avanço do conhecimento sobre a ictiofauna, bem como para a formulação de protocolo de ação visando à conservação desse sistema.

3.2 Material e Métodos

3.2.1 Área de estudo

Na região ocidental do sistema hidrográfico da Lagoa Mirim está localizada a bacia hidrográfica do arroio Chasqueiro (BHAC), município de Arroio Grande, localizado no extremo sul do Brasil (31°6'51"S/50°5'17"O) (Figura 1). A área caracteriza-se pela presença de planícies com solos hidromórficos. Apresenta um clima subtropical (segundo Köppen), com precipitações médias anuais variando entre 1.200 a 1.450 mm. As temperaturas médias mensais variam entre 25°C nos

meses mais quentes a 11°C nos meses frios, com valores absolutos extremos entre -8° e 44°C. A BHAC é formada por dois arroios principais (Chasqueiro e Chasqueirinho) e um reservatório. A área a montante do reservatório apresenta 248.42 km², formada pelas bacias do arroio Chasqueiro com 114.84 km² e do arroio Chasqueirinho com 133.58 km². O reservatório do Chasqueiro apresenta uma superfície com 1.800 ha, sendo utilizado principalmente para a monocultura de arroz (SONDOTÉCNICA, 1976), onde iniciou suas atividades em 1983. Foram estabelecidos seis pontos de amostragem ao longo da BHAC: montante - pontos 1 (arroio Chasqueiro) e 2 (arroio Chasqueirinho); jusante - pontos 3 e 4 (arroio Chasqueiro); reservatório do Chasqueiro - pontos 5 e 6 (Figura 2). As descrições dos pontos estabelecidos estão apresentadas na tabela 1.

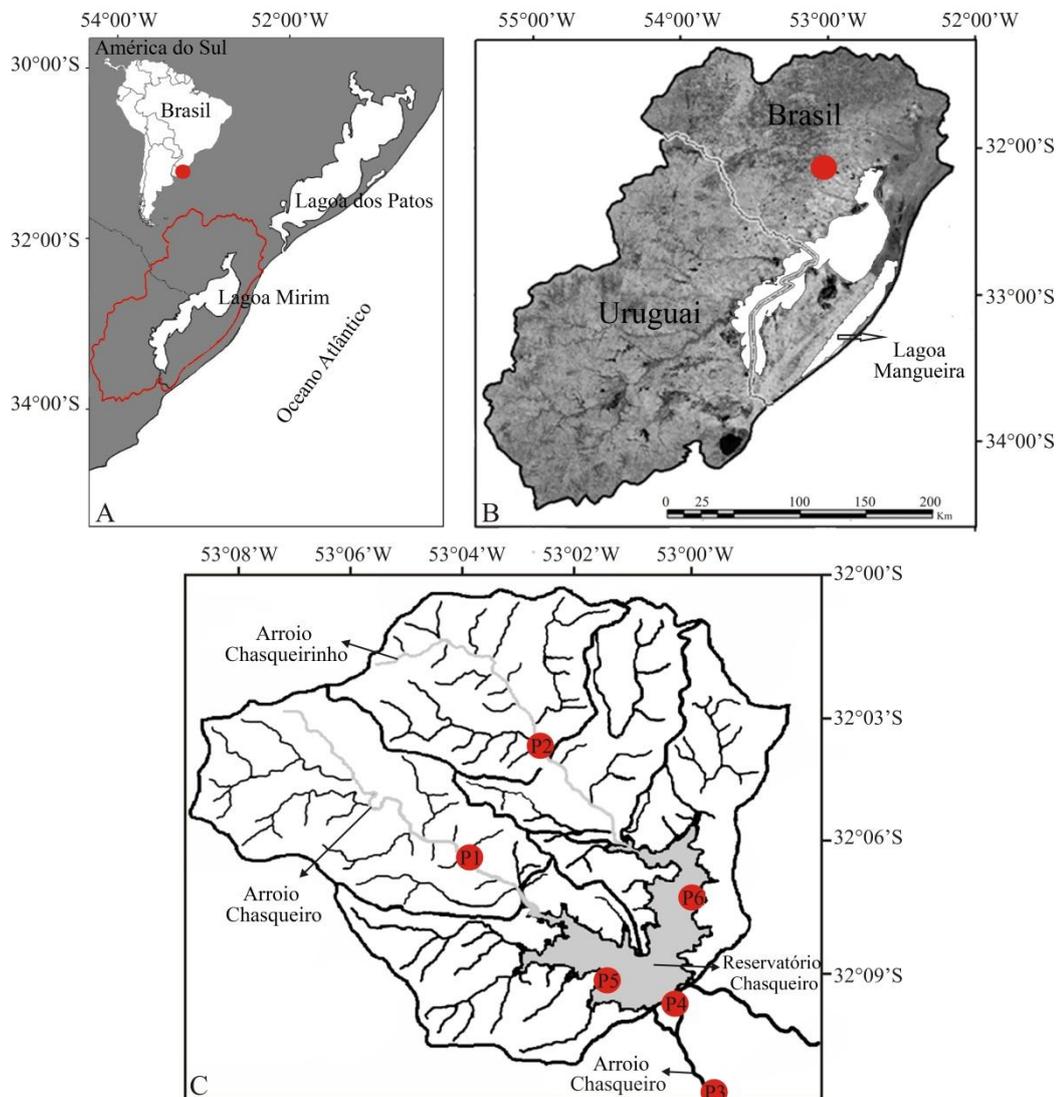


Figura 1: Área de estudo, mostrando América do Sul com os países Brasil e Uruguai, delimitação do sistema da Lagoa Mirim (linha vermelho) (A), localização da bacia hidrográfica do Arroio Chasqueiro (ponto vermelho) (B) e os pontos de amostragem, 1 e 2 (montante) , 3 e 4 (jusante), 5 e 6 (reservatório) (C).

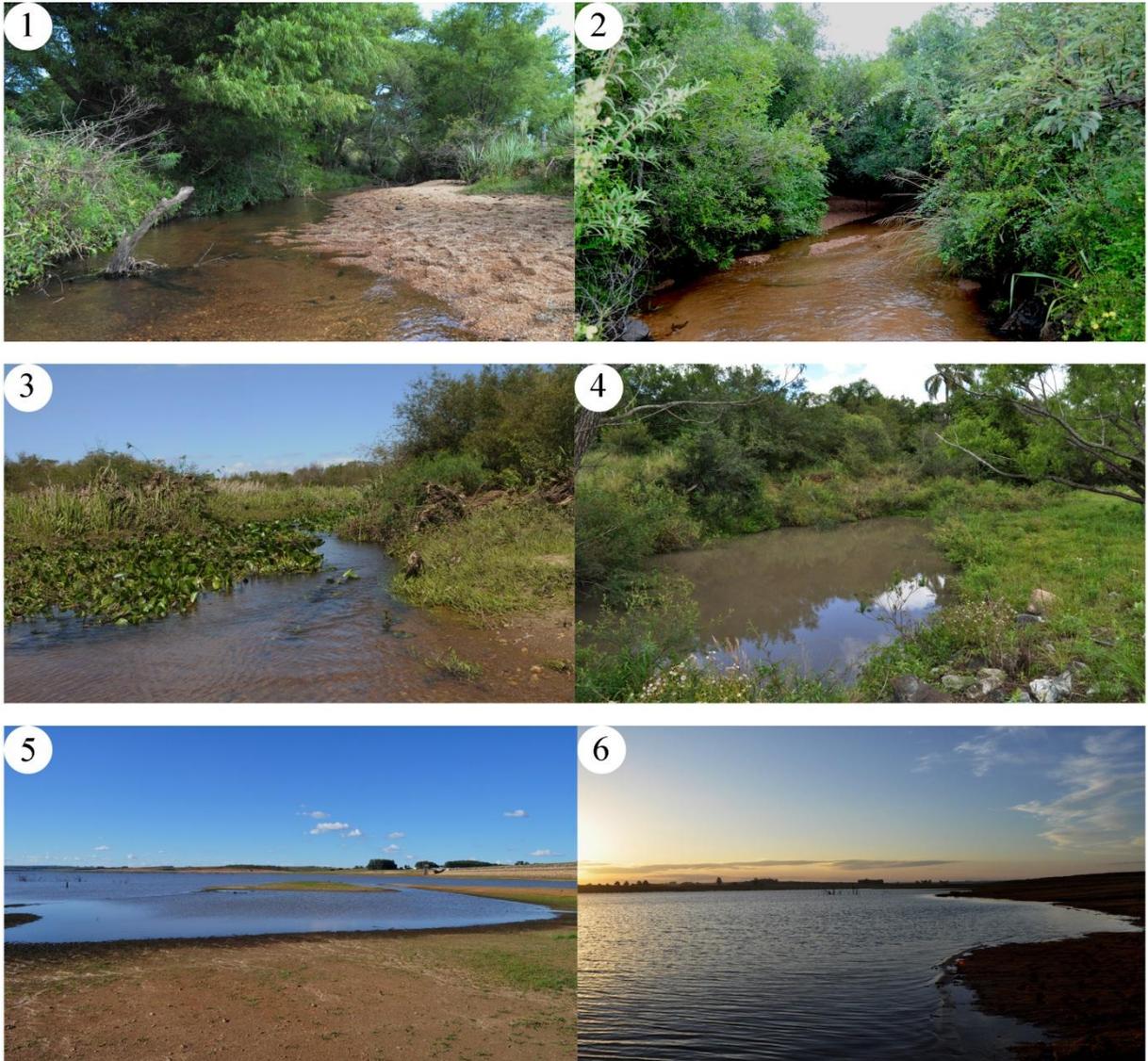


Figura 2: Fotografia dos pontos de amostragem 1 e 2 (a montante), 3 e 4 (jusante), 5 e 6 (reservatório), da bacia hidrográfica do Arroio Chasqueiro, município de Arroio Grande, Rio Grande do Sul.

Tabela 1: Descrição dos pontos amostrais, estabelecidos na bacia hidrográfica do Arroio Chasqueiro, município de Arroio Grande, Rio Grande do Sul, Brasil.

Pontos amostrais	Biótopos	Características gerais	Substrato	Coordenadas
Ponto 1	Montante	As margens possuem vegetação de campo antrópico utilizado como pastagens. Em alguns trechos ocorrem indivíduos herbáceos, arbustos e arbóreos como, por exemplo, <i>Eryngium</i> spp., <i>Baccharis</i> spp. <i>Salix umboldtiana</i> , respectivamente. Ocorre pouco sombreamento sobre a lâmina de água, além de locais com assoreamento. Possui uma largura média de 7.92m e uma profundidade média de 29.07cm. Apresentam locais com pouca correnteza e remanso.	O substrato é constituído por 97,93% de areia, 1,60% de argila e 0,47% de silte. E presença de matações de atividades antrópicas.	32° 07' 43.97"S 53° 03' 48.03"W
		Ambas as margens com vegetação arbórea. Presença de moitas com espécies herbáceas enraizadas no leito do riacho. Ocorre um sombreamento em torno de 80% da lâmina de água. Margem esquerda com assoreamento no leito do curso. Apresenta uma largura média de 7.55m e uma profundidade média de 43.79cm. Apresentam locais com pouca correnteza e remanso.	Predominância de areia com 99,93%, seguido de argila 0,62% e silte 0,15%. Com ocorrência de matações oriundas de atividades antrópicas	32° 06' 05.89"S 53° 03' 50.94"W
Ponto 3	Jusante	Nas margens possui vegetação características de áreas alagadas. Presença de macrófitas aquáticas livres e flutuantes como, por exemplo, <i>Eichhornia crassipes</i> e enraizadas entre elas <i>Polygonum punctatum</i> . Grupos de indivíduos arbóreos e arbustivos em ambas as margens como, por exemplo, <i>Mimosa</i> sp. Sua largura média e de 6.15m com uma profundidade de 31.95cm, apresenta locais com correnteza e predominância de locais de remanso.	Substrato com 90,67% constituído de areia, 8,10% de argila e 1,23% de silte.	32° 12' 11.08"S 52° 58' 29.70"W
Ponto 4		Em ambas as margens ocorrem uma predominância de vegetação graminóide. Parte posterior da margem esquerda com presença de estrato arbóreo. Presença de macrófitas aquáticas flutuantes. Possui sombreamento da lâmina de água entorno de 50%. Apresenta uma largura média de 5.03m e uma profundidade média de 66.67cm, local essencialmente de remanso.	Ocorre uma predominância de areia com 90,53%, seguido de silte com 5,55% e argila com 3,92%.	32° 09' 55.73"S 53° 00' 39.46"W
Ponto 5	Reservatório	Margens de campos antrópicos com predominância de gramíneas utilizada para pastagem.	O local possui um substrato com predominância de areia 73,60%, seguido de argila 14,02% e silte com 12,38%. E locais com ocorrência de matações.	32° 10' 05.09"S 53° 01' 26.53"W
Ponto 6		Possui em suas margens campos antrópicos constituídos por gramíneas utilizados para pastagem.	O substrato com predominância de areia 73,50%, seguido de argila 14,02% e silte com 12,48%. Ocorrem locais com fundo lodoso.	32° 08' 59.69"S 53° 00' 31.16"W

3.2.2 Coleta de peixes e análise de dados

Os peixes foram coletados durante o período de um ano entre os meses de agosto/2012 a julho/2013 (SISBIO/n. 34389-1). Devido a diversidade de habitats estudada (arroyo, banhado e reservatório), não foi possível manter um esforço padronizado para todos os pontos, sendo necessário empregar diversos artefatos de coletas, assumindo que o uso desse conjunto de aparelhos de pesca aumentou a eficiência da amostragem. Os artefatos utilizados foram: a) rede de emalhar, com 75 m de comprimento e malhas de 10, 20, 30, 40 e 50 mm entre nos-adjacentes, submersa por um período de 24h, com despesca de 12h, sendo estas utilizadas no reservatório com profundidade entre 1,0 e 2,5 m, a fim de capturar os indivíduos de maior porte (> 200 mm); b) rede de arrasto, com 5 m de comprimento, 2,25 m de altura e malha de 5 mm entre nos-adjacentes, empregada na zonas litorânea do reservatório e a jusante, sendo efetuados cinco arrasto em cada local por coleta; c) puçá com malha de 5 mm, abertura de 35 cm de largura e 50 cm de comprimento, utilizado a montante e jusante em áreas com e sem vegetação, com um esforço de 30 minutos de atividade empregado em locais com profundidade entre 10 cm a 1 metro e d) duas peneiras confeccionadas com malha de 5 mm, com 80 cm de largura e 160 cm de comprimento, sendo empregada nos pontos a montante e jusante, com um esforço de 15 minutos em cada local por mês. Os peixes coletados foram condicionados em sacos plásticos, etiquetados e fixados em formol 10%, posteriormente levados ao laboratório onde foram transferidos para álcool 70%. Os exemplares foram identificados com bibliografia especializada e quando necessário foram consultados especialistas (UFRGS e GEPPA) para a confirmação das espécies. Os exemplares testemunhos foram depositados na coleção ictiológica da Universidade Federal do Rio Grande (FURG). Para cada ponto amostral foi calculado o número de espécies, o índice de diversidade de *Shannon-Wiener* e o índice de *Equitabilidade de Pielou*, utilizando o pacote estatístico PAST (*PA*laeontological *S*Tatistics, HAMMER et al., 2013)

4. Resultados

Um total de 22853 indivíduos foram coletados, distribuídos em 83 espécies, 20 famílias e oito ordens (Tabela 2). As duas espécies com maior número de indivíduos capturados foram *Bryconamericus iheringii* (2904; 12,71%) e *Cheirodon ibicuiensis* (2868; 12,55%). Quando os dados das ordens foram comparados entre os diferentes biótopos (a montante, a jusante e reservatório), Characiformes e Siluriformes foram as mais representativas em termos de abundância e riqueza (Tabela 2; Figura 3).

Onze espécies comuns a cada local de coleta foram identificados entre os biótopos: a montante, a jusante e o reservatório: seis espécies de Characiformes (*Astyanax eigenmanniorum*, *Bryconamericus iheringii*, *Cheirodon ibicuiensis*, *Cheirodon interruptus*, *Cyanocharax alburnus* e *Hyphessobrycon luetkenii*), três de Siluriformes (*Corydoras paleatus*, *Pimellodela australis* e *Homodiaetus anisitsi*), e duas Perciformes (*Gymnogeophagus gymnogenys* e *Crenicichla lepidota*). Estas espécies encontram-se ilustrados na Figura 4.

Tabela 2: Lista das espécies de peixes coletados na bacia hidrográfica do Arroio Chasqueiro, município de Arroio Grande, Rio Grande do Sul.

Ordem/Família/Espécies	N°	Montante		Jusante		Reservatório		N° tombo
		S1	S2	S3	S4	S5	S6	
Clupeiformes								
Clupeidae								
<i>Platanichthys platana</i> (Regan, 1917)	1	X			X	X	X	0043
Characiformes								
Acestrorhynchidae								
<i>Acestrorhynchus pantaneiro</i> Menezes, 1992	2				X			0061
Characidae								
<i>Astyanax dissensus</i> (Lucena et al. 2013)	3			X				0063
<i>Astyanax laticeps</i> (Cope, 1894)	4	X	X		X			0064
<i>Astyanax eigenmanniorum</i> (Cope, 1894)	5	X	X	X	X	X	X	0003
<i>Astyanax aff. fasciatus</i> (Cuvier, 1819)	6			X	X	X	X	0008
<i>Astyanax henseli</i> Melo & Buckup, 2006	7			X	X	X		0005
<i>Astyanax jacuhiensis</i> (Cope, 1894)	8			X	X		X	0018
<i>Astyanax</i> spp. Messner, 1962	9			X				0062
<i>Bryconamericus iheringii</i> (Boulenger, 1887)	10	X	X	X	X	X	X	0034
<i>Charax stenopterus</i> (Cope, 1894)	11			X	X	X	X	0009
<i>Cheirodon ibicuiensis</i> Eigenmann, 1915	12	X	X	X	X	X	X	0054
<i>Cheirodon interruptus</i> (Jenyns, 1842)	13	X	X	X	X	X	X	0024
<i>Cyanocharax alburnus</i> (Hensel, 1870)	14	X	X	X	X	X	X	0015
<i>Diapoma speculiferum</i> Cope, 1894	15				X			0074
<i>Heterocheirodon jacuiensis</i> Malabarba & Bertaco, 1999	16	X		X	X	X	X	0049
<i>Hyphessobrycon boulengeri</i> (Eigenmann, 1907)	17	X		X	X			0052

<i>Hyphessobrycon igneus</i> Miquelarena, Menni, López & Casciotta, 1980	18			X	X			0081
<i>Hyphessobrycon luetkenii</i> (Boulenger, 1887)	19	X	X	X	X	X	X	0007
<i>Hyphessobrycon meridionalis</i> Ringuelet, Miquelarena & Menni, 1978	20			X	X			0019
<i>Macropsobrycon uruguayanae</i> Eigenmann, 1915	21			X				0050
<i>Mimagoniates inaequalis</i> Eigenmann, 1911	22	X	X					0047
<i>Oligosarcus jenynsii</i> (Günther, 1864)	23			X	X	X	X	0059
<i>Oligosarcus robustus</i> Menezes, 1969	24			X	X	X	X	0028
<i>Pseudocorynopoma doriae</i> Perugia, 1891	25	X	X	X	X	X		0011
Crenuchidae								
<i>Characidium orientale</i> Buckup & Reis, 1997	26	X	X	X	X			0033
<i>Characidium pterostictum</i> Gomes, 1947	27	X	X					0037
<i>Characidium rachovii</i> Regan, 1913	28			X	X			0016
<i>Characidium tenue</i> (Cope, 1894)	29	X		X	X			0022
Curimatidae								
<i>Cyphocharax saladensis</i> (Meinken, 1933)	30			X	X			0077
<i>Cyphocharax spilotos</i> (Vari, 1987)	31			X	X			0044
<i>Cyphocharax voga</i> (Hensel, 1864)	32	X		X	X	X	X	0001
<i>Steindachnerina biornata</i> (Braga & Azpelicueta, 1987)	33			X	X			0083
Erythrinidae								
<i>Hoplias aff. malabaricus</i> (Bloch, 1794)	34			X	X	X	X	0029
Siluriformes								
Auchenipteridae								
<i>Trachelyopterus lucenai</i> Bertoletti, Pezzi da Silva & Pereira, 1995	35			X	X			0041
Callichthyidae								
<i>Corydoras paleatus</i> (Jenyns, 1842)	36	X	X	X	X	X	X	0030
<i>Callichthys callichthys</i> (Linnaeus, 1758)	37			X				0026
Heptapteridae								
<i>Heptapterus mustelinus</i> (Valenciennes in d'Orbigny, 1835)	38	X	X	X				0035
<i>Pimelodella australis</i> Eigenmann, 1917	39	X	X	X	X	X	X	0012
<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	40			X	X	X	X	0084
Loricariidae								
<i>Ancistrus brevipinnis</i> (Regan, 1904)	41		X			X	X	0067
<i>Hisonotus armatus</i> (Carvalho et al. 2008)	42			X	X			0040
<i>Hisonotus</i> spp.	43			X				0068
<i>Hisonotus taimensis</i> (Buckup, 1981)	44			X				0069
<i>Hisonotus cf. notopagos</i> Carvalho & Reis, 2011	45			X	X			0065
<i>Hisonotus laevior</i> Cope, 1894	46	X	X	X	X			0039
<i>Hisonotus nigricauda</i> (Boulenger, 1891)	47	X	X	X	X	X		0076
<i>Hypostomus commersoni</i> Valenciennes, 1836	48	X	X			X	X	0014
<i>Loricariichthys anus</i> (Valenciennes, 1836)	49	X				X	X	0045
<i>Otothyris rostrata</i> Garavello, Britski & Schaefer, 1998	50			X				0066
<i>Otocinclus flexilis</i> Cope, 1894	51	X		X				0010
<i>Rineloricaria baliola</i> Rodriguez & Reis, 2008	52	X	X	X	X			0056
<i>Rineloricaria cadeae</i> (Hensel, 1868)	53	X	X	X	X			0021
<i>Rineloricaria longicauda</i> Reis, 1983	54	X	X	X	X			0057
<i>Rineloricaria microlepidogaster</i> (Regan, 1904)	55	X	X	X	X			0006
<i>Rineloricaria strigilata</i> (Hensel, 1868)	56	X	X					0070
Pseudopimelodidae								

<i>Microglanis cottoides</i> (Boulenger, 1891)	57	X	X	X	X			0023
Trichomycteridae								
<i>Homodiaetus anisitsi</i> Eigenmann & Ward, 1907	58	X	X	X	X	X	X	0048
<i>Scleronema</i> cf. <i>angustirostris</i> (Davincenzi, 1942)	59	X	X	X				0032
Aspredinidae								
<i>Pseudobunocephalus iheringii</i> (Boulenger 1891)	60	X	X	X	X			0038
Pimelodidae								
<i>Parapimelodus nigribarbis</i> (Boulenger, 1889)	61					X	X	0025
<i>Pimelodus pintado</i> Azpelicueta, Lundberg & Loureiro, 2008	62			X				0058
Gymnotiformes								
Gymnotidae								
<i>Gymnotus pantherinus</i> (Steindachner, 1908)	63		X					0072
<i>Gymnotus</i> aff. <i>carapo</i> Linnaeus, 1758	64			X				0027
Hypopomidae								
<i>Brachyhypopomus bombilla</i> (Loureiro & Silva, 2006)	65			X				0042
<i>Brachyhypopomus draco</i> Giora, Malabarba & Crampton, 2008	66			X				0082
<i>Brachyhypopomus gauderio</i> Giora & Malabarba, 2009	67			X	X			0075
Sternopygidae								
<i>Eigenmannia trilineata</i> López & Castello, 1966	68				X			0060
Cyprinodontiformes								
Anablepidae								
<i>Jenynsia multidentata</i> (Jenyns, 1842)	69	X	X	X		X	X	0013
<i>Jenynsia onca</i> (Lucinda, Reis & Quevedo, 2002)	70	X						0080
Poeciliidae								
<i>Cnesterodon decemmaculatus</i> (Jenyns, 1842)	71			X	X			0053
<i>Phalloceros caudimaculatus</i> (Hensel, 1868)	72	X	X	X	X			0017
<i>Phalloceros</i> spp.	73			X				0071
<i>Phalloptychus iheringii</i> (Boulenger, 1889)	74			X				0073
Atheriniformes								
Atherinopsidae								
<i>Odontesthes</i> spp.	75					X	X	0046
Synbranchiformes								
Synbranchidae								
<i>Synbranchus</i> aff. <i>marmoratus</i> Bloch, 1785	76	X	X	X				0031
Perciformes								
Cichlidae								
<i>Australoheros acaroides</i> (Hensel, 1870)	77			X	X			0036
<i>Cichlasoma portalegrense</i> (Hensel, 1870)	78			X				0055
<i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	79	X		X	X	X	X	0004
<i>Gymnogeophagus gymnogenys</i> Hensel, 1870	80	X	X	X	X	X	X	0020
<i>Gymnogeophagus rhabdotus</i> Hensel, 1870	81	X		X	X	X		0002
<i>Crenicichla lepidota</i> Heckel, 1840	82	X	X	X	X	X	X	0078
<i>Crenicichla punctata</i> Hensel, 1870	83				X	X	X	0079
Riqueza de espécies	47	33	67	53	31	28		
Equitabilidade_J	0,71	0,64	0,75	0,72	0,60	0,63		
Shannon_H	2,57	2,22	3,00	2,83	2,04	2,09		

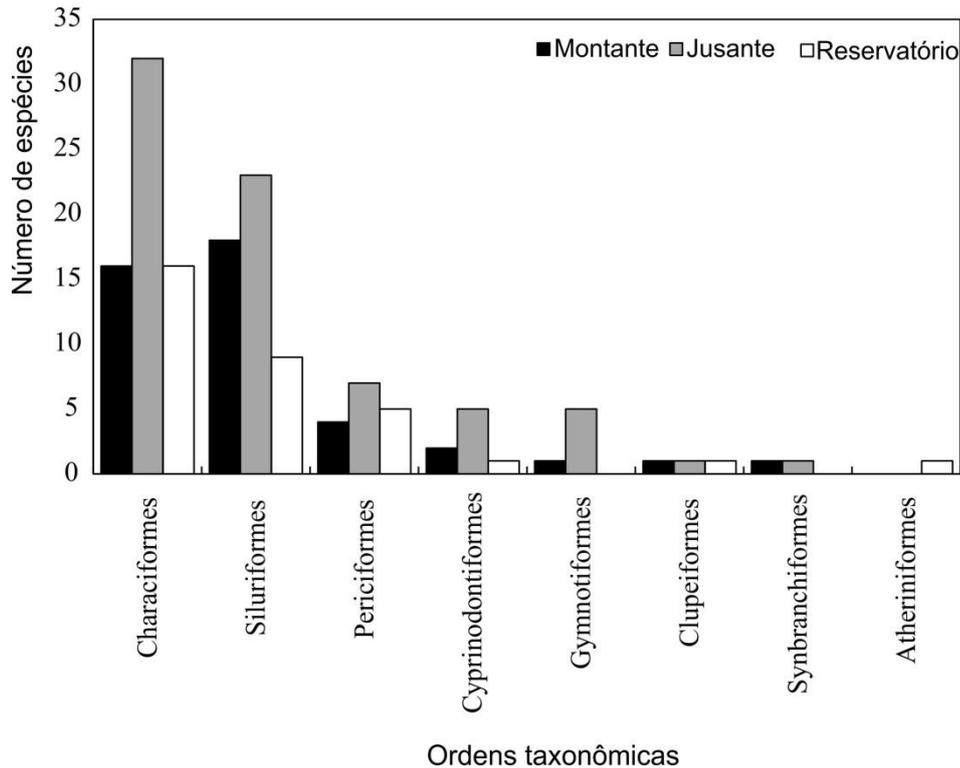
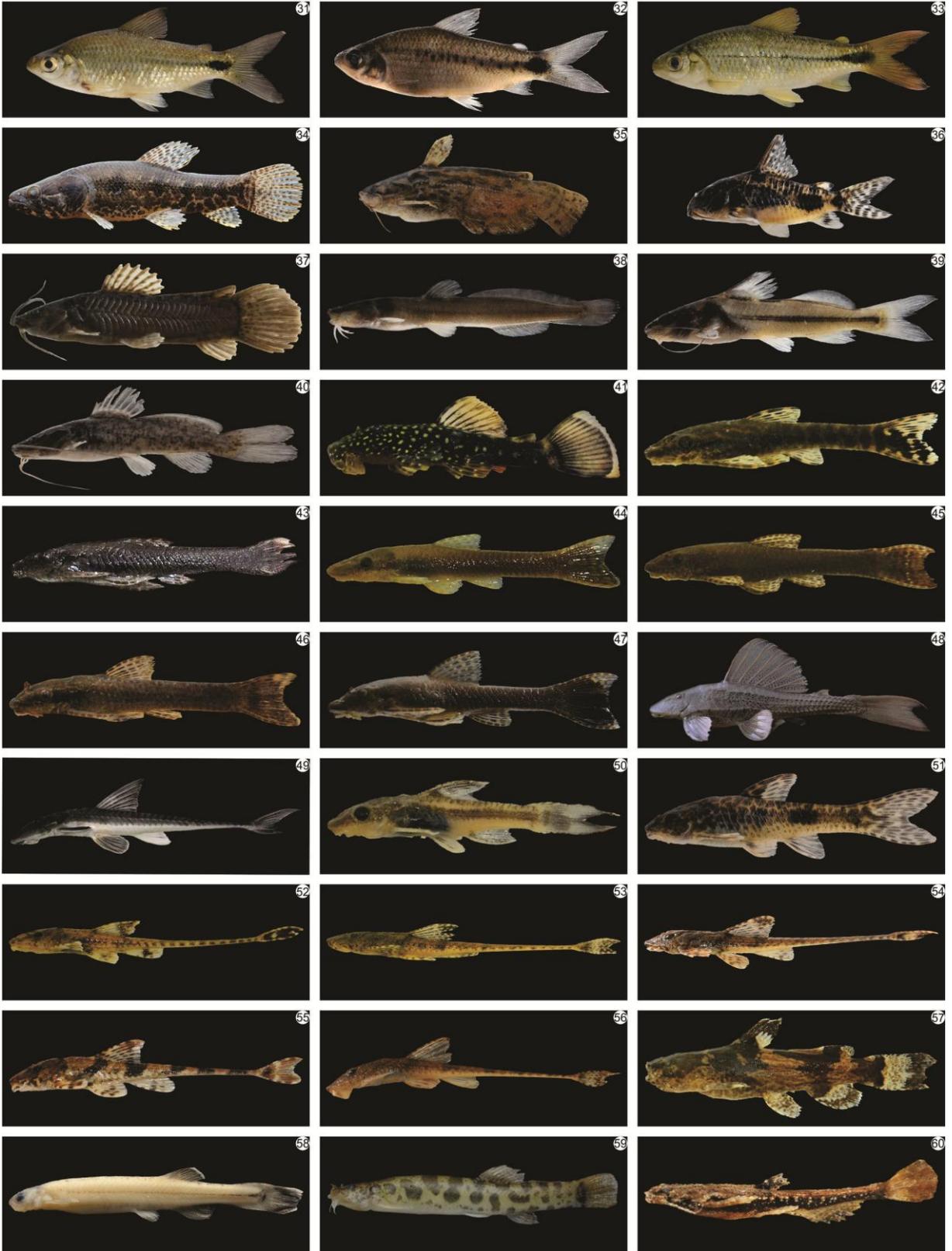


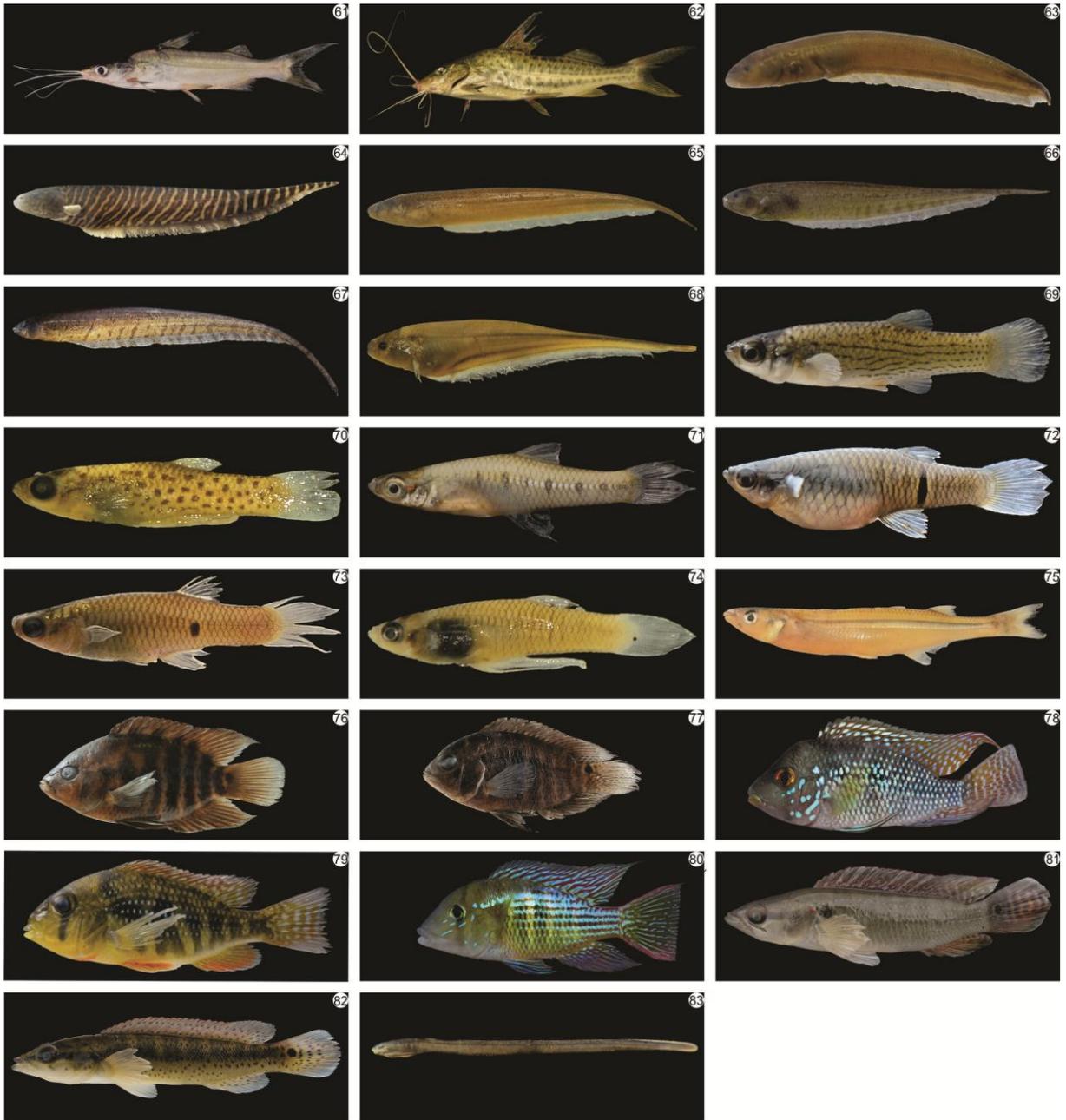
Figura 3: Número de espécies de peixes por ordem taxonômica, para os três biótopos estudados (montante, jusante e reservatório) da bacia hidrográfica do Arroio Chasqueiro, município de Arroio Grande, Rio Grande do Sul, Brasil.

Com base na análise dos diferentes locais de amostragem, os trechos que apresentaram um maior número de indivíduos foram: ponto 3 (a jusante) (5665 indivíduos; 24,79%) e ponto 5 (reservatório) (5600 indivíduos; 25,5%). A espécie dominante no ponto 3 foi *Hyphessobrycon luetkenii* (1454 indivíduos; 25,66%), enquanto no ponto 5, *Cheirodon ibicuiensis* foi a espécie mais representativa (1414 indivíduos; 25,25%). Em termos de número de espécies, os pontos 3 e 4 (jusante) apresentaram maiores valores de riqueza (67; 80,72%) e (53; 63,85%), respectivamente. No entanto, o ponto 6 foi menos diverso (28; 33,73%) (Tabela 2). *Bryconamericus iheringii* e *Cyanocharax alburnus* foram as espécies com maior abundância a montante, enquanto que *Hyphessobrycon luetkenii* e *Corydoras paleatus* contribuíram em maior abundância a jusante. As espécies mais representativas no reservatório foram *Cheirodon ibicuiensis* e *Heterocheirodon jacuhiensis*.



Figura 4: Fotos das 83 espécies de peixes coletados nos seis pontos amostrais, na bacia hidrográfica do Arroio Chasqueiro, município de Arroio Grande, Rio Grande do Sul, Brasil. Os números indicam os nomes das espécies na tabela 2.





Em relação aos índices ecológicos, os valores do índice de diversidade de Shannon a montante foram 2,57 e 2,22 nos pontos 1 e 2, respectivamente. No entanto, os valores do índice de diversidade de Shannon a jusante pontos 3 e 4 foram maiores (3,00 e 2,83, respectivamente), enquanto que o reservatório foi o menos diverso (2,04 e 2,09) (ver Tabela 2). O mesmo padrão pode ser observado em relação ao índice de uniformidade de Pielou, onde os locais a jusante demonstraram valores mais elevados (0,75 e 0,72), enquanto que no reservatório foram apresentados os menores valores de equitabilidade (0,30 a 0,63) (ver Tabela 2).

5. Discussão

Os autores Artioli et al. (2009), estudando os padrões de dominância de um ecossistema aquático no sul do Brasil, registraram alta abundância de espécies de Characiformes, como por exemplo, *Bryconamericus iheringii*. Da mesma forma, Becker et al. (2013) estudando a ictiofauna da bacia do Rio Taquari-Antas e Garcia et al. (2006) comparando os padrões de dominância da fauna de peixes de zonas húmidas da Reserva Ecológica do Taim. A predominância de espécies pertencentes às ordens Characiformes e Siluriformes vem sendo registrados em diversos estudos realizados em ecossistemas aquáticos Neotropicais (LOWE-McCONNELL, 1999; BECKER et al., 2013; VIANA et al., 2013). A alta diversidade, bem como a abundância de Characiformes e Siluriformes na região Neotropical, está associada a diversos fatores, como por exemplo, os padrões ecológicos e comportamentais das espécies (CARVALHO et al., 2012), a heterogeneidade estrutural dos ecossistemas (OLIVEIRA et al., 2005), assim como processos evolutivos e geológicos (LÉVÊQUE et al., 2008). Os autores Teixeira et al. (2005) destacam que as diferenças na fisiografia ao longo de uma hidrografia apresentam mudanças na diversidade e abundância da fauna de peixes, sendo essas influenciadas pela estrutura ambiental.

As espécies mais raras do sistema foram *Trachelyopterus lucenai* e *Gymnotus pantherinus* (0,004%) em percentual numérico. *Trachelyopterus lucenai* não é considerado uma espécie nativa da região, e poderia ter chegado à bacia hidrográfica por meio de canais de irrigação de lavouras de arroz (BERTOLETTI et al., 1992; BECKER et al., 2013). Vale destacar que, nos seis pontos de amostragem BHAC, duas espécies tiveram sua distribuição espacial ampliada, *Acestrorhynchus pantaneiro*, uma espécie invasora no sistema lagunar Patos-Mirim e *Cyphocharax spilota* (EINHARDT et al., 2014; CORRÊA et al., 2014). O número de espécies coletadas na BHAC representa um total de 51,87% das 160 espécies registrados para o sistema lagunar Patos-Mirim (BECKER et al., 2013). Em estudos no sistema de Lagoa Mirim conduzidos na Reserva Ecológica do Taim foram registrados uma menor diversidade 51 espécies (BUCKUP & MALABARBA, 1983; GROSSER et al., 1994) e 62 espécies por (GARCIA et al., 2006).

De fato a jusante ponto 3 apresenta um grande predomínio de macrófitas aquáticas que fornecem refúgio contra predadores, assim como para a alimentação e reprodução (LOWE-McCONNELL, 1999). No entanto, no ponto 5 (reservatório), a elevada abundância pode estar associada com a alta taxa reprodutiva das espécies

forrageiras (por exemplo, *Cheirodon ibicuiensis* e *Astyanax aff. fasciatus*). Agostinho et al. (1999) destacam que a elevada abundância de espécies forrageiras está associado com uma alta taxa de reprodução, bem como a flexibilidade alimentar, o que favorece a colonização destas espécies em reservatórios.

A riqueza encontrada na BHAC pode estar associada com a ampla heterogeneidade ambiental, uma vez que a bacia é formada por uma grande variedade de ecossistemas (arroyos, reservatório e áreas de banhado). Paisagens com diferentes sistemas aquáticos, como por exemplo, lóticos, lênticos e semilênticos tendem a apresentar habitats funcionais maiores e uma maior diversidade de microhabitat para os peixes, aumentando a disponibilidade de recursos alimentares, locais de reprodução e refúgios contra predadores (MATTHEWS, 1998). A BHAC também mostrou alta diversidade de espécies em comparação com estudos semelhantes em diferentes sistemas aquáticos. Por exemplo, em arroio costeiros do sul do Brasil, os autores Bastos et al. (2013) registraram um total de 41 espécies, enquanto Artioli et al. (2009) documentaram a ocorrência de 52 espécies na Lagoa Mangueira, localizada no extremo sul do Brasil, com os maiores valores comparáveis aos encontrados em outros ambientes aquáticos no sul do Brasil (LUCENA et al., 1994; TAGLIANI, 1994; MALABARBA et al., 2009; CARVALHO et al., 2012). Os números mais baixos de espécies nos estudos descritos acima podem estar associados ao tipo de amostrador, bem como menor heterogeneidade ambiental; no entanto, a abundância notável de Characiformes e Siluriformes são documentados para cada local (ARTIOLI et al., 2009; CARVALHO et al., 2012; BASTOS et al., 2013; SILVA et al., 2014).

O biótopo jusante apresentou a maior riqueza, o que pode estar relacionado ao aumento da diversidade de habitats e micro habitats observado neste biótopo, o que corrobora com a teoria rio contínuo (VANNOTE et al., 1980), onde as mudanças ao longo do gradiente longitudinal tendem a aumentar a diversidade biológica. Isso pode estar relacionado à incidência solar e variações de temperatura mais elevadas, que aumentam a complexidade estrutural, como por exemplo, a presença de macrófitas, no qual contribui para uma produtividade primária. Outro aspecto que pode influenciar o aumento da diversidade de peixes em uma bacia hidrográfica é a presença de barreiras ambientais. Winemiller et al. (2008) explicam que as barreiras ambientais podem limitar a dispersão das espécies, o que tende a influenciar a diversidade ao longo de um gradiente longitudinal.

6. Conclusão

Em sumário, o presente trabalho revelou uma rica fauna de peixes, onde os biótopos mais ricos foram a montante e a jusante, os quais apresentaram melhor estrutura ecológica e funcional. Além disso, houve uma forte predominância de Characiformes e Siluriformes, refletindo a heterogeneidade ambiental desses ambientes. Vale destacar que os ambientes a jusante foram mais susceptíveis à degradação ambiental causada principalmente pelo cultivo de arroz. No entanto, o reservatório apresentou a menor diversidade, refletindo um ambiente mais homogêneo e a presença de espécies invasivas (por exemplo, *Odonthestes* spp.). As informações mencionadas acima podem ser usadas para planos de manejo e conservação regional, adotando medidas de mitigação para a preservação desse importante ecossistema do sul do Brasil. Posteriores estudos sobre a distribuição espacial e temporal da assembléia de peixes podem ajudar a responder questões importantes sobre a dinâmica da organização, bem como fornecer assistência adicional para a formulação de programas de conservação da bacia hidrográfica, ictiofauna e maior controle sobre os impactos ambientais, tais como os resultantes da irrigação e cultivo do arroz.

4. Capítulo 2

Organização espaço-temporal da assembleia de peixes em uma bacia hidrográfica Neotropical: testando hipóteses de co-ocorrência com modelos nulos

4.1 Introdução

Bacias hidrográficas são complexos ecossistemas que sustentam uma rica diversidade de flora e fauna, caracterizando-se por serem sistemas abertos com fluxo constante de entrada e saída de energia (SILVA, 2010). Nestes sistemas as assembleias de peixes estão comumente organizadas espaço-temporalmente conforme diferentes fatores ambientais, os quais atuam em escalas espaço-temporais distintas. Dentre os principais fatores com efeitos locais mais destacados, estão às interações bióticas (competição, predação; OLIVEIRA et al., 2005; ENGLUND et al., 2009; CAPERS et al., 2010), presença de mata ciliar (TERESA & CASATTI, 2013; HOPKINS & ROUSH, 2013) e características físicas e químicas dos ambientes aquáticos (conectividade hidrológica, tipo de substrato, velocidade de água, temperatura, concentração de oxigênio dissolvido e nutrientes; FERNANDES et al., 2009; HOEINGHAUS et al., 2007; ORTEGA et al., 2015). Além disso, há efeitos de fatores regionais, tais como a história biogeográfica da ictiofauna e eventos climáticos (MATHEWS, 1998; HOEINGHAUS et al., 2007; MONTAÑA & WINEMILLER, 2010) e globais, como aqueles relacionados à invasão de espécies exóticas (VITULE et al., 2012; BARLETTA et al., 2010; MILLER et al., 2014; PELICICE et al., 2014) e mudanças climáticas (GRENOUILLET & COMTE, 2014).

Alguns impactos antrópicos sobre as bacias hidrográficas, tais como construções de barragens podem ocasionar alterações na conectividade hidrológica entre distintos ambientes (BURNS et al., 2006; DIAS et al., 2014), o que afeta diretamente a capacidade de dispersão das espécies, promovendo mudanças drásticas na estruturação das comunidade de peixes (AGOSTINHO et al., 2004). Santos et al. (2013) destacam que a construção de reservatórios ao longo de uma determinada bacia hidrográfica promovem mudanças significativas no fatores

bióticos e abióticos ao longo do gradiente longitudinal, com efeitos locais sendo observado a curto prazo (OLIVEIRA et al., 2005). Entender a dinâmica da heterogeneidade ambiental ao longo da bacia hidrográfica, bem como as respostas intra e interespecíficas das espécies, tem se revelado fundamental para melhor compreender os padrões de organização espaço-temporal das comunidades nos ecossistemas. Grenouillet & Comte (2014) destacam que mudanças no uso e ocupação do solo nas áreas adjacentes aos ecossistemas lóticos acarretam alterações hidrológicas, degradação do habitat e diminuição da qualidade da água, promovendo efeitos significativos sobre a estrutura das comunidades.

Uma maneira de se avaliar a estrutura espaço-temporal das comunidades é analisar o padrão de co-ocorrência das espécies aplicando modelos nulos. Essa análise visa testar se o padrão de organização espaço-temporal encontrado é similar àquele verificado ao acaso ou se há uma estrutura espacial e temporal formada a partir de padrões de agregação ou segregação das espécies (GOTELLI & McCABE, 2002; OLIVEIRA et al., 2005; MOUCHET et al., 2013; RUHÍ et al., 2014). Nesse contexto, o presente estudo tem como objetivo avaliar a organização espacial e temporal da assembleia de peixes de uma bacia hidrográfica da região Neotropical, composta por trechos lóticos, um reservatório e uma área alagada. Assumimos a hipótese de que a assembleia de peixes tende a apresentar um padrão de organização espaço-temporal ao longo do gradiente longitudinal da bacia diferente daquele detectado aleatoriamente. De fato, a assembleia de peixes pode revelar um padrão de segregação ou agregação espaço-temporal influenciada principalmente pelas interações bióticas interespecíficas e pelas características abióticas dos diferentes biótopos que a compõe.

4.2 Material e Métodos

4.2.1 Área de estudo

A bacia hidrográfica do Arroio Chasqueiro (BHAC) está localizada no sistema hidrográfico da Lagoa Mirim, município de Arroio Grande, sul do Brasil (31°6'51"S/50°5'17"O; Figura 1). A área se caracteriza por apresentar planícies com solos hidromórficos, clima subtropical (segundo Köppen) e precipitações médias anuais variando entre 1.200 a 1.450 mm. As temperaturas médias mensais oscilam entre 25°C nos meses mais quentes e 11°C nos meses frios. A BHAC é formada por dois arroios a montante, perfazendo área total de 248.42 km² (Chasqueiro com

114.84 km² e Chasqueirinho com 133.58 km²), um reservatório no trecho intermediário da bacia e um banhado a jusante. O reservatório do Chasqueiro apresenta uma bacia de acumulação de 1.800^{ha}, sendo utilizado principalmente para a monocultura de arroz (CORRÊA et al., 2014). Foram estabelecidos seis sites de amostragem ao longo da BHAC: montante - sites 1 (arroio Chasqueiro) e 2 (arroio Chasqueirinho); reservatório do Chasqueiro - sites 3 e 4 e banhado a jusante - sites 5 e 6 (arroio Chasqueiro) (Figura 1). As características estruturais dos três biótopos analisados estão descritas na Tabela 1 (ver capítulo 1).

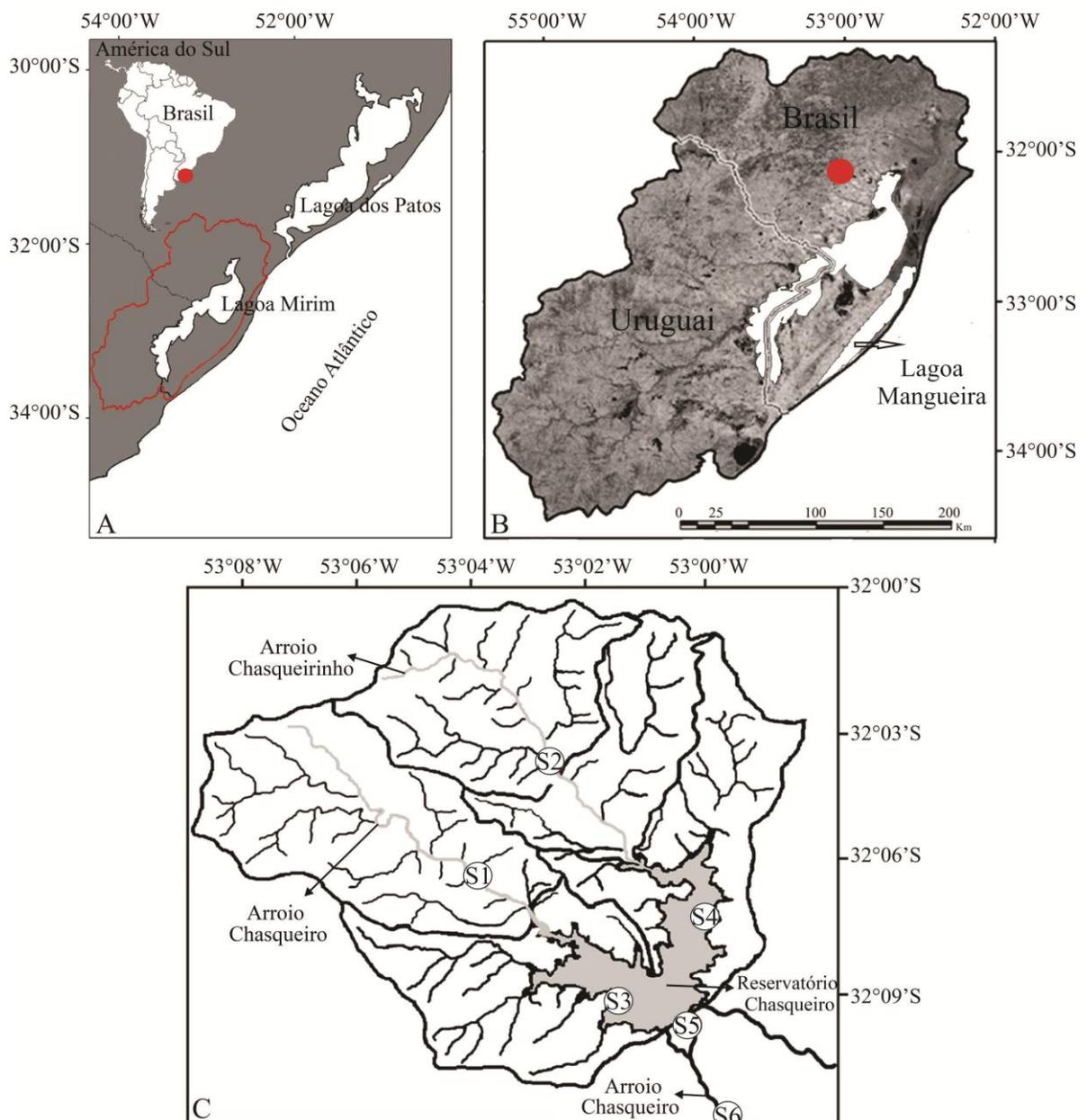


Figura 1: Mapa da América do Sul, onde o ponto vermelho indica a localização do sistema lagunar Patos-Mirim e a linha contínua indica o sistema de Lagoa Mirim, Brasil (A), o círculo vermelho indica a localização da bacia hidrográfica do Arroio Chasqueiro (B) e letra S e números aos sites de amostragem da BACH (S1 - Site 1 a S6 - Site 6; C)

4.2.2 Amostragem da ictiofauna

Os peixes foram coletados mensalmente durante o período de um ano entre os meses de agosto/2012 e julho/2013 (SISBIO: no 34389-1). Devido à diversidade de habitats estudados (arroyos, reservatório e banhado), não foi possível empregar um esforço padronizado, sendo necessária a utilização de vários artefatos de coletas: a) rede de emalhar com 75 m de comprimento e um metro de altura, dividida em cinco malhas de 10, 20, 30, 40 e 50 mm entre nós adjacentes, submersa por um período de 24h, com despesca de 12h, sendo utilizada no reservatório em profundidades entre 1,0 e 2,5 m a fim de capturar os indivíduos de maior porte (> 200 mm); b) rede de arrasto com 5 m de comprimento, 2,25 m de altura e malha de 5 mm entre nós adjacentes, empregada na zona litorânea do reservatório e a jusante, sendo realizados cinco arrastos em cada local por coleta; c) dois puçás com malha de 5 mm, 35 cm de largura e 50 cm de comprimento, utilizados a montante e a jusante em áreas com e sem vegetação, com um esforço de 30 minutos de atividade empregado em locais com profundidade entre 10 cm a um metro; e d) duas peneiras confeccionadas com malha de 5 mm, 80 cm de largura e 160 cm de comprimento, sendo empregadas nos pontos a montante e a jusante, com um esforço de 15 minutos em cada local por coleta.

Os peixes coletados foram acondicionados em sacos plásticos, etiquetados e fixados em formol 10%, posteriormente levados ao laboratório onde foram transferidos para álcool 70%. Os exemplares foram identificados a partir da consulta à bibliografia especializada e, quando necessário, foram consultados especialistas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul para a confirmação das espécies. Exemplares testemunhos foram depositados na coleção ictiológica da Universidade Federal do Rio Grande (FURG, Brasil). De cada exemplar foi mensurado o comprimento total (CT) em milímetros (mm) e peso total (PT) em gramas (g). Concomitantemente às coletas dos peixes, foram estimados os seguintes parâmetros ambientais: temperatura água (°C) e oxigênio dissolvido (O_2) utilizando um oxímetro (YSI-55 model), potencial hidrogeniônico (pH) com um potenciômetro (PHS – 3b model), alcalinidade por titulação conforme Apha (1998) e a análise de granulométrica, classificando o sedimento em três categorias: areia, silte e argila. Também foram estimadas a velocidade da corrente, largura e profundidade média para cada ponto amostral. Os dados de precipitação e nível hidrológico da barragem foram obtidos por meio da estação meteorológica da COODIC -

Cooperativa dos Proprietários do Distrito de Irrigação da Barragem do Arroio Chasqueiro, município de Arroio Grande, Brasil (Figura 2).

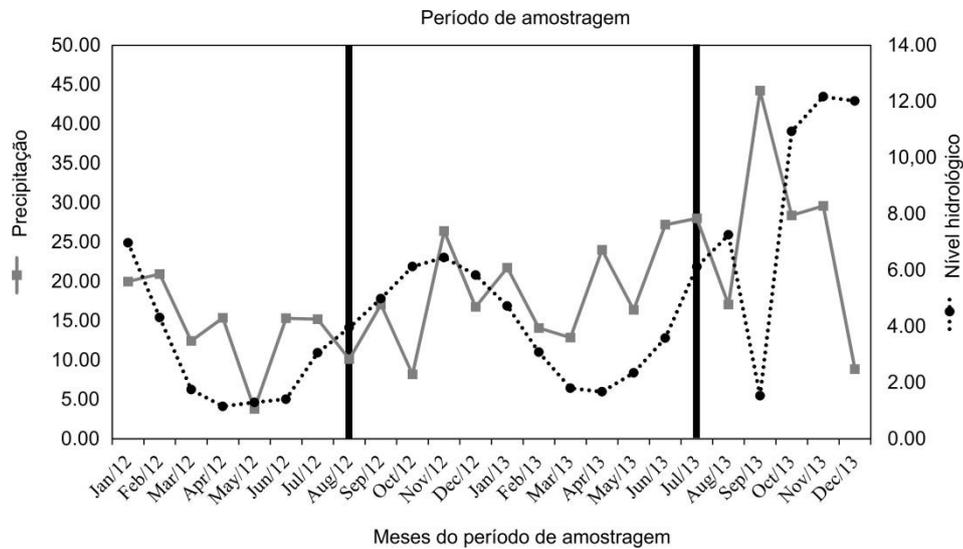


Figura 2: Precipitação e nível hidrométrico entre os meses de janeiro de 2012 a dezembro de 2013. O período de estudo é destacado entre as barras pretas para os meses de agosto 2012 a julho de 2013.

4.2.3 Análise de dados

O padrão de organização espaço-temporal da assembleia de peixes para toda a bacia hidrográfica (BHAC), biótopos (montante, reservatório e jusante), assim como estações do ano e para os meses foi estimado a partir do modelo nulo aplicando o índice de co-ocorrência *C-Score* (STONE & ROBERTS, 1990). Os dados foram organizados a partir de uma matriz de presença e ausência, onde as amostras foram dispostas nas colunas e as espécies nas linhas. O índice *C-Score* é baseado no cálculo das médias das co-ocorrências dos pares de espécies na assembleia de peixes e é dado pelas expressões:

$$C\ Score = \sum_i \sum_{i < j} \frac{C_{ij}}{(M(M-1)/2)}$$

$$C_{ij} = (r_i - S_{ij})(r_j - S_{ij})$$

Onde: C_{ij} é a unidade para o par de espécies ij ; r_i : total de ocorrências da espécie i na matriz de casos (somatório da linha i); r_j : total de ocorrências da espécie j na matriz de casos (somatório da linha j); S_{ij} : número de co-ocorrências da espécie i e j (locais que ambas partilham); M : número de espécies na matriz.

O modelo nulo com o índice *C-Score* avalia se os padrões de co-ocorrência observados são significativamente diferentes daqueles gerados ao acaso. Para isso os dados foram aleatorizados (30.000 permutações; LEHSTEN & HARMAND, 2006), utilizado o algoritmo SIM9 com manutenção das ocorrências das espécies (linhas) e amostras (colunas) fixas (CONNOR & SIMBERLOFF, 1979; GOTELLI, 2000). A partir do índice de *C-Score* observado, os valores foram comparados com a média dos *C-Scores* simulados. De acordo com Gotelli & McCabe (2002), matrizes observadas com valores de co-ocorrência maiores do que os gerados ao acaso evidenciam que a assembleia de peixes apresenta um padrão de segregação que pode estar sendo influenciado por fatores bióticos (p.e., competição e predação) ou físicos (p.e., características abióticas do ambiente). Já valores menores que os gerados ao acaso indicam que um padrão de agregação entre as espécies pode ser observado, influenciado por processos bióticos, como facilitação, ou convergência ecológica em relação às respostas das espécies aos fatores físicos e químicos do ambiente. Para comparar o grau de organização espacial das assembleias de peixes entre os biótopos foi calculado o tamanho do efeito padronizado do *C-Score* (SES; GOTELLI & ROHDE, 2002) para o conjunto de dados da BHAC, para os biótopos e para os períodos de coleta. O índice estima o desvio da co-ocorrência observada em relação à co-ocorrência simulada em unidades de desvio padrão, expresso pela seguinte fórmula: $SES = (C_{obs} - C_{sim}) / S_{sim}$, onde, o C_{obs} corresponde ao *C-Score* observado; C_{sim} a média dos *C-Scores* simulados e S_{sim} desvio padrão dos *C-Scores* simulados. Desta forma, quanto maior o SES, maior a probabilidade de a assembleia apresentar um padrão de organização significativamente diferente do acaso (ORTEGA et al., 2015). Para os cálculos dos modelos nulos foi utilizado o pacote estatístico EcoSim 7.2 (GOTELLI & ENTSMINGER, 2011).

Para verificar a similaridade específica entre os diferentes pontos de amostragem por biótopos foi aplicado o índice de *Jaccard*, conforme Gotelli & Ellison (2011): $C_j = j / (a + b - j)$ onde: j = número de espécies comuns a ambos os pontos; a = número de espécies capturadas nos pontos a e b = número de espécies capturadas no ponto b . Nesta análise foi utilizada uma matriz de presença e ausência (espécies x pontos amostrais) no pacote estatístico PRIMER v. 6 (CLARKE & GORLEY, 2006) e foram excluídas as espécies consideradas raras, com um ou dois indivíduos capturados ao longo do período de estudo, devido a possibilidade de mascarar o resultado da análise.

A análise multivariada não-paramétrica ANOSIM *one-way* foi aplicada sobre a matriz de presença e ausência (espécies x pontos amostrais) para verificar se houve diferença significativa entre os grupos formados (biótopos). A hipótese nula é de que não há diferença significativa entre grupos, aplicando nível de significância de 5% ($p < 0,05$) testado por permutação entre os grupos com 10,000 réplicas. A estatística *R* do ANOSIM é uma indicação de diferença entre os grupos formados, havendo similaridade total entre os grupos quando *R* global for igual a -1, formação de grupos ao acaso quando *R* global for igual a 0 e dissimilaridade total entre os grupos quando *R* global for igual a 1 (CLARKE & GORLEY, 2006). Para avaliar qual espécie mais contribuiu na formação dos grupos, bem como na dissimilaridade entre eles, foi aplicada a análise de porcentagem de similaridade mínima (SIMPER). A SIMPER extrai as similaridades entre os grupos e, posteriormente, calcula a contribuição de cada espécie para a separação dos grupos estabelecidos por meio da sua frequência relativa.

As possíveis diferenças nas abundâncias das espécies dentre os biótopos (montante S1 e S2, reservatório S3 e S4 e jusante S5 e S6) e estações do ano (inverno, primavera, verão e outono) foram testadas pela ANOVA *two-way*, respeitando os pressupostos de normalidade e homocedasticidade, avaliados pelo teste de Cochran (ZAR, 1996). Nos casos em que os pressupostos da ANOVA não foram satisfeitos, foi utilizado o teste não paramétrico Kruskal-Wallis (SOKAL & ROHLF, 1995) e, quando encontradas diferenças significativas, foi aplicado o teste *post-hoc* de Tukey com nível de significância de 5%. Para avaliar as diferenças significativas entre as variáveis ambientais também foi aplicado o teste não-paramétrico de Kruskal-Wallis com nível de significância de 5%.

Para verificar quais espécies de peixes são indicadoras de cada biótopo da BHAC, foi aplicado o Valor Indicador Individual (IndVal), conforme Dufrêne & Legendre (1997). O IndVal utiliza dados de abundância relativa e frequência de ocorrência das espécies, calculando os valores indicadores de cada espécie para os biótopos analisados a partir da seguinte fórmula: $IndVal_{ij} = A_{ij} \times B_{ij} \times 100$; onde : $IndVal_{ij}$, A_{ij} e B_{ij} correspondem aos valores de indicação, abundância e frequência de ocorrência da espécie *i* no biótopo *j*, respectivamente. Os valores de IndVal variam entre 0 a 100, sendo que o valor 0 indica que a espécie não é uma boa indicadora do ambiente, enquanto que o valor 100 sugere que a ocorrência de uma determinada espécie é característica específica daquele ambiente. O IndVal também

testa se o valor observado das espécies é similar à média de valores calculados pela realocação aleatória das espécies utilizando a permutação de Monte Carlo, a partir da hipótese nula de que o valor indicador da espécie *i* dentro do biótopo *j* é similar a média aleatória ($p > 0,05$). Os cálculos do IndVal foram efetuados no software PCOrd versão 4.0 (McCUNE & MEFFORD, 1999).

A fim de avaliar a associação entre a composição das espécies e as variáveis ambientais por biótopos (montante, reservatório e jusante) foi primeiramente realizado uma análise do comprimento do gradiente, por meio de uma Análise de Correspondência Canônica Destendenciada (DCCA) (HILL & GAUCH, 1980; LEPŠ & ŠMILAUER, 2003). De acordo com Lepš & Šmilauer (2003), os valores do comprimento do gradiente apresentados pela DCCA são determinantes para examinar se a CCA ou RDA é mais apropriada para avaliação da relação entre composição de espécies e variáveis ambientais. Valores maiores que 4,0 indicam que uma CCA é mais adequada, enquanto valores menores que 3,0 indicam uma RDA. A análise dos dados a partir de DCCA para cada biótopo demonstrou que o comprimento do gradiente dos dois primeiros eixos foi menor que 3,0 (0,90 e 0,59 a montante; 1,40 e 0,85 no reservatório; 0,85 e 0,76 a jusante, respectivamente). Dessa forma, os valores apresentados para o comprimento do gradiente sugeriram que um modelo linear é o mais apropriado, sendo proposto a análise de redundância (RDA, TER BRAAK & PRENTICE, 1988), utilizando os conjuntos de espécies indicadoras de cada biótopo calculados pelo IndVal. A RDA é caracterizada por ser uma extensão direta de uma regressão múltipla multivariada, assumindo uma relação aleatória linear entre variáveis dependentes e independentes (GOTELLI & ELLISON, 2011). Na análise da RDA os dados foram transformados em $\log_{10}(x+1)$, posteriormente centralizados e submetidos à seleção manual das variáveis ambientais com nível de significância de 5%, as quais foram consideradas para a interpretação dos dados. A significância dos eixos da RDA foi avaliada pelo teste de permutação de Monte Carlo (499 permutações), analisando a relação entre as variáveis e a ordenação ambiental de amostras e espécies. Para o cálculo dos métodos de ordenação dos dados foi utilizado o pacote estatístico CANOCO for Windows 4.5 (TER BRAAK & ŠMILAUER, 2002).

5. Resultados

5.1 Variáveis ambientais

De um modo geral, foram detectadas diferenças significativas entre as variáveis ambientais ao longo do gradiente longitudinal e entre as estações do ano na BHAC (Figura 3). O oxigênio dissolvido revelou maiores médias nas estações mais frias para os três biótopos, ressaltando que as maiores médias foram verificadas a montante e no corpo do reservatório, principalmente no verão ($p < 0,001$). A temperatura da água apresentou maior média nas estações mais quentes, principalmente no reservatório seguido pela jusante ($p < 0,001$). A alcalinidade demonstrou aumento durante o inverno a jusante e no reservatório, enquanto a montante o acréscimo foi significativo na primavera ($p < 0,001$). O pH revelou maiores médias a montante no inverno e primavera, enquanto que no reservatório e a jusante as maiores médias foram nos períodos mais frios entre o outono e o inverno (Figura 3).

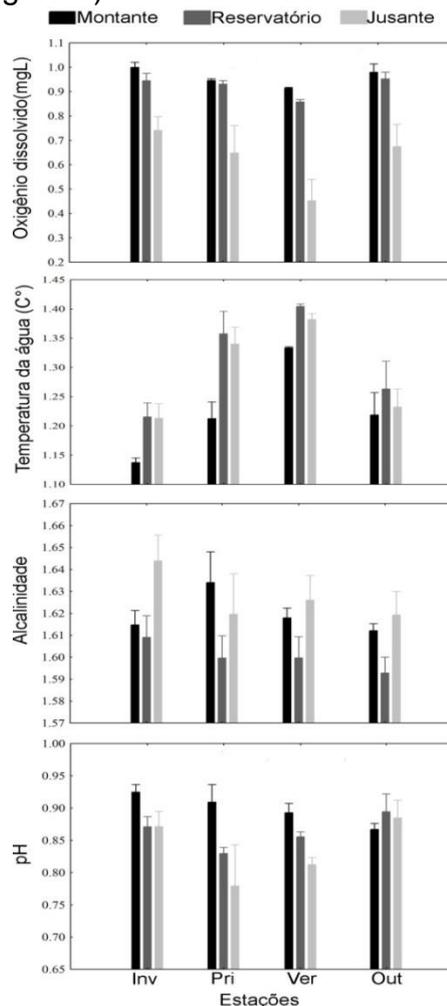


Figura 3: Variação sazonal (Inv = Inverno, Pri = Primavera, Ver = Verão e Out = Outono) e os valores médios de oxigênio dissolvido, temperatura da água, alcalinidade e pH para os biótopos estudados (montante, reservatório e a jusante). As barras mostram médias e os erros padrão (SE).

5.2 Estrutura da assembleia de peixes

Foram coletados 22853 indivíduos, distribuídos em 83 espécies, 20 famílias e oito ordens (ver. CORRÊA et al., 2015). Dentre as espécies mais abundantes em todos os biótopos, independentes do artefato de coleta, estão cinco espécies de Characiformes: *Bryconamericus iheringii* (2904 indivíduos - 12,71%; Comprimento Total- CT_{médio} e desvio padrão = 43,36±0,18 mm; Peso Total – PT_{médio} e desvio padrão = 1,23±0,02 g), *Cheirodon ibicuiensis* (2868 indivíduos - 12,55%; CT_{médio} = 36,05±0,18 mm; PT_{médio} = 0,58±0,01 g), *Cyanocharax alburnus* (2606 indivíduos - 11,40%; CT_{médio} = 33,73±0,23 mm; PT_{médio} = 0,45±0,01 g), *Heterocheirodon jacuhiensis* (2473 indivíduos - 10,82%; CT_{médio} = 32,73±0,11 mm; PT_{médio} = 0,34±0,01 g) e *Hyphessobrycon luetkenii* (2049 indivíduos - 8,97%; CT_{médio} = 41,07±0,30 mm; PT_{médio} = 1,25±0,04 g); e uma espécie de Siluriformes: *Corydoras paleatus* (1039 indivíduos - 4,52%; CT_{médio} = 48,61±0,33 mm; PT_{médio} = 2,40±0,04 g).

Um total de 37 modelos nulos foram gerados sobre a estrutura espaço-temporal da assembleia de peixes da bacia, dos quais 54,05% (n = 20) apresentaram um padrão de organização significativamente diferente daquele gerado ao acaso. Considerando toda a assembleia de peixes da BHAC ao longo do período analisado, detectou-se um padrão de co-ocorrência significativamente diferente de uma distribuição aleatória, indicando um padrão de organização no espaço e no tempo ($C\text{-Score}_{\text{obs}} = 141,65$; Média $C\text{-Score}_{\text{sim}} = 129,66 \pm 0,40$; $p < 0,001$). Quando os dados foram agrupados por biótopos foi detectado um padrão de co-ocorrência não aleatório para a assembleia de peixes ($C\text{-Score}_{\text{obs}} = 39,52$; Média $C\text{-Score}_{\text{sim}} = 34,27 \pm 0,16$; $p < 0,001$) (Tabela 1).

O modelo nulo aplicado aos diferentes biótopos isoladamente revelou que a montante e a jusante há um padrão de organização espaço-temporal significativamente diferente do acaso, os quais explicam o padrão geral detectado para a BHAC. O biótopo reservatório revelou um padrão aleatório de co-ocorrência entre as espécies, ou seja, a assembleia de peixes não apresentou uma estrutura espaço-temporal diferente daquela detectada em uma distribuição ao acaso ($p = 0,58$). Os maiores valores do $C\text{-Score}$ padronizado (SES) para os biótopos a jusante e montante indicam que eles tendem a apresentar maior chance de manutenção da estruturação espaço-temporal do que a assembleias de peixes do reservatório ($SES_{\text{mon}} = 3,21$; $SES_{\text{jus}} = 7,47$; $SES_{\text{res}} = -0,27$; Tabela 1). Em relação aos pontos

amostrais, pode-se observar que apenas o ponto 2 (a montante) revelou um padrão de organização espaço-temporal diferente do acaso ($C\text{-Score}_{\text{obs}} = 4,69$; Média $C\text{-Score}_{\text{sim}} = 4,54$; $p < 0,04$), indicando que há influência de fatores bióticos e abióticos específicos no estabelecimento da estrutura local (Tabela 1).

No tocante à variação temporal na estrutura da assembleia de peixes quando, as estações do ano foram agrupadas não mostraram um padrão de organização ($C\text{-Score}_{\text{obs}} = 0,04$; Média $C\text{-Score}_{\text{sim}} = 0,03$; $p < 0,11$), enquanto que separados por biótopos apresentaram um padrão diferente do aleatório ($C\text{-Score}_{\text{obs}} = 3,99$; Média $C\text{-Score}_{\text{sim}} = 3,26$; $p < 0,00$). Considerando a estrutura temporal a montante, apenas a primavera apresentou um padrão de organização ($p < 0,01$), enquanto que no reservatório em nenhuma estação foi detectada estrutura temporal de organização. Por outro lado, a jusante durante o outono e inverno houve um padrão de organização tipicamente diferente do acaso. Levando em consideração os meses separadamente, apenas outubro de 2012 e julho de 2013 apresentaram aleatoriedade na estrutura temporal (Tabela 1).

Tabela 1: Modelos nulos gerados usando o índice C-Score em diferentes escalas espaço-temporal para a bacia hidrográfica do Arroio Chasqueiro, município de Arroio Grande, Rio Grande do Sul, Brasil. Índice observado, média simulada (\pm desvio padrão) e tamanho do efeito padronizado (SES).

Modelos nulos	Numero de amostras	Índice observado	Média simulada	SES	p
Escala espacial-temporal					
Sites e meses (agrupados)	72	141,65	129,66 \pm 0,40	30,78	<0,01*
Escala espacial					
Biótopos (sites agrupados)	36	39,52	34,27 \pm 0,16	38,79	<0,01*
Biótopos isolados					
Montante	24	16,41	16,06 \pm 0,11	3,21	<0,01*
Reservatório	24	10,94	10,99 \pm 0,19	-0,27	0,58
Jusante	24	18,59	18,09 \pm 0,06	7,47	<0,01*
Sites amostrados					
Site 1	12	3,67	3,65 \pm 0,06	0,36	0,34
Site 2	12	4,69	4,54 \pm 0,07	2,05	0,04*
Site 3	12	2,35	2,40 \pm 0,10	-0,59	0,71
Site 4	12	4,22	4,24 \pm 0,10	-0,25	0,56
Site 5	12	3,60	3,60 \pm 0,03	0,02	0,46
Site 6	12	4,53	4,49 \pm 0,03	1,29	0,10
Escala temporal					
Estações agrupadas	4	0,04	0,03 \pm 0,01	1,30	0,11
Estações isoladas (meses agrupados)	12	3,99	3,26 \pm 0,03	24,35	<0,01*
Estações por biótopos					
Montante					
Outono	6	0,78	0,77 \pm 0,02	0,41	0,33
Inverno	6	0,41	0,44 \pm 0,06	-0,59	0,72
Primavera	6	1,36	1,08 \pm 0,06	4,93	<0,01*
Verão	6	0,76	0,78 \pm 0,03	-0,51	0,75
Reservatório					
Outono	6	0,45	0,47 \pm 0,02	-0,99	0,93
Inverno	6	0,45	0,47 \pm 0,02	-1,00	0,93
Primavera	6	1,01	0,98 \pm 0,04	0,93	0,21
Verão	6	0,58	0,53 \pm 0,03	1,77	0,06
Jusante					
Outono	6	1,06	1,01 \pm 0,02	2,62	0,01*
Inverno	6	1,41	1,29 \pm 0,02	5,75	<0,01*
Primavera	6	1,14	1,12 \pm 0,01	1,43	0,09
Verão	6	0,96	0,95 \pm 0,01	1,09	0,16
Meses					
Agosto/12	6	1,99	1,76 \pm 0,03	7,90	<0,01*
Setembro/12	6	1,18	1,06 \pm 0,05	2,46	0,02*
Outubro/12	6	0,89	0,82 \pm 0,06	1,06	0,15
Novembro/12	6	1,20	1,08 \pm 0,06	2,19	0,03*
Dezembro/12	6	2,09	1,92 \pm 0,03	5,29	<0,01*
Janeiro/13	6	1,77	1,60 \pm 0,04	4,51	<0,01*
Fevereiro/13	6	1,43	1,31 \pm 0,04	3,01	0,01*
Março/13	6	1,95	1,89 \pm 0,03	2,07	0,04*
Abril/13	6	1,61	1,40 \pm 0,04	5,28	<0,01*
Maio/13	6	1,82	1,59 \pm 0,04	5,29	<0,01*
Junho/13	6	2,47	2,44 \pm 0,07	0,53	0,29
Julho/13	6	1,85	1,58 \pm 0,08	3,34	0,01*

* valores significativos.

A análise da similaridade entre os pontos amostrais utilizando o índice de *Jaccard* permitiu a identificação de três de grupos (Figura 4), o que foi corroborado pelo resultado da ANOSIM (R global = 0,88, p = 0,0001). O Grupo I foi formado pelos pontos 3 e 4, correspondendo ao biótopo reservatório, onde a espécie mais abundante foi *Cheirodon ibicuiensis* (2368 indivíduos - 23,39%; $CT_{\text{médio}} = 35,51 \pm 0,13$ mm; $PT_{\text{médio}} = 0,55 \pm 0,01$ g); Grupo II corresponde aos pontos do trecho a jusante (5 e 6), com *Hyphessobryon luetkenii* como a espécie mais abundante (1841 indivíduos - 20,54%; $CT_{\text{médio}} = 41,13 \pm 0,32$ mm; $PT_{\text{médio}} = 1,28 \pm 0,04$ g); e Grupo III formado pelos pontos a montante (1 e 2), sendo mais abundante a espécie *Bryconamericus iheringii* (1184 indivíduos - 31,45%; $CT_{\text{médio}} = 44,26 \pm 0,24$ mm; $PT_{\text{médio}} = 1,17 \pm 0,02$).

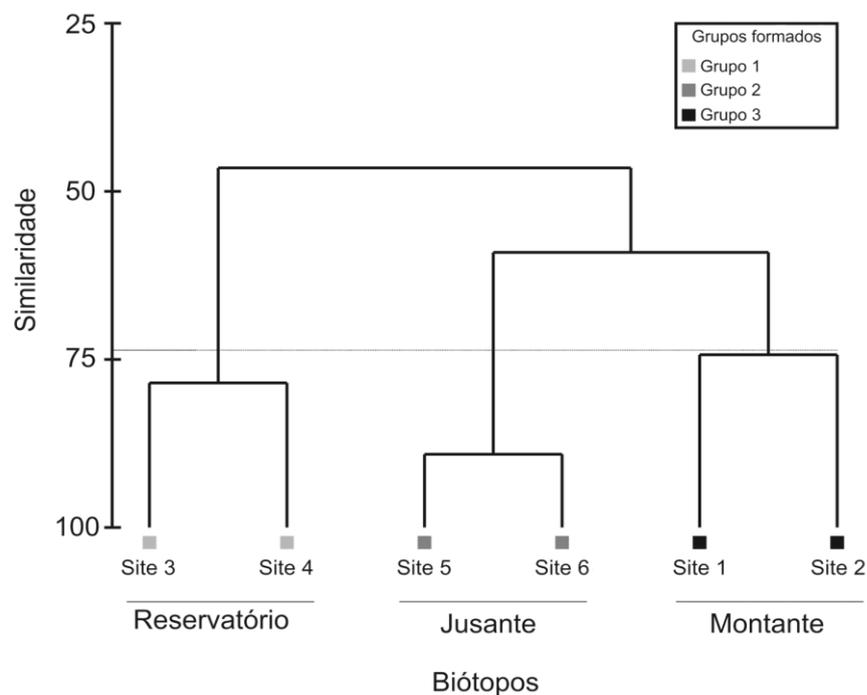


Figura 4: Grupos formados a partir do índice de similaridade de *Jaccard*, com dados de presença e ausência das espécies entre os diferentes pontos por biótopo da bacia hidrográfica do Arroio Chasqueiro, município de Arroio Grande, Rio Grande do Sul, Brasil.

A análise de similaridade percentual (SIMPER) revelou maior dissimilaridade (74,65%) entre os Grupos I e III, com maior contribuição de *Scleronema* cf. *angustirostris* (3,40%), seguido de *Odontesthes* spp. (3,37%) e *Oligosarcus jenynsii* (3,32%). Por outro lado, a dissimilaridade entre os Grupos II e III foi de 69,04%, com *Hisonotus nigricauda* contribuindo mais para a segregação entre os grupos (2,39%), seguido de *Hyphessobrycon luetkenii* (2,30%) e *Corydoras paleatus* (2,29%). Os

Grupos I e II apresentaram 61,04% de dissimilaridade, com maior contribuição do *Australoheros acaroides* (2,20%), seguido da *Charax stenopterus* (1,90%) e *Steindachnerina biornata* (1,84%).

5.3 Variação espaço-temporal da assembleia entre e dentro dos biótopos

A ANOVA *two-way* demonstrou diferenças significativas na abundância das espécies entre os pontos e estações do ano a montante ($F_{1,16} = 32,04$; $p < 0,01$ e $F_{3,16} = 4,21$; $p = 0,02$, respectivamente), com médias maiores para o ponto 1 (*post hoc* Tukey; $p < 0,01$; Fig. 5A₁) e para a estação do outono (*post hoc* Tukey; $p < 0,01$; Fig. 5A₂), enquanto que as menores abundâncias foram registradas durante a primavera e o inverno. No reservatório não houve diferenças significativas entre os pontos amostrais ($F_{1,16} = 0,41$; $p = 0,53$), porém foram detectadas entre as estações do ano ($KW_{=H(3, 24)} = 10,74$; $p = 0,01$; Fig. 5B₁), com maior média durante o verão (*post hoc* Tukey; $p < 0,01$; Fig. 5B₂). A jusante também demonstrou diferenças significativas na abundância das espécies entre os pontos amostrais ($F_{1,16} = 8,04$; $p = 0,01$), com maior abundância média no ponto 6 (*post hoc* Tukey; $p < 0,01$), entretanto não houve diferença entre as estações do ano ($F_{3,16} = 2,19$; $p = 0,13$) (Figura 5C₂). A montante e no reservatório não foram registradas interações significativas entre pontos e estações, entretanto, para os pontos a jusante, a interação foi significativa, com maiores médias em abundância durante o verão e outono para o ponto 6 ($F_{3,16} = 5,44$; $p < 0,01$; Figura 5C₃), o que significa que a variação na abundância das espécies entre os pontos a jusante depende de qual estação do ano esteja sendo analisada.

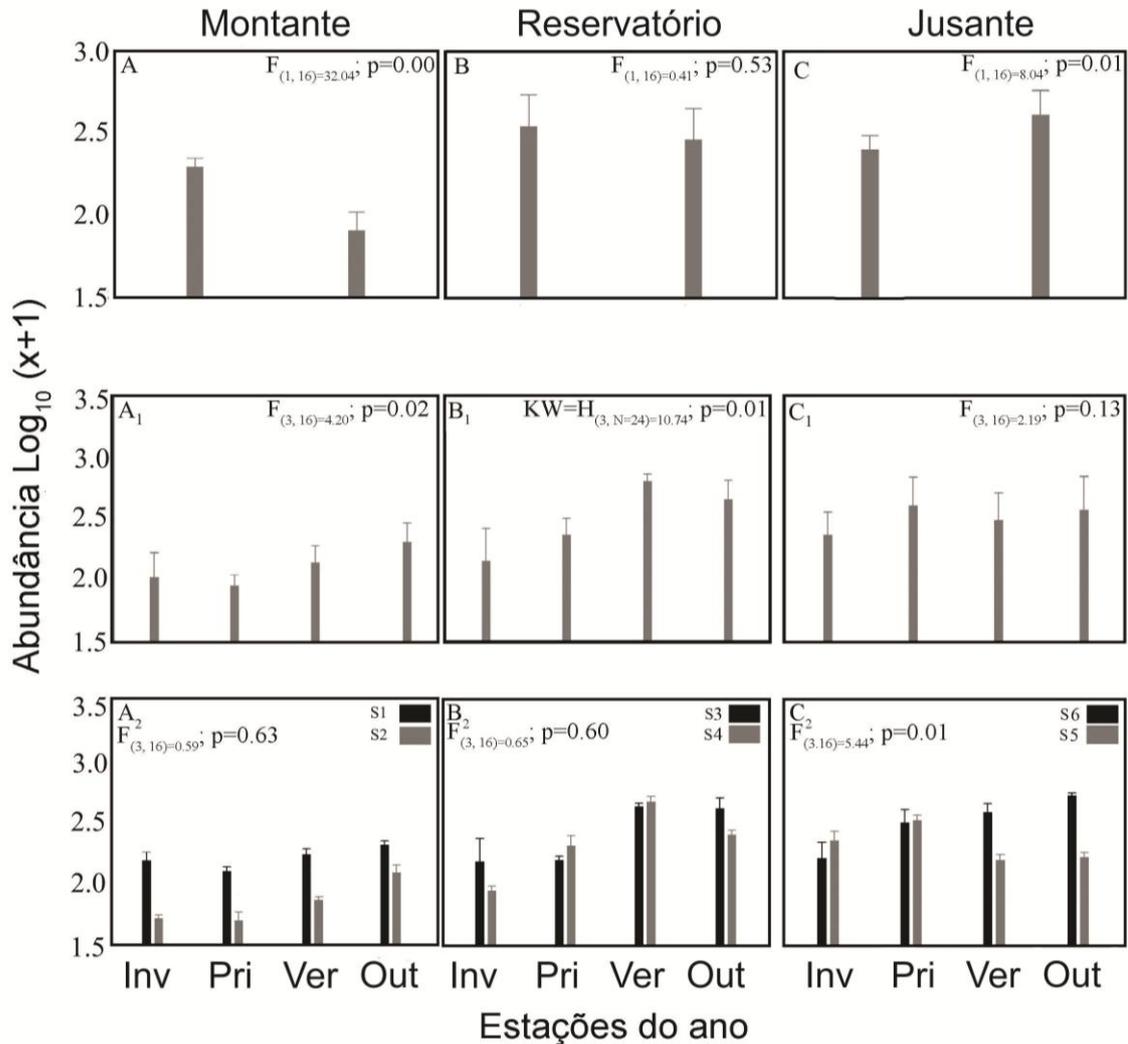


Figura 5: Variação espacial e sazonal da abundância de cada biótopo (site 1 ao site 6): a montante (A, A₁ e A₂), reservatório (B, B₁ e B₂) e a jusante (C, C₁ e C₂). As barras mostram as médias e seus erros padrões.

A análise de espécies indicadoras classificou um total de 46 espécies para a BHAC. O biótopo montante apresentou nove espécies classificadas significativamente como indicadoras do total de 42 espécies coletadas (21%; teste de Monte Carlo, $p < 0,05$; Tabela 2), com destaque para *Scleronema cf. angustirostris* e *Mimagoniates inequalis*. No reservatório, dentre 33 espécies, apenas 11 (33,3%) foram classificadas significativamente como indicadoras segundo o IndVal, sendo as mais representativas *Odontesthes* spp. e *Oligosarcus jenynsii*. Em relação ao biótopo jusante, das 73 espécies encontradas, apenas 26 (35,62%) foram representativas, com destaque para *Hypheosobrycon luetkenii*, *Characidium orientale* e *Corydoras paleatus* (IndVal 74, 73 e 71, respectivamente) (Tabela 2). As distribuições das espécies indicadoras ao longo do gradiente longitudinal da BHAC estão representadas na Figura 6.

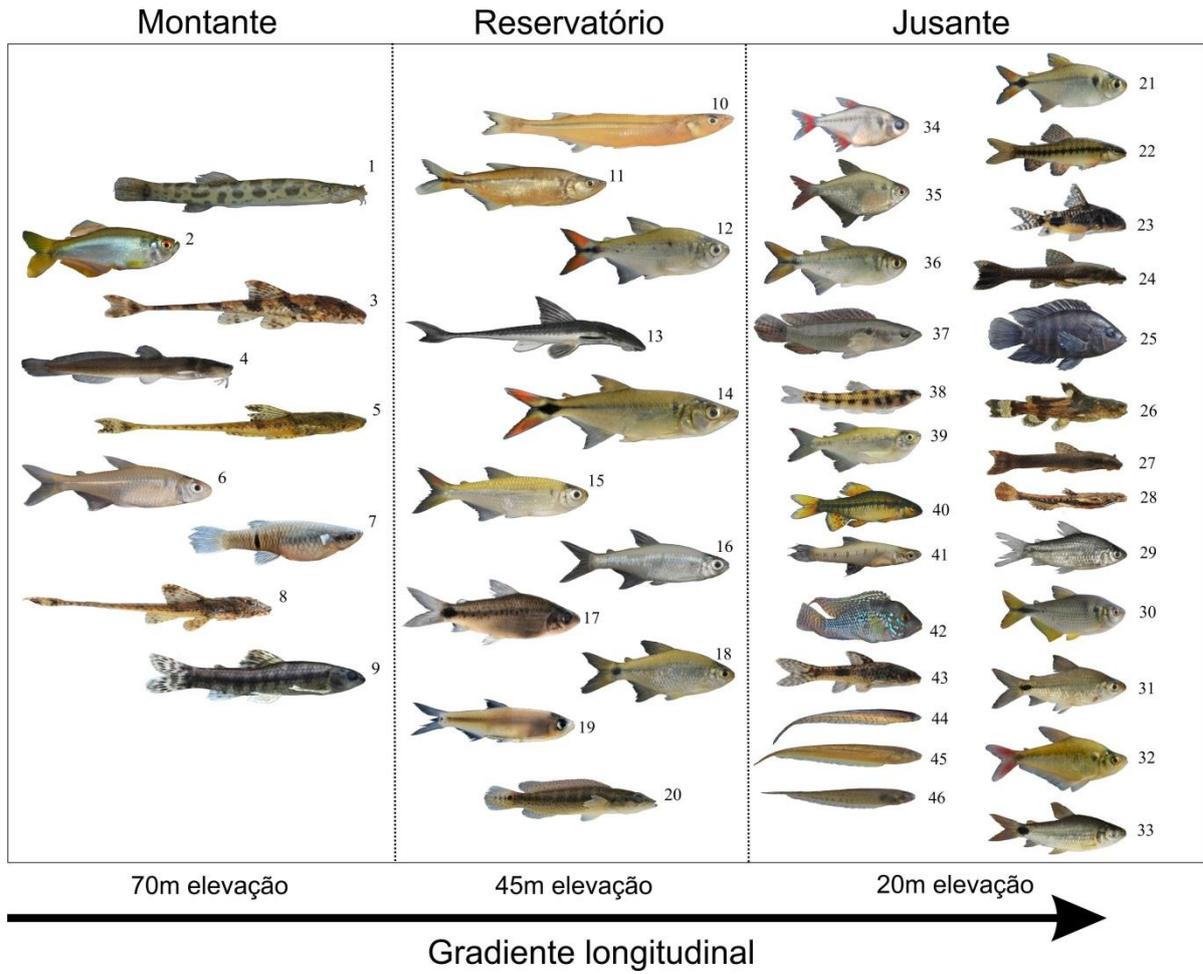


Figura 6: Distribuições das espécies indicadoras ao longo do gradiente longitudinal nos diferentes biótopos estudados (montante, reservatório e jusante).

Tabela 2: Espécies indicadoras significativas (IndVal) para os diferentes biótopos (Mon. = montante, Res. = reservatório e Jus. = jusante) na bacia hidrográfica do Arroio Chasqueiro, município de Arroio Grande, Rio Grande do Sul, Brasil. FO% corresponde à frequência de ocorrência e AR% é a abundância relativa. As barras indicam as espécies significativas para cada biótopo.

Espécies indicadoras significativas por biótopos												
Espécies	Siglas	N°	Mon.	FO%	AR%	Res.	FO%	AR%	Jus.	FO%	AR%	p*
<i>Scleronema cf. angustirostre</i>	SCLANG	1	64	100,00	3,37	0			0			0,0001
<i>Mimagoniates inequalis</i>	MIMINE	2	57	83,33	6,40	0			0			0,0001
<i>Rineloricaria microlepidogaster</i>	RIMMIC	3	52	91,67	3,32	0			0			0,0001
<i>Heptapterus mustelinus</i>	HEPMUS	4	47	75,00	2,12	0			1	33,33	0,15	0,0001
<i>Rineloricaria cadeae</i>	RINCAD	5	44	91,67	3,35	0			9	83,333	0,725	0,0001
<i>Bryconamericus iheringii</i>	BRYIHE	6	40	100,00	31,45	26	100,00	14,4	2	100,00	2,89	0,0007
<i>Phalloceros caudimaculatus</i>	PHACAU	7	36	83,33	2,34	0			11	100,00	0,692	0,0001
<i>Rineloricaria longicauda</i>	RINLON	8	27	58,33	1,51	0			1	33,33	0,13	0,0001
<i>Characidium pterostictum</i>	CHAPET	9	13	50,00	0,27	0			0			0,0021
<i>Odontesthes spp.</i>	ODOSPP	10	0			55	91,67	4,24	0			0,0001
<i>Oligosarcus jenynsii</i>	OLIJEN	11	0			52	100,00	1,23	1	58,33	0,12	0,0001
<i>Astyanax aff. fasciatus</i>	ASTFAS	12	0			49	100,00	4,78	2	83,33	0,62	0,0001
<i>Loricariichthys anus</i>	LORANU	13	0			40	83,33	0,71	0			0,0001
<i>Oligosarcus robustus</i>	OLIROB	14	0			39	100,00	1,19	1	58,33	0,26	0,0001
<i>Cyanocharax alburnus</i>	CYAALB	15	15	100,00	14,1	37	100,00	19,07	1	91,67	1,62	0,0037
<i>Heterocheironon jacuiensis</i>	HETJAC	16	1	58,33	3,45	37	83,33	21,82	1	91,67	1,49	0,0009
<i>Cyphocharax voga</i>	CYPVOG	17	0			35	91,67	1,44	6	75,00	0,85	0,0001
<i>Cheirodon interruptus</i>	CHEINT	18	4	75,00	1,73	34	16,67	0,12	2	91,67	2,53	0,0059
<i>Platanichthys platana</i>	PLAPLA	19	0			29	83,33	3,93	0			0,0001
<i>Crenicichla punctata</i>	CREPUN	20	0			18	58,33	0,14	0			0,0002
<i>Hyphessobrycon luetkenii</i>	HYPLUT	21	6	83,33	4,75	0			74	100,00	20,54	0,0001
<i>Characidium orientale</i>	CHAORI	22	1	50,00	0,29	0			73	100,00	4,97	0,0001
<i>Corydoras paleatus</i>	CORPAL	23	6	91,67	2,92	0			71	100,00	10,27	0,0001
<i>Hisonotus nigricauda</i>	HISNIG	24	14	83,33	3,93	0			54	100,00	6,98	0,0001
<i>Australoheros acaroides</i>	AUSACA	25	0			0			51	100,00	1,20	0,0001
<i>Microglanis cottoides</i>	MICCOT	26	4	66,67	0,82	0			47	91,67	3,84	0,0001
<i>Hisonotus laevis</i>	HISLAE	27	6	75,00	1,73	0			45	91,67	2,06	0,0001
<i>Pseudobunocephalus iheringii</i>	PSEIHE	28	5	66,67	0,58	0			39	100,00	1,44	0,0001
<i>Steindachnerina biornata</i>	STEBIO	29	0			0			35	91,67	3,03	0,0001
<i>Astyanax jacuhiensis</i>	ASTJAC	30	0			0			34	75,00	2,90	0,0001
<i>Cyphocharax spilotos</i>	CYPSPI	31	0			0			34	100,00	9,33	0,0001
<i>Charax stenopterus</i>	CHASTE	32	0			3	50,00	0,16	34	100,00	1,06	0,0001
<i>Cyphocharax saladensis</i>	CYPSAL	33	0			0			31	91,67	2,23	0,0001
<i>Hyphessobrycon igneus</i>	HYPIGN	34	0			0			30	83,33	1,17	0,0001
<i>Hyphessobrycon meridionalis</i>	HYPMER	35	0			0			28	83,33	0,94	0,0001
<i>Astyanax eigenmanniorum</i>	ASTEIG	36	0			1	16,67	0,09	27	66,67	2,15	0,0005
<i>Crenicichla lepidota</i>	CRELEP	37	0			1	16,67	0,04	27	91,67	0,48	0,0001
<i>Characidium tenue</i>	CHATEN	38	0			0			26	91,67	0,87	0,0001
<i>Pseudocorynopoma doriae</i>	PSEDOR	39	7	75,00	1,06	0			25	100,00	1,54	0,0030
<i>Characidium rachovii</i>	CHARAC	40	0			0			20	75,00	0,57	0,0002
<i>Cnesterodon decemmaculatus</i>	CNEDEN	41	0			0			18	75,00	0,31	0,0005
<i>Geophagus brasiliensis</i>	GEOBRA	42	1	33,33	0,11	2	25,00	0,11	15	83,33	0,38	0,0241
<i>Otocinclus flexilis</i>	OTOFLE	43	0			0			11	58,33	0,13	0,0087
<i>Brachyhypopomus gauderio</i>	BRAGAU	44	0			0			10	41,67	0,17	0,0067
<i>Brachyhypopomus bombilla</i>	BRABOM	45	0			0			8	25,00	0,12	0,0192
<i>Brachyhypopomus draco</i>	BRADRA	46	0			0			8	33,33	0,09	0,0192

5.4 Correlação entre a abundância das espécies e os fatores abióticos

O primeiro eixo da RDA para o biótopo montante revelou-se significativo de acordo com o teste de permutação de Monte Carlo ($p = 0,05$), com 26,3% de explicação da variabilidade total, apresentando 17,7% da variância das espécies e elevada correlação entre a abundância das espécies e as variáveis ambientais ($r = 0,86$; Tabela 3).

Tabela 3: Resultados da Análise de Redundância (RDA) dos fatores abióticos ao e presença das espécies ao longo da bacia hidrográfica do Arroio Chaqueiro, município de Arroio Grande, Rio Grande do Sul, Brasil.

Parâmetros	Montante		Reservatório		Jusante	
	RDA 1	RDA 2	RDA 1	RDA 2	RDA 1	RDA 2
Autovalores	0,18	0,06	0,31	0,09	0,20	0,09
Correlações espécie-ambiente	0,86	0,51	0,85	0,92	0,89	0,74
% variância dos dados das espécies	17,7	23,9	31,5	40,6	20,0	28,9
% variância da relação espécies-ambiente	67,2	91,0	64,9	83,8	41,0	59,3
Variáveis ambientais						
Oxigênio dissolvido (mg/L)	-0,38	0,04	0,71	-0,21	-0,60	-0,12
Precipitação (mm)	0,02	0,56	0,48	0,33	-0,06	0,38
Largura (m)					-0,66	-0,35
Profundidade (cm)					0,56	-0,25
Velocidade da água (m/s)					0,93*	0,03
pH			0,46	-0,26	0,11	0,67
Nível hidrológico (m)			0,51*	0,66*		
Alcalinidade	0,16	-0,48	0,08	0,50	-0,52	-0,43
Temperatura da água (°C)	0,82*	0,25	-0,86*	0,43*	-0,08	-0,39

(*) indica que a variável é significativa para os eixos.

Dentre as variáveis ambientais analisadas, apenas a temperatura da água foi significativa ($p < 0,05$) para o trecho a montante (Figura 7a). Ao longo deste eixo, a temperatura contribuiu para a segregação das amostras referentes aos meses mais quentes (janeiro, fevereiro e março) e das espécies *Mimagoniates inequalis* e *Rineloricaria cadea*. Já o oxigênio está mais correlacionado com os meses mais frios (junho, julho e agosto), apresentando uma correlação negativa com as espécies ao longe do eixo 1 ($r = -0,33$). As espécies mais associadas ao eixo 1 foram *Characidium pterostictum*, *Bryconamericus iheringii*, *Heptapterus mustelinus*, *Scleronema angustirostris*, *Rineloricaria microlepdogaster*, *Rineloricaria longicauda* e *Phallocerus caudimaculatus* (Figura 7a).

Para o reservatório, o primeiro e segundo eixos da RDA explicaram juntos 40,6%, revelando-se significativos pelo teste de Monte Carlo ($p < 0,001$; Tabela 3), com 48,5% de explicação da variabilidade total. O eixo 1 apresentou elevada

correlação espécie-ambiente ($r = 0,85$), com duas variáveis abióticas significativas (temperatura da água e nível hidrológico; $p < 0,05$; Figura 7b). Dentre as variáveis ambientais com maiores correlações com o eixo 1, destaca-se o oxigênio dissolvido ($r = 0,61$) que se mostrou mais associado aos meses mais frios (agosto, setembro e outubro) e à presença de *Astyanax aff. fasciatus*. A temperatura da água apresentou correlação negativa ($r = -0,73$) com o eixo 1, associada aos meses mais quentes (dezembro, janeiro, fevereiro) e influenciando a presença de *Cyphocharax voga*, *Platanichthys platana*, *Cheirodon ibicuihensis* e *Crenicichla punctata*. O nível hidrométrico foi a variável que apresentou a maior correlação com o eixo 2 ($r = 0,61$), revelando-se mais associada aos meses mais quentes e aos maiores níveis de precipitação, influenciando na captura de *Oligosarcus jenynsii* (Figura 7b).

O primeiro e segundo eixos da RDA para o trecho a jusante se mostraram significativos ($p < 0,001$) e explicaram juntos 28,9% (Tabela 3), com 48,7% de explicação da variabilidade total. As correlações espécie-ambiente dos eixos também foram altas (Eixo 1: $r = 0,89$; Eixo 2: $r = 0,74$). O teste de permutação de Monte Carlo identificou apenas uma variável significativa na RDA (velocidade da água; $p < 0,05$; Figura 7c). A velocidade da água apresentou maior correlação com o eixo 1 neste biótopo, associada aos meses mais quentes (janeiro, fevereiro, março, abril e maio), influenciando a presença das espécies *Characidium tenue*, *Hisonotus nigricauda*, *Cyphocharax saladensis* e *Brachyhypopomus draco* nesse período. No entanto, o oxigênio dissolvido e a largura do ambiente foram mais associados à captura das espécies *Pseudocorinopoma doriae* e *Cyphocharax spilatus* nos meses mais frios (junho e julho), os quais foram segregados espacialmente pela RDA (Figura 7c).

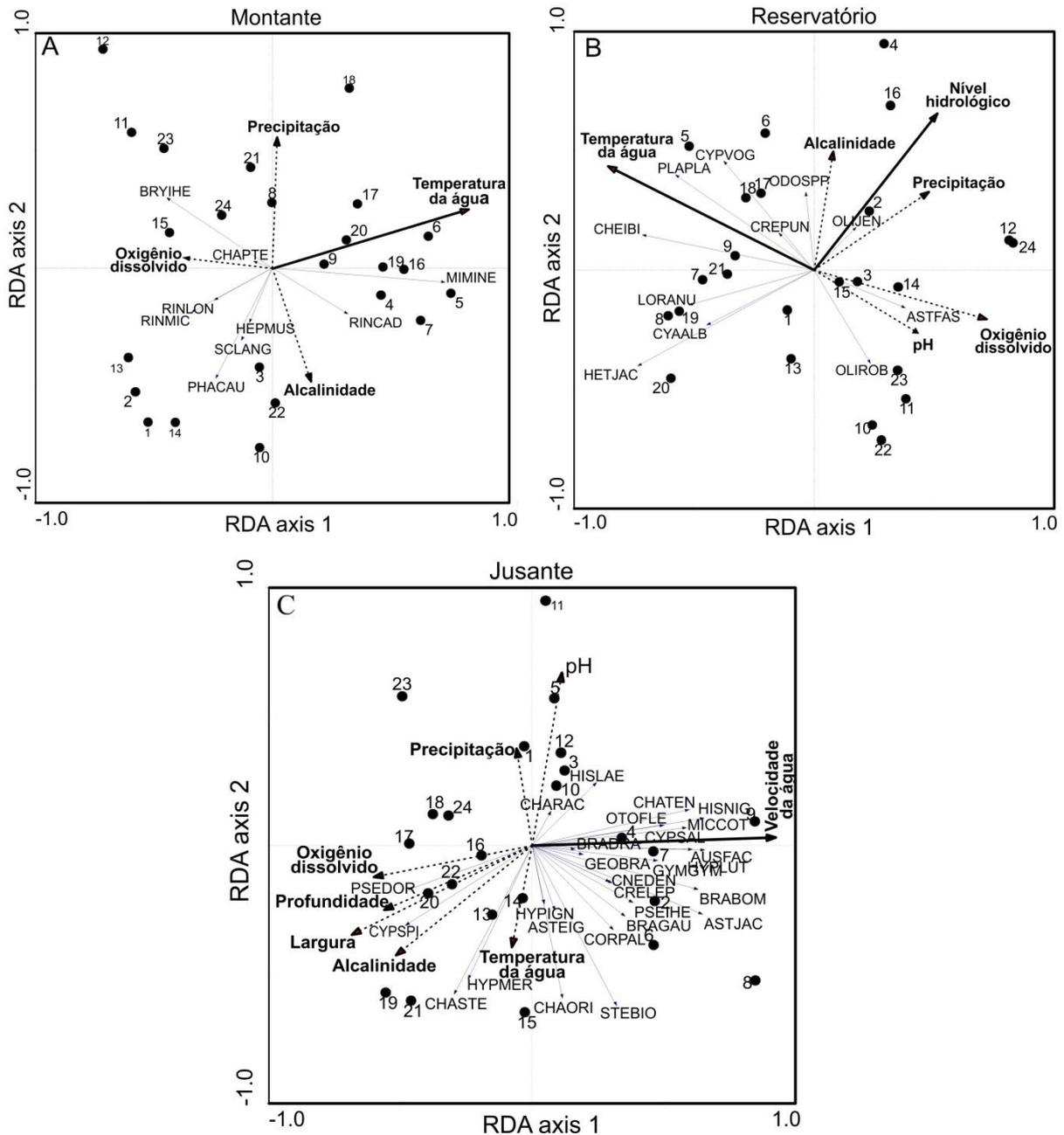


Figura 7: Diagrama de ordenação da Análise de Redundância (RDA) para os diferentes biótopos estudados: montante (A), reservatório (B) e jusante (C), onde os números representam amostras e de espécies os códigos (ver Tabela 2). As setas escuras indicam que a variável é significativa.

6. Discussão

A BHAC se revelou um bom modelo preditor dos efeitos das interações bióticas e características físicas de uma bacia sobre os padrões de variação dos parâmetros ambientais e da estrutura da assembleia de peixes. Nota-se que o estabelecimento dos diferentes biótopos ao longo do gradiente ambiental da BHAC rejeitou a hipótese nula de homogeneidade estrutural entre os ecossistemas

formados. Os diferentes biótopos da BHAC revelaram um padrão consistente das variações dos parâmetros abióticos em escala espacial e temporal. A temperatura da água se revelou importante fator na estruturação da assembleia de peixes no biótopo a montante do reservatório. Os valores mais elevados durante o verão se apresentaram mais associados à ocorrência do Characiforme *Mimagoniates inequalis* e do Siluriforme *Rineloricaria cadea*. Padrões similares foram evidenciados por Bastos et al. (2014), estudando riachos da região Austral Brasil, onde a temperatura influenciou a captura de espécies de peixes pertencentes a família Characidae e, por Santos et al. (2013), na captura de espécies de Siluriformes.

Como o trecho a montante apresenta as características típicas de um sistema lótico, com maior declividade, maior velocidade da água e menor profundidade, tende a promover maior variação de temperatura da coluna d'água ao longo do ano. *Scleronema* cf. *angustirostris*, principal espécie indicadora desse biótopo, por exemplo, se mostrou diretamente associada a ambientes rasos e, segundo Serra et al. (2014), esta espécie está associada a fundos arenosos e velocidade de correntes entre moderada a alta, portanto sujeitos a maiores variações da temperatura da água e oxigenação. Temperaturas mais elevadas tendem a influenciar diretamente a biologia das espécies, assim como na taxa de oxigenação, o qual está diretamente relacionada ao metabolismo enzimático (MILLER et al., 2014), aspectos reprodutivos (WINEMILLER et al., 2008) e alimentação (CORRÊA et al., 2012).

A temperatura da água e o nível hidrométrico foram as variáveis que mais influenciaram a organização espaço-temporal das espécies no reservatório. As maiores médias de temperatura ocorreram durante o outono e verão, e o aumento da temperatura se mostrou associado à presença de espécies de peixes pertencentes a distintos grupos taxonômicos (Clupeiformes, Characiformes e Perciformes), revelando que não há preferência de grupos específicos por esse biótopo. O nível hidrológico mais elevado ocorreu durante o outono e primavera, associado com uma precipitação mais elevada durante o mês de novembro (primavera), com águas apresentando temperaturas mais elevadas, e nos meses de junho e julho de 2013 (inverno), com águas mais frias. De fato, processos hidrológicos sofrem influência direta de precipitação e interferem decisivamente na estruturação da ictiofauna (GARCIA et al., 2003).

No biótopo reservatório, os níveis hidrológicos mais elevados influenciaram na abundância de duas espécies *Odontesthes* spp. e *Oligosarcus jenynsii*, as duas

principais espécies indicadoras do biótopo. Em contrapartida, os níveis hidrológicos mais baixos tenderam a influenciar a abundância das espécies *Cheirodon ibicuiensis*, *Heterocheirodon jacuhiensis* e *Cyanocharax alburnus*. O peixe-rei *Odontesthes* spp., foi a principal espécie indicadora para o reservatório, a qual se revela associada a locais mais lênticos, tais como, lagos e lagoas, apresentando ampla distribuição em lagoas costeiras do sul da região neotropical (MALABARBA et al., 2013). Apesar do peixe-rei ocorrer na Lagoa Mirim, essa espécie foi introduzida no reservatório do Chasqueiro em 1986, com intuito de incrementar os recursos pesqueiros para a região, por isso sendo considerada exótica para esse sistema. De acordo com Cucherousset & Olden (2011), a introdução de espécies de peixes em ecossistemas aos quais não pertencem contribui significativamente para a redução, exclusão e mesmo a extinção de espécies locais.

Pool & Olden (2012) destacam que mudanças hidrológicas tendem a desregular os processos ecológicos dos ecossistemas e das comunidades biológicas, como construção de barragens, as quais interrompem a conectividade entre os biótopos e interferem nos padrões reprodutivos (AGOSTINHO et al., 2004), deslocamento de espécies (BURNS et al., 2006) e o aporte alóctone de itens alimentares (HAHN & FUGI, 2007). Destaca-se que o regime de fluxo hídrico é variável dentro do reservatório uma vez que, a água é manejada artificialmente para a manutenção de extensas culturas de arroz a jusante, revelando um caráter estocástico, o que potencialmente pode promover desorganização das comunidades. Este processo já fora ressaltado por outros autores, em diversas escalas (AGOSTINHO et al., 2004; ALVES et al., 2013; FERRAREZE et al., 2014).

Da montante para o reservatório ocorreu uma diminuição da riqueza, associada com as mudanças hidrológicas, acarretando desestruturação espacial da assembleia. A desorganização espaço-temporal no biótopo reservatório foi confirmada pelo modelo nulo de co-ocorrência, o qual não apresentou um padrão de estrutura diferente daquele esperado ao acaso. Além do possível efeito da construção da barragem em 1986, a qual alterou significativamente a dinâmica hidrológica da bacia, afetando a composição e abundância relativa das espécies, o padrão apresentado pode ser resultado de múltiplos parâmetros ecológicos e ambientais atuando em conjunto (competição, exploração dos recursos pesqueiros, introdução de espécies). O menor valor relativo de SES detectado para esse biótopo indica que ele apresenta forte tendência à manutenção de um padrão aleatório de

estruturação espaço-temporal da assembleia. Na literatura é bem evidenciado que os reservatórios modificam a estrutura das assembleias, principalmente em relação a sua hidrodinâmica, o que repercute diretamente sobre a organização espaço-temporal das comunidades aquáticas (AGOSTINHO & GOMES, 1997; ARAÚJO & SANTOS, 2001; QUIST & SCHULTZ, 2014).

A jusante do represamento foi detectada marcante declínio do oxigênio dissolvido nas estações mais frias para os mais quentes, enquanto que a montante e no próprio reservatório essa tendência não foi verificada. Baixa oxigenação é um fator limitante para a fisiologia das espécies de peixes, influenciando diretamente na estruturação das assembleias (LOWE-McCONNELL, 1999; ARRIGTON & WINEMILLER, 2006). Além do efeito do aumento da temperatura, reduzindo a solubilidade do oxigênio, o biótopo jusante é caracterizado por uma área tipicamente de inundação, com menor declividade e acúmulo de matéria orgânica, o que pode estar associado ao aumento do consumo microbiano de oxigênio durante sua decomposição (ALLAN & CALLISTO, 2007). Entretanto, apesar de apresentar médias menores de oxigênio dissolvido, o biótopo jusante apresentou maior diversidade de peixes. Taylor et al. (2014) mostraram que comumente podemos esperar aumento de riqueza ao longo do gradiente longitudinal, o que pode ser reforçado pelo esperado aumento da diversidade de habitats na área de inundação a jusante. De acordo com Hagerthey et al. (2014), a composição da fauna de regiões com elevado grau de heterogeneidade ambiental podem apresentar uma maior diversidade de peixes, esse aspectos pode ser evidenciado em áreas de inundação, no qual tende a variar em abundância e riqueza conforme a complexidade estrutural do ecossistema.

Cabe destacar que a jusante foram registradas altas densidades de macrófitas aquáticas, as quais aumentam a disponibilidade de alimento, refúgios de proteção contra predadores e sítios de reprodução (THOMAZ & CUNHA, 2010; GOGOLA et al., 2013). Ambientes estruturalmente distintos tendem a apresentar variações físicas e químicas importantes ao longo do espaço e do tempo, influenciando diretamente a composição e abundância das espécies. No biótopo a jusante, a velocidade da água foi o parâmetro que mais influenciou a segregação espacial das espécies. Allan & Calistto (2007) destacam que a redução da velocidade da água aumenta com a profundidade, produzindo uma região de corte, conhecida como limite-camada, o qual pode influenciar na dispersão das espécies.

Súarez & Lima-Júnior (2009), estudando a variação espacial e temporal nas assembleias de peixes em um riacho neotropical e Montañá & Winemiller (2010), estudando a comunidade de peixes em uma várzea de um rio na Venezuela verificaram associação positiva entre a velocidade da água e a captura das espécies de peixes. Como a velocidade da água influenciou na composição da assembleia de peixes a jusante, a topografia, partículas de substrato e estrutura do ambiente devem ser consideradas na avaliação do efeito dessa variável hidrodinâmica. A velocidade da água é um importante fator físico estruturador das assembleias de peixes em bacias hidrográficas, promovendo mudanças do fluxo hídrico no tempo e no espaço (POFF, 1997; PEASE et al., 2011) e gerando adaptações morfológicas nas espécies para que possam persistir em ambientes com fluxo de água mais intenso e melhor explorar a complexidade estrutural de sistemas aquáticos lóticos (OLIVEIRA et al., 2010).

Outros fatores podem influenciar a presença de espécies em ambientes lóticos, como por exemplo, largura, profundidade, presença de macrófitas aquáticas e estruturas submersas (ŠMEJKAL et al., 2014). Portanto, comparando com os ambientes tipicamente lótico do trecho a montante e o sistema semi-lêntico e regulado do reservatório, o biótopo jusante tende a apresentar maior estabilidade hidrológica e funcional em função da presença da área de inundação. De acordo com Junk et al. (2014), área de inundação possui um efeito tampão com a capacidade de regulação hidrodinâmica, que está associado a diversos fatores, tais como a presença de macrófitas aquáticas, regulando a qualidade da água, retenção de nutrientes e regulação do microclima. Esse padrão reflete a maior diversidade de espécies indicadoras verificadas nesse biótopo, representada pela ocorrência de diferentes grupos taxonômicos, tais como a generalista *Hyphessobrycon luetkenii*, com ampla distribuição em arroios, riachos, lagoas e áreas alagadas (BRUSCHI Jr. et al., 2000), revelando que esse biótopo se mostrou menos restritivo à ocupação e colonização pela ictiofauna local.

Além disso, o biótopo a jusante apresentou o padrão mais bem estruturado de co-ocorrência entre as espécies, significativamente diferente das distribuições ao acaso e com valores de SES mais elevados, o que indica maior estabilidade espacial e temporal no padrão de co-ocorrência entre as espécies em relação aos outros biótopos. Esta característica evidencia que a manutenção dos processos hidrológicos naturais dessa área pode auxiliar na estabilidade e equilíbrio da BHAC,

corroborando a hipótese de que a diversidade promove a estabilidade das comunidades e processos ecossistêmicos (TAYLOR et al., 2006; TAYLOR et al., 2014). Cabe salientar que os únicos meses que revelaram padrões de estruturação tipicamente aleatórios da assembleia de peixes a jusante foram outubro/2012 e junho/2013, meses que apresentaram elevadas precipitações esporádicas. Precipitações repentinas e estocásticas podem exercer um efeito desestruturador sobre a comunidade, homogeneizando os ambientes e realocando espécies com diferentes exigências nos habitats disponíveis.

D'Ambrosio et al. (2014), estudando os aspectos espaciais como distribuição da assembleia de peixes em Ohio, USA, destacaram a correlação positiva da assembleia de peixes com o gradiente espacial, onde as comunidades podem fornecer importante medida do sistema sobre o fluxo de recuperação e integridade biótica, a qual vai mudando conforme o gradiente longitudinal. Isso corrobora com a distribuição da assembleia de peixes ao longo do gradiente longitudinal da BHAC, onde altitudes maiores (montante) apresentaram um menor número de espécies com características de zonas mais altas, como espécies reofílicas *Characidium pterostictum* e *Astyanax laticeps*, enquanto que a diversidade aumenta conforme menores altitudes. Dados similares foram encontrados por Lee & Suen (2012), estudando a assembleia de peixes em riachos de montanha de Taiwan, evidenciaram a diferenciação dos ambientes associados em função das variáveis ambientais (por exemplo, velocidade da água), registrando a ocorrência de espécies reofílicas. Por outro lado, no reservatório ocorreram espécies de maior porte, como *Hoplias aff. malabaricus* e *Rhamdia quelen*, e a jusante espécies forrageiras como *Hyphessobrycon luetkenii* e *Hisonotus nigricauda*. Lujan et al. (2013) destacam que em altitudes maiores as espécies possuem distribuições mais limitadas, as quais podem estar associadas a aspectos filogeográficos.

Dessa forma, podemos destacar que o biótopo jusante, seguido pela montante, foram os principais responsáveis pelo padrão geral de estruturação espaço-temporal das assembleias de peixes na BHAC, evidenciando um padrão de segregação significativamente diferente daquele esperado ao acaso. Portanto, as diferentes características físicas e estruturais dos três biótopos analisados, tais como temperatura, nível hidrológico e velocidade da água, bem como interações bióticas (competição e predação) e estrutura da ictiofauna (partição de nicho) podem explicar o padrão de organização das assembleias ao longo da BHAC. Como por exemplo,

temos espécies diretamente associadas a determinados fatores específicos, tais como a forças hidrodinâmicas (*Scleronema* cf. *angustirostris* e *Odontesthes* spp.), oxigenação (*Bryconamericus iheringii* e *Pseudocorynopoma doriae*), temperatura da água (*Hyphessobrycon luetkenii* e *Characidium orientale*) e heterogeneidade ambiental (*Brachyhypomus gauderio* e *Microglanis cottoides*).

Os padrões de co-ocorrência de espécies observados estão associadas a diferentes fatores ambientais que auxiliam no mecanismo de estruturação das comunidades (PERES-NETO et al., 2001; GOTELLI & ROHDE, 2002; OLIVEIRA et al., 2005; BOSCHILIA et al., 2012). Peres-Neto et al. (2001) destacam que os padrões não aleatórios em dados de campo podem servir como evidência inicial para determinar os mecanismos ecológicos que moldam as comunidades. Além disso, vale destacar que os efeitos das interações bióticas (e.g competição e predação) são outros importantes agentes estruturadores das assembleias, sendo que efeitos diretos da predação incluem a eliminação ou diminuição da abundância de uma ou mais espécies de presas, enquanto que os efeitos indiretos compreendem a mudança nas preferências de habitat e padrões de forrageamento (OLIVEIRA et al., 2005), o que pode ser detectado a montante e jusante, como biótopos estruturados.

7. Conclusão

A hipótese testada pelo modelo nulo responde importantes questões sobre a estruturação espaço-temporal da assembleia, mostrando uma organização diferente do aleatório, associado a características funcionais dadas por cada biótopo. De fato, os gradientes longitudinais sob intervenções antrópicas tendem a ampliar a variabilidade ecossistêmica ao longo da bacia hidrográfica, alterando significativamente os padrões de organização das espécies.

5. Capítulo 3

Estrutura e dinâmica das redes de interações tróficas da comunidade de peixes em uma bacia hidrográfica neotropical

5.1 Introdução

A análise de redes de interações tróficas é um dos importantes temas da Ecologia, pois fornece subsídios para melhor compreensão da complexidade estrutural das comunidades ou mesmo como elas respondem às diferentes alterações ecossistêmicas. Berlow et al. (2003) destacam que esses estudos são úteis para evidenciar o padrão de interconexão dos recursos alimentares entre as espécies. A intensidade e a força dessas interações tróficas ao longo do tempo permitem avaliar as respostas de uma comunidade alterada (NORDSTRÖM et al., 2015). Por exemplo, nas redes de interações as espécies mais abundantes tendem a interagir mais frequentemente umas com as outras e com espécies menos abundantes, formando um núcleo de espécies altamente conectadas, entretanto espécies menos abundantes tendem a apresentar menor número de interações (DÁTTILO et al., 2014).

A interação trófica interespecífica em sistemas aquáticos pode ser afetada por diversos fatores, tais como a regulação do regime hidrológico, a qual tem o potencial de excluir e realocar espécies-chave, organismos com papéis fundamentais na estrutura das redes tróficas (DUNNE et al., 2002; BOUDREAU et al., 2015; KORTSCH et al., 2015). De fato, a regulação do fluxo hídrico, gerada pela construção de barragens, por exemplo, pode alterar a composição de espécies da comunidade (AGOSTINHO et al., 2004; DIAS et al., 2014), com reflexos diretos para a organização das redes tróficas e a Ecologia das espécies que as compõem. Nesse caso, as alterações nas redes tróficas provocadas pelos barramentos, reforçadas pelas mudanças na conectividade hidrológica na bacia, podem afetar a estabilidade de uma rede trófica (SÁNCHEZ-CARMONA et al., 2012; FAVARO & JONATHAN, 2015) e influenciar o fluxo de energia dentro dos sistemas (SILVA et al., 2010; BOERSMA et al., 2016; WINEMILLER et al., 2016), com possibilidade de promover

extinções secundárias (DUNNE et al., 2002; JONSSON et al., 2006; WINEMILLER et al., 2016; ELORANTA et al., 2016).

A desconectividade hidrológica pode afetar, especificamente, o comprimento das cadeias alimentares, a posição trófica interespecífica, a eficiência ecotrófica dada pela transferência de energia por meio da predação (WINEMILLER, 1990; DUNNE et al., 2013; CROSS et al., 2013; WINEMILLER et al., 2014), bem como suas diferentes propriedades topológicas, métricas que avaliam a estrutura de redes de interações, sendo as mais comuns o número de *links* L (número total de interações) e a conectância C (L dividido pelo máximo número possível de interações; WILLIAMS & MATINEZ, 2000; MONTOYA & SOLÉ, 2003; STOUFFER et al., 2005; GUIMERÀ et al., 2010; COLL et al., 2015). Além destes aspectos, podem ser citadas ainda as implicações multidimensionais, como efeitos *top-down* e *bottom-up* (ELORANTRA et al., 2015; BOUDREAU et al., 2015).

Dentre as métricas atualmente utilizadas para medir os impactos na estruturação de redes estão o grau de aninhamento (NODF - *Nestedness based on overlap and decreased fill*; ALMEIDA-NETO et al., 2008) e a modularidade (NEWMAN, 2006). O aninhamento trófico descreve redes alimentares como interações sobrepostas, onde espécies especialistas exploram subconjuntos dos recursos que são explorados pelas espécies com dietas generalistas (BASCOMPTE et al., 2003; ALMEIDA-NETO et al., 2008; NORDSTRÖM et al., 2015). A primeira técnica utiliza dados binários por meio de matrizes de presença-ausência (0 e 1), a fim de relacionar especificamente análises em metacomunidades ou redes de interação. Por outro lado, a modularidade avalia a ocorrência de subgrupos (ou módulos) de consumidores e recursos que interagem em maior grau de complexidade do que com os outros componentes da rede de interação (GUIMERÀ et al., 2010; STOUFFER et al., 2011), podendo, dessa forma, ser considerados unidades funcionais (MILO et al., 2002). Dessa forma, mudanças nas estruturas e nas dinâmicas modulares permitem avaliar o quanto a rede pode ser afetada pelas alterações no ecossistema, com implicações para a estabilidade e persistência da rede. Por exemplo, as espécies tendem a manter menos interações com módulos menores, os quais podem ser compostos por menos espécies, as quais tendem a explorar recursos mais específicos (GUIMERÀ et al., 2007; MELLO et al., 2011; DORMANN & STRAUSS, 2014; KORTSCH et al., 2015; MONTOYA et al., 2015),

pois casos esses módulos sofram algum tipo de alteração, as consequências para a estrutura da rede podem ser mais graves, podendo promover extinção local de espécies.

Neste contexto, as bacias hidrográficas que apresentam regulação de fluxo, tais como aquelas submetidas à construção de reservatórios, tendem a promover alterações hidrológicas no sistema lótico, causando impactos severos sobre a estrutura dos ecossistemas, o que pode ser indiretamente avaliado pelas mudanças registradas nas redes de interação tróficas. Portanto, essas redes podem ser utilizadas como importantes ferramentas para avaliar a estabilidade e a integridade de sistemas aquáticos submetidos a alterações ecossistêmicas, na medida em que avaliam a estrutura e a dinâmica das interações tróficas. Essas alterações podem ocasionar a modificação na estrutura das redes tróficas, promovendo extinção de espécies especialistas ou realocação de espécies em diferentes níveis tróficos, além de prováveis mudanças no comprimento das cadeias alimentares e alterações nos padrões de aninhamento e modularidade.

O presente estudo espera que ao longo de uma bacia hidrográfica impactada pela regulação do fluxo hídrico ocorram alterações significativas na estrutura das redes tróficas principalmente nas métricas de aninhamento e modularidade, com implicações para a organização do ecossistema da montante para a jusante. Para testar essa hipótese foram avaliadas a estrutura e dinâmica das redes tróficas de uma bacia hidrográfica neotropical impactada pela construção de um reservatório destinado à rizicultura no sul do Brasil, formada por trechos lóticos a montante livre do barramento, um intermediário semilêntico onde se localiza o reservatório e trechos de banhados a jusante.

5.1 Material e métodos

5.1.2 Área de estudo

A bacia hidrográfica do arroio Chasqueiro (BHAC) está localizada no sistema hidrográfico da Lagoa Mirim, município de Arroio Grande, sul do Brasil (31°6'51"S/50°5'17"W; Figura 1). A área é caracterizada por apresentar planícies com solos hidromórficos, clima subtropical (segundo Köppen) e precipitações médias anuais variando entre 1,200 a 1,450 mm. As temperaturas médias mensais oscilam entre 25°C nos meses mais quentes e 11°C nos meses frios. A BHAC é formada por

dois arroios a montante, perfazendo área total de 248,42 km² (Chasqueiro com 114.84 km² e Chasqueirinho com 133.58 km²), um reservatório no trecho intermediário da bacia e um banhado a jusante. O reservatório do Chasqueiro apresenta uma bacia de acumulação de 1.800 ha, sendo utilizado principalmente para a monocultura de arroz (CORRÊA et al., 2015). Foram estabelecidos seis sites de amostragem ao longo da BHAC: montante - sites 1 (arroio Chasqueiro) e 2 (arroio Chasqueirinho); reservatório do Chasqueiro - sites 3 e 4 e a jusante - sites 5 e 6 (arroio Chasqueiro) (Figura 1). Os dois primeiros pontos de amostragem correspondem ao biótipo denominado montante, os pontos 3 e 4 ao biótipo reservatório e os pontos 5 e 6 ao biótipo jusante. As características estruturais dos três biótipos analisados estão descritas no capítulo 1.

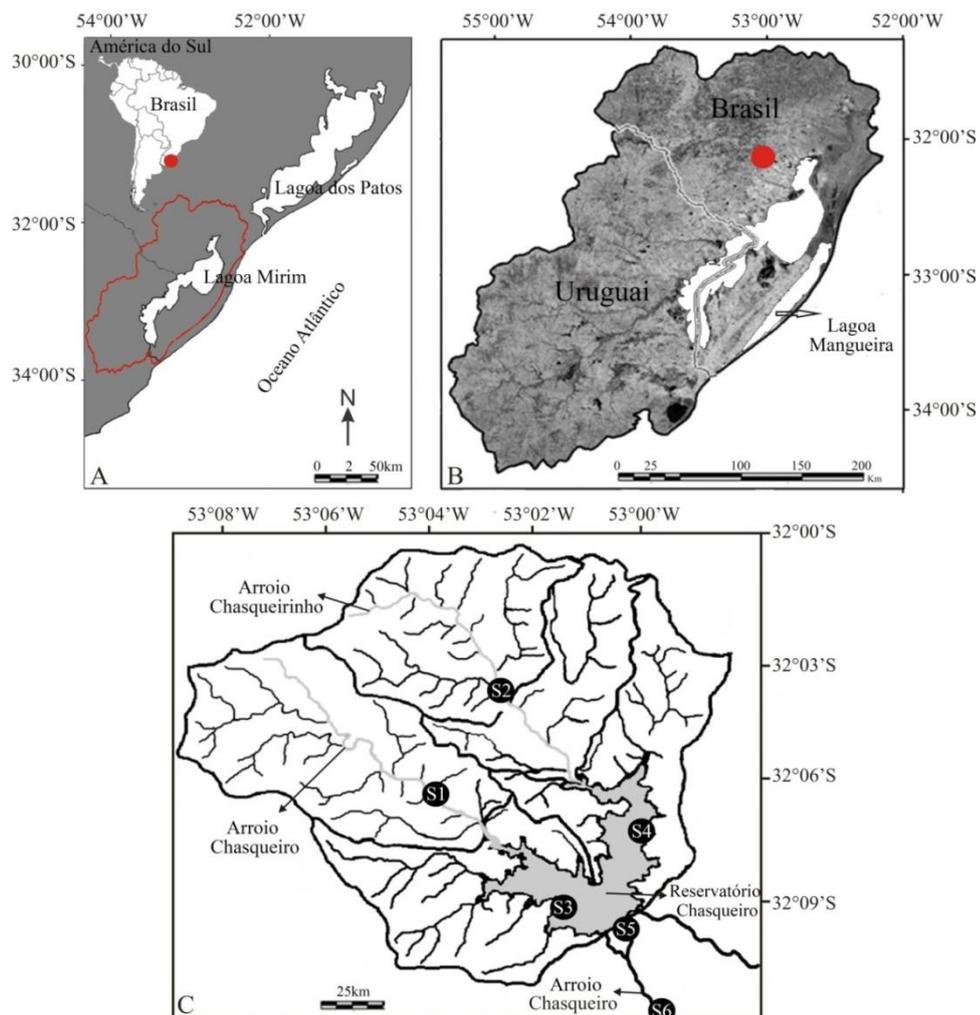


Figura 1: (A) Mapa da América do Sul, onde o ponto vermelho indica a localização do sistema lagunar Patos-Mirim e a linha contínua vermelha indica o sistema de Lagoa Mirim, Brasil; (B) O círculo vermelho indica a localização da bacia hidrográfica do Arroio Chasqueiro; e (C) A letra S associada aos números corresponde aos pontos de amostragem da BHAC (S1 - Site 1 a S6 - Site 6).

5.1.3 Amostragem da ictiofauna

Os peixes foram coletados mensalmente durante o período de um ano entre os meses de agosto/2012 e julho/2013 (SISBIO nº 34389-1). Devido à diversidade de habitats estudados (arroyos, reservatório e banhado), não foi possível empregar um esforço padronizado para todos os pontos, sendo necessária à utilização de vários artefatos de coletas: a) rede de emalhar com 75 m de comprimento e um metro de altura, dividida em cinco malhas de 10, 20, 30, 40 e 50 mm entre nós adjacentes, submersa por um período de 24h, com despesca de 12h, sendo utilizada no reservatório em profundidades entre 1,0 e 2,5 m, a fim de capturar os indivíduos de maior porte (> 200 mm); b) rede de arrasto com 5 m de comprimento, 2,25 m de altura e malha de 5 mm entre nós adjacentes, empregada na zona litorânea do reservatório e a jusante, sendo realizados cinco arrastos em cada local por coleta; c) dois puçás com malha de 5 mm, 35 cm de largura e 50 cm de comprimento, utilizados a montante e a jusante em áreas com e sem vegetação, com um esforço de 30 minutos de atividade empregado em locais com profundidade entre 10 cm a um metro; e d) duas peneiras confeccionadas com malha de 5 mm, 80 cm de largura e 160 cm de comprimento, sendo empregadas nos pontos a montante e a jusante, com um esforço de 15 minutos em cada local por coleta.

Os peixes coletados foram acondicionados em sacos plásticos, etiquetados e fixados em formol 10%, posteriormente levados ao laboratório onde foram transferidos para álcool 70%. Os exemplares foram identificados a partir da consulta à bibliografia especializada e, quando necessário, foram consultados especialistas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul para a confirmação das espécies. De cada exemplar foi mensurado o comprimento total (CT) em milímetros (mm) e o peso total (PT) em gramas (g). Exemplares testemunhos foram depositados na coleção ictiológica da Universidade Federal do Rio Grande (FURG, Brasil).

5.1.4 Análise do conteúdo estomacal

Os exemplares de peixes foram eviscerados para análise estomacal e os itens alimentares registrados nos estômagos foram identificados até o menor nível taxonômico possível e para cada item alimentar foram avaliadas as seguintes métricas (HYSLOP, 1980): a) frequência de ocorrência (FO%), que corresponde ao percentual do número total de estômagos em que um determinado item alimentar

ocorreu, b) frequência numérica (N%), que corresponde à porcentagem da abundância numérica de um determinado item alimentar em relação à soma de todos os itens alimentares; e c) área do item (A%), que corresponde à porcentagem da área em (mm²) de um determinado item alimentar em relação à todos os itens presentes nos estômagos.

Para o cálculo da área foi utilizado uma placa milimetrada onde o item foi espalhado uniformemente e mantendo, sempre que possível, a altura padronizada em 1 mm, conforme a metodologia de Hellawell & Abel (1971). Os dados de FO%, N% e A% foram combinados no Índice de Importância Relativa de Pinkas (1971) seguindo a fórmula:

$$IIR\% = FO\% * (N\% + A\%)$$

Onde: IIR = índice de importância relativa; FO% = frequência de ocorrência; N% porcentagem numérica do item alimentar; A% área do item alimentar.

O IIR foi expresso em percentual (IIR%) de acordo com Cortés (1997). Posteriormente, os recursos alimentares foram agrupados em grandes categorias: Anelidae (Anelidae e Oligoqueta); Chelicerata (ácaro e aranha); Crustáceos (*Aegla platensis*, Amphipoda, Cladocera, Copepoda, Isopoda, Nauplios de camarão, Ostracoda, *Palaemonetes argentinus* e restos de crustáceos não identificados); Insetos (Collembola, Coleoptera, Diptera, Ephemeroptera, Hemiptera, Hymenoptera, Megaloptera, Neuroptera, Odonata, Orthoptera, Plecoptera, Trichoptera, Tysanoptera, Larva de Coleoptera, Larva de Diptera, Larva de Ephemeroptera, Larva de Hemiptera, Larva de Lepidoptera, Larva de Neuroptera, Larva de Odonata, Larva de Ortoptera, Larva de Plecoptera, Larva de Trichoptera e restos de insetos), material particulado fino (sedimento/detrimento), material orgânico (item animal em estado avançado de digestão não identificado), material vegetal (algas, folhas, sementes), moluscos (gastropodes, bivalves e restos de conchas não identificadas), Nematoda, Protozoário e peixes (*Platanichthys platana*, *Astyanax* aff. *fasciatus*, *Astyanax eigenmanniorum*, *Astyanax* spp., *Bryconamericus iheringii*, *Cheirodon ibicuihensis*, *Cheirodon interruptus*, *Cheirodon* spp., *Cyanocharax alburnus*, *Heterocheirodon jacuiensis*, *Hyphessobrycon luetkenii*, *Oligosarcus* spp., *Pseudocorynopoma doriae*, *Corydoras paleatus*, *Pimellodela australis*, *Homodiaetus*

anisitsi, *Jenynsia multidentata*, *Phalloceros caudimaculatus*, *Odontesthes* spp., *Gymnogeophagus* spp. e restos de peixes (escama, ovos, músculos e ossos).

Com o intuito de verificar se houve diferença significativa entre os biótopos (montante, reservatório e jusante) na dieta das espécies, foi aplicada a análise multivariada não paramétrica (ANOSIM *one-way*) sobre a matriz dos valores de IIR% (espécies x categorias alimentares). A hipótese nula testada pela ANOSIM foi de que não há diferença significativa quanto aos valores do IIR% na dieta das espécies entre os biótopos (montante, reservatório e jusante), rejeitando-a quando o nível de significância fosse $p < 0,05$ (CLARKE & GORLEY, 2006). O nível de significância foi testado por meio de 10.000 permutações entre os biótopos. A estatística *R* da ANOSIM mede a diferença entre os grupos formados, indicando similaridade total entre os grupos quando *R* global = -1, formação de grupos ao acaso quando *R* global = 0 e dissimilaridade total entre os grupos quando *R* global = 1 (CLARKE & GORLEY, 2006).

5.1.5 Propriedades topológicas das redes alimentares

Para cada biótopo foram calculadas 24 propriedades topológicas utilizando os dados do conteúdo estomacal das espécies, conforme descritas na Tabela 1. Afim de verificar se houve diferença significativa em relação a densidade de interação (L/S), conectância (C%), aninhamento (NODF) e modularidade (M) foi aplicado o teste paramétrico ANOVA *one-way*, respeitando os pressupostos de normalidade e homocedasticidade, avaliados pelo teste de Jarque-Bera (ZAR, 1996), e quando encontradas diferenças significativas, foi aplicado o teste *post-hoc* de Tukey com nível de significância de 5%.

A construção dos grafos bipartidos das redes de interações (espécies x categorias alimentares) para cada biótopo foi realizada utilizando os valores do IIR%, no pacote *BIPARTITE*, programa *R*, versão 3.2.3 (DORMANN et al., 2008; DORMANN et al., 2009; DORMANN & STRAUSS, 2014).

Tabela 1: Definições das 24 propriedades topológicas das redes de interação trófica da comunidade de peixes calculadas para os sites de amostragem da bacia hidrográfica do Arroio Chasqueiro, município de Arroio Grande, Rio Grande do Sul, Brasil.

Propriedade das assembleias		
Riqueza de espécies (S)	Número total de espécie por módulo	DUNNE et al., 2013
Abundância de peixes (F)	Número total de indivíduos analisados	DUNNE et al., 2013
Riqueza de recursos alimentares	Número de recursos alimentares diferentes identificados por site de amostragem	DUNNE et al., 2013
Hábitos tróficos		
Riqueza de espécies topo (T)	Porcentagem de espécies topo sem predador	DUNNE et al., 2013
Riqueza de espécies intermediárias (I)	Porcentagem de espécies intermediárias com predador	DUNNE et al., 2013
Riqueza de espécies basais (B)	Porcentagem de espécies basais com predador, sem presa	DUNNE et al., 2013
Riqueza de guildas tróficas		
Piscívoros (Pis)	Número de espécies que consomem especialmente peixes	LOWE-MCCONNELL, 1999
Carcinófagos (Cac)	Número de espécies que consomem crustáceos	LOWE-MCCONNELL, 1999
Carnívoros (Car)	Número de espécies que consomem recursos alimentares de origem animal (terrestres e aquáticos)	LOWE-MCCONNELL, 1999
Insetívoros (Ins)	Número de espécies que predam insetos de origem autóctone e alóctone	LOWE-MCCONNELL, 1999
Herbívoros (He)	Número de espécies que consomem material vegetal (terrestre e aquático)	LOWE-MCCONNELL, 1999
Detritívoros (De)	Número de espécies que consomem detritos de origem animal e vegetal	LOWE-MCCONNELL, 1999
Planctívoros (Pla)	Número de espécies que predam zooplâncton	LOWE-MCCONNELL, 1999
Iliófagos (Ili)	Número de espécies que consomem essencialmente material particulado fino	LOWE-MCCONNELL, 1999
Estrutura das redes		
Nível trófico médio (Ne)	Nível trófico médio por rede	PAULY & PALOMARES, 2000
Nível trófico máximo (Nmax)	Nível trófico máximo de cada rede	PAULY & PALOMARES, 2000
Densidade de interação (L/S)	Número de links tróficos na rede em relação a S	PIMM, 1979, 1982
Conectância (C%)	Número de interações registradas em relação ao número total de interações teoricamente possível na rede.	PIMM, 1979, 1982; DUNNE et al., 2013
Aninhamento (NODF)	Interações entre espécies com poucas conexões representa um subconjunto das interações realizadas pelas espécies com mais interações (NODF) – padrão aninhado	ALMEIDA-NETO et al., 2008
Aninhamento (NODF-null)	Interações entre espécies com poucas conexões representa um subconjunto das interações realizadas pelas espécies com mais interações (NODF-null) – padrão aninhado gerado a partir de modelos nulos	ALMEIDA-NETO et al., 2008
Modularidade (M)	Ocorre se existem subgrupos de consumidores que interagem mais com um grupo de recursos do que outras espécies da mesma rede	DORMANN & STRAUSS, 2014
Razão predador-presa (P:P)	Porcentagem de espécies basais + espécies intermediárias / porcentagem de espécies topo + espécies intermediárias	SÁNCHEZ-CARMONA, et al., 2012; DUNNE et al., 2013

5.1.6 Posição trófica

Para a análise da posição trófica foram selecionadas espécies que apresentaram pelo menos cinco exemplares com conteúdo alimentar. Análise da posição trófica é uma importante métrica para identificar a posição das espécies na cadeia alimentar, assim como identificar o nível trófico máximo, ocupado principalmente pelas espécies piscívoras. Neste estudo foi adotado o critério proposto por Pauly & Palomares (2000), considerando os níveis tróficos dos predadores como entidades mensuráveis, atribuindo-lhes valor 1 (produtores primários e detrito/sedimento), 2 (herbívoros), 3 (onívoros), 4 carnívoros mistos e 5 piscívoros.

A partir dos valores do IIR% das categorias alimentares foram calculados os níveis tróficos médios fracionais (NTF) para cada biótopo e o nível trófico máximo, utilizando o programa TrophLab (PAULY et al., 2000). O cálculo que expressa a posição trófica dos organismos na cadeia alimentar (STERGIU & KARPUZI, 2002; PAULY & CHRISTENSEN, 2000; PAULY & PALOMARES, 2000) é apresentada na seguinte fórmula:

$$TROPH_i = 1 + \sum_{j=1}^G DC_{ij} * TROPH_j$$

onde: TROPH_i = nível trófico fracional da espécie (i); TROPH_j = nível trófico fracional da presa (j); DC_{ij} = % importância relativa da presa j na dieta da espécie i; G = número total de presas.

5.1.7 Aninhamento e modularidade

Com o objetivo de estimar o grau de aninhamento das espécies para os diferentes biótopos (montante, reservatório e jusante) foi utilizando a métrica (NODF) (*Nestedness metric based on Overlap and Decreasing Fill*) (ALMEIDA-NETO et al., 2008). Para isso foi utilizado uma matriz onde as espécies foram dispostas nas linhas e os recursos alimentares nas colunas. O cálculo do aninhamento pelo NODF é independente entre linhas e colunas, permitindo avaliá-lo somente entre os recursos ou entre as espécies (ALMEIDA-NETO et al., 2008). A métrica foi baseada na sobreposição e conectância decrescente entre os predadores e presas utilizando o programa ANINHADO 3.0 (GUIMARÃES & GUIMARÃES, 2006).

Bascompte & Jordano (2007) destacam que uma rede é mais aninhada quanto mais as espécies especialistas interagirem com espécies que pertencerem a

um subconjunto ou grupo trófico das espécies com as quais interagem as generalistas. Aninhamento se caracteriza pelo gradiente no qual as espécies com menos interações tendem a ser conectar aos subconjuntos de recursos alimentares que estão conectados a espécies com mais interações (ALMEIDA-NETO et al., 2008). Também foi calculado o NODF-null que varia de 0 a 100, onde valores próximos a 100 indicam uma rede fortemente aninhada, modelo escolhido por uma baixa taxa de erro do tipo I (ALMEIDA-NETO et al., 2008). Ulrich et al. (2009) destacam que os testes com modelo nulo pode potencialmente controlar para influências básicas de tamanho de matriz e forma, mantendo o mesmo tamanho de matrizes simuladas com forma de matriz empírica, onde certo grau de aninhamento pode ser gerado por processos estocásticos. Para isso foi utilizada 999 matrizes aleatórias para testar a significância do índice, geradas a partir do rearranjo das interações observadas entre as células (ALMEIDA-NETO et al., 2008; ALMEIDA-NETO & ULRICH, 2011), onde o aninhamento é calculado separadamente para linhas e/ou colunas e em seguida efetuado o cálculo médio para apenas um destes dois, comparado com a média observada.

Para calcular a modularidade nas redes de interação dos diferentes bióticos da BHAC foi aplicado o algoritmo QuaBiMo (*Quantitative Bipartite Modularity algorithm*) (DORMANN & STRAUSS, 2014), o qual se baseia na abordagem hierárquica aleatória de Clauset et al. (2008), de modo que espécies com consumo de itens similares e de mesma proporção são mais prováveis de interagir entre si, seguindo a fórmula:

$$Q = \frac{1}{2N} \sum_{ij} (A_{ij} - K_{ij}) \delta(m_i, m_j)$$

onde: Q = algoritmo modular: N é o número total de interações observadas na rede e A_{ij} o número observado normalizado de interações entre i e j . O valor esperado, com base num modelo apropriado nulo, é dado na matriz K . (Sem normalização, A e K representam a matriz de adjacência e a matriz modelo nulo, respectivamente).

O algoritmo troca aleatoriamente interações em qualquer nível e avalia se a nova rede é mais provável do que a anterior, registrando e atualizando a melhor rede, realizada pelo teste de simulação de *Monte Carlo*. Após detectar os módulos estabelecidos para cada biótopo, foi utilizada a análise multivariada não paramétrica (ANOSIM) para verificar se houve diferença significativa entre os módulos.

6. Resultados

Foram analisados um total de 6347 indivíduos pertencentes a 59 espécies, destes 87,68% (5565 indivíduos) apresentaram estômagos com alimento nos três biótopos analisados (montante, reservatório e jusante). Dentre as espécies que apresentaram maiores quantidades de indivíduos analisados, foram *Bryconamericus iheringii* com 517 e *Cheirodon ibicuihensis* com 336 indivíduos. A primeira espécie foi mais representativa a montante com 218 indivíduos analisados, enquanto a segunda espécie no reservatório com 151 indivíduos. Já as espécies que apresentaram menor representatividade nas análises estomacais foram o cascudo-chinelo *Rineloricaria strigilata*, pertencente à família Loricariidae, e o muçum *Synbranchus aff. marmoratus* da família Synbranchidae, ambos com cinco indivíduos analisados (Tabela 2).

Tabela 2: Número total de indivíduos analisados das 59 espécies para os três biótopos estudados na bacia hidrográfica do Arroio Chasqueiro, município de Arroio Grande, Rio Grande do Sul, Brasil. S representa a sigla das espécies; Num = número de indivíduos analisados e EA% = estômago com alimento em porcentagem.

Espécies coletadas	S	Montante		Reservatório		Jusante	
		Num	EA%	Num	EA%	Num	EA%
<i>Platanichthys platana</i> (Regan, 1917)	Plapla	-	-	91	3,26	-	--
<i>Astyanax aff. fasciatus</i> (Cuvier, 1819)	Astfas	-	-	117	7,31	50	1,77
<i>Astyanax eigenmanniorum</i> (Cope, 1894)	Asteig	-	-	8	0,51	75	2,51
<i>Astyanax henseli</i> Melo & Buckup, 2006	Asthem	-	-	9	0,58	19	0,70
<i>Astyanax jacuhiensis</i> (Cope, 1894)	Astjac	-	-	11	0,72	64	2,21
<i>Bryconamericus iheringii</i> (Boulenger, 1887)	Bryihe	218	14,04	197	13,82	102	3,47
<i>Charax stenopterus</i> (Cope, 1894)	Chaste	-	-	16	0,94	80	2,07
<i>Cheirodon ibicuihensis</i> Eigenmann, 1915	Cheibi	76	4,61	151	9,41	109	3,77
<i>Cheirodon interruptus</i> (Jenyns, 1842)	Cheint	57	3,73	11	0,80	68	2,36
<i>Cyanocharax alburnus</i> (Hensel, 1870)	Cyaaab	159	9,84	175	12,01	103	3,62
<i>Heterocheirodon jacuiensis</i> Malabarba & Bertaco, 1999	Hetjac	49	2,92	159	10,71	76	2,51
<i>Hyphessobrycon boulengeri</i> (Eigenmann, 1907)	Hypbou	-	-	-	-	16	0,55
<i>Hyphessobrycon igneus</i> Miquelarena, Menni, López & Casciotta, 1980	Hypign	-	-	-	-	46	1,44
<i>Hyphessobrycon luetkenii</i> (Boulenger, 1887)	Hyplut	67	4,27	11	0,80	207	7,20
<i>Hyphessobrycon meridionalis</i> Ringuelet, Miquelarena & Menni, 1978	Hypmer	-	-	-	-	72	2,66
<i>Mimagoniates inegalís</i> Eigenmann, 1911	Mimine	109	6,78	-	-	-	-
<i>Oligosarcus jenynsii</i> (Günther, 1864)	Olijen	-	-	102	4,49	10	0,30
<i>Oligosarcus robustus</i> Menezes, 1969	Olirob	-	-	77	2,60	18	0,41
<i>Pseudocorynopoma doriae</i> Perugia, 1891	Psedor	30	1,90	6	0,36	100	3,51
<i>Characidium orientale</i> Buckup & Reis, 1997	Chaori	10	0,54	-	-	80	2,25
<i>Characidium tenue</i> (Cope, 1894)	Chaten	-	-	-	-	57	1,55
<i>Characidium pterostictum</i> Gomes, 1947	Chapte	10	0,68	-	-	-	-
<i>Characidium rachovii</i> Regan, 1913	Charac	-	-	-	-	31	1,03

<i>Cyphocharax saladensis</i> (Meinken, 1933)	Cypsal	-	-	-	-	75	2,62
<i>Cyphocharax spilatus</i> (Vari, 1987)	Cypspi	-	-	-	-	131	4,80
<i>Cyphocharax voga</i> (Hensel, 1864)	Cypvog	-	-	96	6,66	61	2,18
<i>Steindachnerina biornata</i> (Braga & Azpelicueta, 1987)	Stebio	-	-	0	0,00	84	3,03
<i>Hoplias aff. malabaricus</i> (Bloch, 1794)	Hopmal	-	-	20	1,09	85	1,48
<i>Corydoras paleatus</i> (Jenyns, 1842)	Corpal	82	5,29	-	-	212	6,61
<i>Heptapterus mustelinus</i> (Valenciennes in d'Orbigny, 1835)	Hepmus	73	4,61	-	-	13	0,48
<i>Pimelodella australis</i> Eigenmann, 1917	Pimaus	19	1,22	-	-	23	0,59
<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	Rhaque	-	-	-	-	7	0,26
<i>Hisonotus armatus</i> (Carvalho et al. 2008)	Hisarm	-	-	-	-	19	0,66
<i>Hisonotus laevior</i> Cope, 1894	Hislac	34	2,31	-	-	100	3,54
<i>Hisonotus nigricauda</i> (Boulenger, 1891)	Hisnig	67	4,48	-	-	177	6,31
<i>Loricariichthys anus</i> (Valenciennes, 1836)	Loranu	-	-	62	4,27	-	-
<i>Otocinclus flexilis</i> Cope, 1894	Otofle	-	-	-	-	12	0,44
<i>Rineloricaria cadeae</i> (Hensel, 1868)	Rincad	84	5,70	-	-	45	1,66
<i>Rineloricaria longicauda</i> Reis, 1983	Rinlon	36	2,37	-	-	6	0,22
<i>Rineloricaria microlepidogaster</i> (Regan, 1904)	Rinmic	101	6,51	-	-	9	0,33
<i>Rineloricaria strigilata</i> (Hensel, 1868)	Rinstr	5	0,34	-	-	-	-
<i>Microglanis cottoides</i> (Boulenger, 1891)	Miccot	32	1,63	-	-	96	2,51
<i>Homodiaetus anisitsi</i> Eigenmann & Ward, 1907	Homani	13	0,34	20	0,72	10	0,18
<i>Scleronema cf. angustirostris</i> (Davincenzi, 1942)	Sclang	108	5,70	-	-	9	0,33
<i>Pseudobunocephalus iheringii</i> (Boulenger 1891)	Pseihe	24	1,22	-	-	91	1,66
<i>Brachyhyopomus bombilla</i> (Loureiro & Silva, 2006)	Brabom	-	-	-	-	9	0,33
<i>Brachyhyopomus draco</i> Giora, Malabarba & Crampton, 2008	Bradra	-	-	-	-	7	0,26
<i>Brachyhyopomus gauderio</i> Giora & Malabarba, 2009	Bragau	-	-	-	-	11	0,22
<i>Jenynsia multidentata</i> (Jenyns, 1842)	Jenmul	43	2,58	60	3,91	48	1,55
<i>Cnesterodon decemmaculatus</i> (Jenyns, 1842)	Cnedec	-	-	-	-	22	0,66
<i>Phalloceros caudimaculatus</i> (Hensel, 1868)	Phacau	83	4,48	-	-	63	1,99
<i>Odontesthes</i> spp.	Odospp	-	-	143	7,96	-	-
<i>Synbranchus aff. marmoratus</i> Bloch, 1785	Synmar	-	-	-	-	5	0,18
<i>Australoheros acaroides</i> (Hensel, 1870)	Asusac	-	-	-	-	88	2,81
<i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	Geobra	-	-	11	0,80	30	1,00
<i>Gymnogeophagus gymnogenys</i> Hensel, 1870	Gymgym	9	0,61	67	4,70	83	2,81
<i>Gymnogeophagus rhabdotus</i> Hensel, 1870	Gymrha	22	1,29	6	0,43	31	1,03
<i>Crenicichla lepidota</i> Heckel, 1840	Crelep	-	-	5	0,36	38	1,37
<i>Crenicichla punctata</i> Hensel, 1870	Crepun	-	-	13	0,80	-	-
Total de indivíduos analisados		1620		1644		3083	

Em relação à dieta das espécies entre os três biótopos da BHAC, a análise multivariada ANOSIM detectou diferença significativa (R global = 0,06; p = 0,02). Foram identificados 75 recursos alimentares, com destaque para os insetos e os peixes (32,0 e 26,7%, respectivamente). Os insetos foram identificados até ao nível de Ordem, enquanto os peixes ao nível de Espécie. Destes, os insetos

apresentaram maior importância na alimentação das espécies, principalmente para o biótopo a montante, com contribuição média das espécies em relação ao índice de importância relativa (IIR) de 48,40 e 49,87 (sites 1 e 2, respectivamente), seguido de material particulado fino (IIR médio de 29,82 e 36,42) (Tabela 3). O item alimentar com maior contribuição no reservatório foram os peixes, com média no IIR de 30,36 e 40,05 (sites 3 e 4, respectivamente), seguido de material vegetal (IIR médio = 26,42; site 3) e material particulado fino (IIR médio = 28,08; site 4). A jusante houve maior contribuição na alimentação das espécies da categoria material vegetal para o site 5 (IIR = 41,72), enquanto que para o site 6 os insetos foram os mais representativos (IIR = 36,54; Tabela 3).

Tabela 3: Média de contribuição do índice de importância relativa (IIR) das categorias alimentares consumidas pelas espécies para os diferentes sites de amostragem nos biótopos a montante, reservatório e jusante, na bacia hidrográfica do Arroio Chasqueiro, município de Arroio Grande, Rio Grande do Sul, Brasil.

	Montante		Reservatório		Jusante	
	Site 1	Site 2	Site 3	Site 4	Site 5	Site 6
Anelidae	7,16	0,73	0,19	-	0,35	0,26
Chelicerata	0,80	1,09	1,95	0,52	0,48	0,55
Crustáceos	3,45	1,41	13,65	20,46	3,85	6,21
Insetos	48,40	49,87	25,93	13,57	22,25	36,54
Material particulado fino	29,82	36,42	25,88	28,08	29,41	29,48
Material orgânico	7,69	1,11	2,28	7,28	1,25	3,67
Material vegetal	8,82	10,90	26,42	21,25	41,72	20,41
Moluscos	0,00	0,03	8,87	0,44	19,25	5,19
Nematoda	9,32	0,72	0,95	0,07	0,45	0,94
Peixes	1,25	0,03	30,36	40,05	0,53	15,02
Protozoário	1,85	1,56	0,17	0,92	1,45	1,86

6.1 Propriedades topológicas das redes alimentares

Os resultados das propriedades topológicas para os biótopos são apresentados na Tabela 4. A ANOVA *one-way* mostrou diferenças significativas nos valores de densidade de interação entre os biótopos ($F_{(24,95)} = 2,21$; $p = 0,01$), com média maior para o reservatório ($L/S: 2,55 \pm 0,15$; Figura 2) e menor para a jusante ($L/S: 1,2 \pm 0,1$). Em relação à conectância não houve diferença significativa ($F_{(2,22)} = 0,37$; $p = 0,22$).

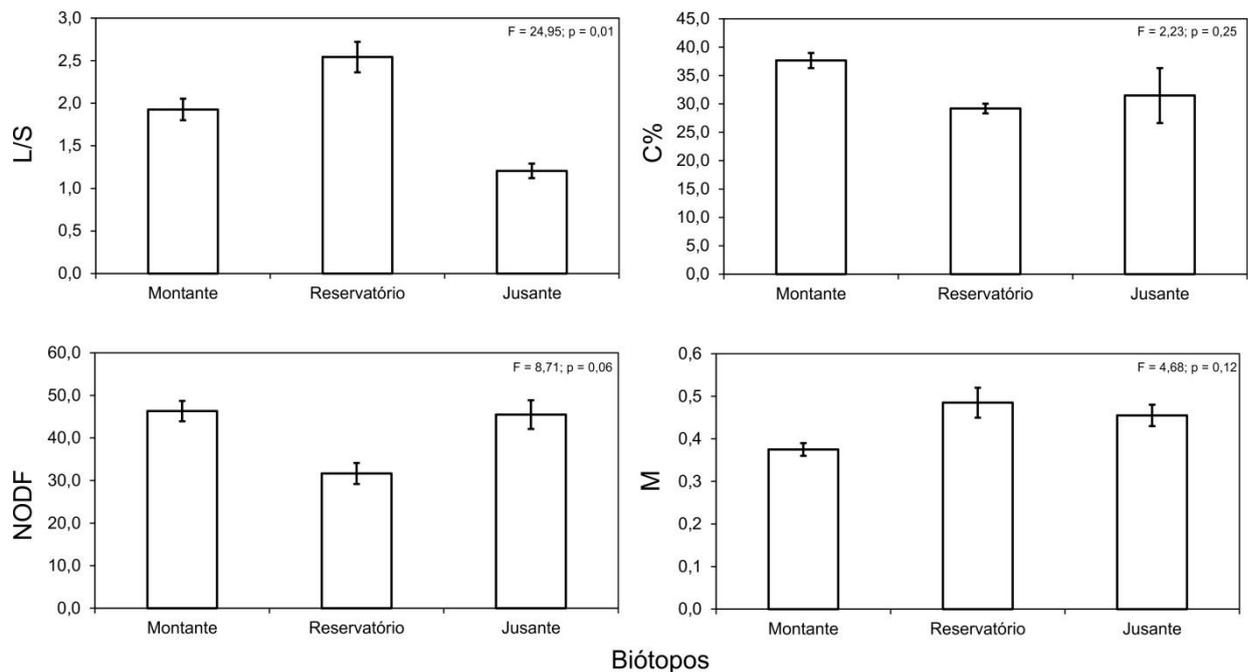


Figura 2: Média e erro padrão das principais propriedades topológicas analisadas para os biótopos (montante, reservatório e jusante) da bacia hidrográfica do Arroio Chasqueiro, município de Arroio Grande, Rio Grande do Sul, Brasil. L/S: densidade de interação, C%: conectância, NODF: grau de aninhamento e M: modularidade.

Quando comparado estatisticamente o grau de NODF houve diferença marginalmente significativa entre os biótopos ($F_{(2,19)} = 8,72$; $p = 0,06$), com maior média para a montante (NODF, média e erro padrão: $46,31 \pm 2,40$) e menor para o reservatório (NODF: $31,66 \pm 2,47$; Figura 2). Em relação ao grau de NODF-null foram significativamente superiores aos gerados aleatoriamente. O reservatório mostrou menor grau de aninhamento (NODF = 29,25, $p = 0,02$; NODF-null = 23,69, $p = 0,02$), enquanto que a montante apresentou o maior (NODF = 50,70, $p = 0,02$; NODF-null = 30,93, $p = 0,02$). Quanto aos valores de modularidade não houve diferença significativa entre os biótopos ($F_{(1,17)} = 4,68$; $p > 0,05$), apesar de a montante apresentar menores valores. As interações das redes tróficas entre espécies e os seus recursos alimentares estão apresentadas na Figura 3.

Em termos de riqueza de espécies e abundância de peixes, o biótopo jusante se destacou, apresentando um total de 52 espécies e 3144 indivíduos, enquanto que o reservatório apresentou menor número de espécies (26) e a montante apresentou menor número de indivíduos (1568). Em relação à riqueza de recursos alimentares, o biótopo que se destacou foi o reservatório com um total de 58 tipos de itens

alimentares, seguido da jusante com um total de 57, em contraste a montante apresentou menor riqueza de itens (46). No geral, houve maior predominância de espécies intermediárias, variando entre 61,57 a 77,77%, como por exemplo, *Bryconamericus iheringii* e *Mimagoniates inequalis*. Em relação às espécies basais, a proporção variou entre 11,54 a 32,69%, entre as quais estão *Cyphocharax spilottus* e *Cyphocharax voga*. Entretanto, cabe destacar que espécies topos de cadeia apresentaram maior contribuição no reservatório 15,38%, dentre elas *Hoplias* aff. *malabaricus* (Tabela 4).

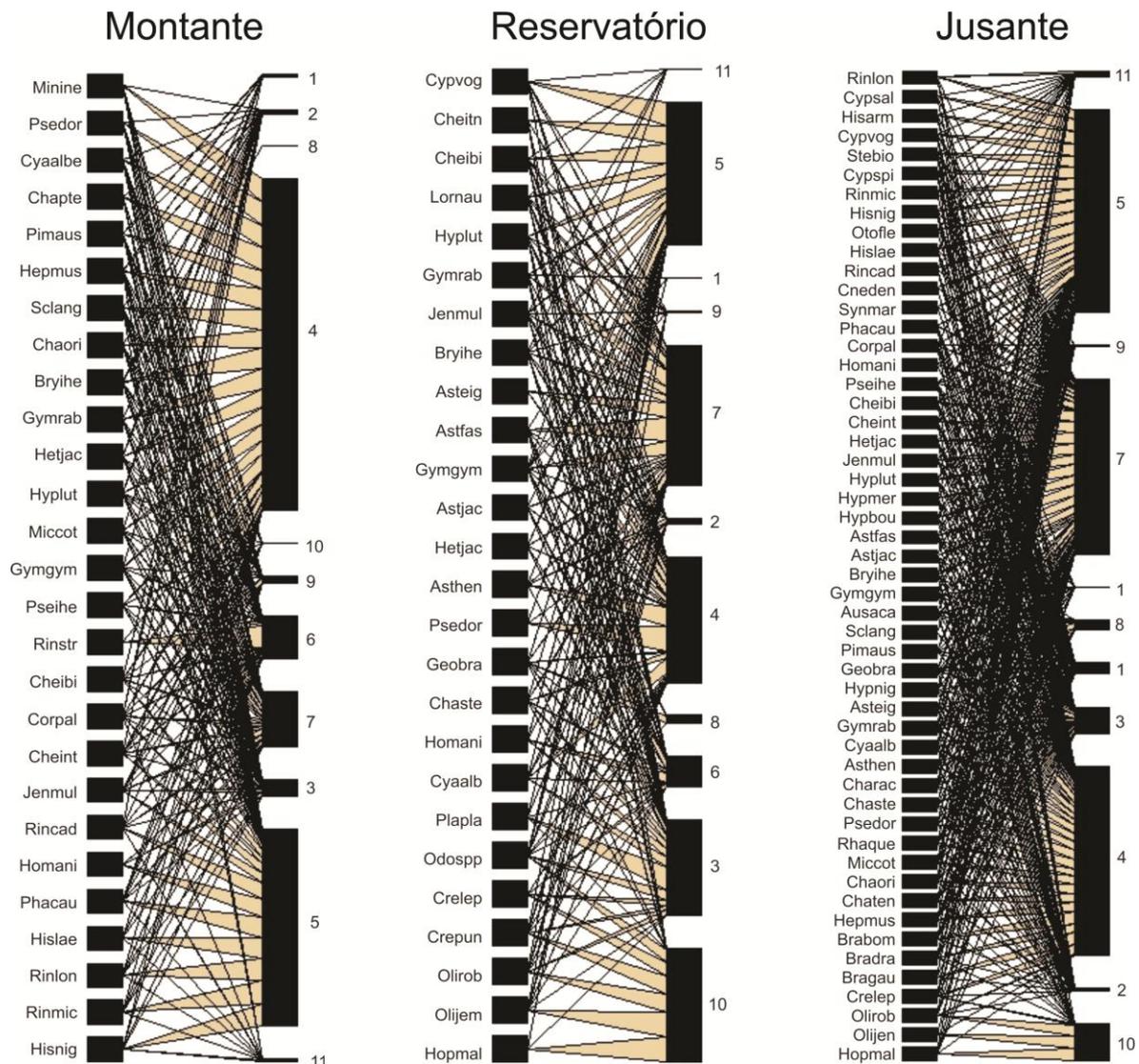


Figura 3: Redes bipartidas para os seis sites amostrados na bacia hidrográfica do Arroio Chasqueiro aonde (S1 e S2 - montante; S3 e S4 - reservatório e S5 e S6 - jusante). As espécies estão representadas pelos códigos descritos na Tabela 2. Os números representam as categorias alimentares (1 - Anelídeos; 2 - Chelicerata; 3 - Crustáceos; 4 - Insetos; 5 - Material particulado fino; 6 - Material orgânico; 7 - Material vegetal; 8 - Moluscos; 9 - Nematoda; 10 - Peixes; 11 - Protozoário). A largura das setas indicam a importância de cada categoria alimentar.

Dentre as guildas tróficas, o maior número foi observado no reservatório (7), seguido pela jusante (6) (Tabela 4). Os insetívoros foram os mais importantes em proporção, contribuindo principalmente no biótopo a montante com 55,56% e a jusante com 26,9%, enquanto no reservatório predominaram os onívoros e detritívoros, ambas com 23%. A guilda trófica com menor contribuição foi a dos planctívoros, com 3,85% de contribuição, sendo registrada apenas no reservatório, com *Platanichthys platana*. Quanto ao nível trófico médio, o maior valor foi detectado para o reservatório ($N_{tm} = 2,87$) e o menor valor foi verificada a jusante (2,57). Por outro lado, os maiores valores de nível trófico máximo foram registrados no reservatório ($N_{max} = 4,49$) e a jusante (4,47).

Tabela 4: Valores das 24 propriedades topológicas, calculadas para os três biótopos, montante, reservatório e jusante, da bacia hidrográfica do Arroio Chasqueiro, município de Arroio Grande, Rio Grande do Sul, Brasil.

Propriedades topológicas	Montante	Reservatório	Jusante
Propriedade das espécies			
Riqueza de espécies (S)	27	26	52
Abundância de peixes (F)	1620	1644	3083
Riqueza de recursos alimentares	46	58	57
Hábitos tróficos			
Riqueza de espécies topo (Top)	-	15,38	5,77
Riqueza de espécies intermediárias (Int)	77,77	73,08	61,57
Riqueza de espécies basais (Bas)	22,22	11,54	32,69
Riqueza de guildas tróficas (Rgt)	3	7	6
Piscívoras (Pis)	-	19,23	5,77
Onívoros (Oní)	14,81	23,08	17,31
Insetívoros (Ins)	55,56	11,54	26,92
Herbívoros (Her)	-	15,38	21,15
Detritívoros (Det)	29,63	23,08	21,15
Planctívoros (Pla)	-	3,85	-
Iliófagos (Ili)	-	3,85	7,69
Estrutura das redes			
Nível trófico médio (Nem)	2,66	2,87	2,57
Nível trófico máximo (Nmax)	3,18	4,49	4,47
Densidade de interação (L/S)	1,70	2,23	1,10
Conectância (C)	36,69	28,18	29,59
Aninhamento (NODF)	50,70	29,25	49,49
Aninhamento nulo (NODF-null)	30,93	23,69	24,75
Modularidade (M)	0,36	0,47	0,49
Razão predador presa (P:P)	1,29	0,96	1,40

Quanto à modularidade (FIGURA 4) foi detectada diferença significativa entre três biótopos quanto ao número de módulos pelo teste multivariado não paramétrico ANOSIM, três a montante (R global = 0,92; $p=0,0001$), cinco no reservatório (R global = 0,83; $p=0,0001$) e quatro a jusante (R global = 0,94; $p=0,0001$).

O biótopo montante revelou três módulos com uma média de nove espécies por módulo, tendo como as principais espécies conectoras *Gymnogeophagus gymnogenys* e *Rineloricaria strigilata*. A primeira espécie apresentou insetos como principal recurso alimentar, seguido por material particulado fino, partilhados em maior proporção pelas espécies do módulo 1. Por outro lado, *R. strigilata* consumiu preferencialmente detritos orgânicos, seguidos de insetos, recursos mais explorados pelas espécies do módulo 2. No reservatório foram identificados cinco módulos, com uma média de cinco espécies por módulo. As principais espécies de ligação entre os módulos foram: *Bryconamericus iheringii*, com o módulo 1 tendo como principal recurso alimentar os insetos; *Astyanax eigenmanniorum*, apresentando conexão com o módulo 2, no qual material vegetal foi o recurso alimentar de maior contribuição na ligação entre esses módulos; *Odonthestes* spp., consumindo principalmente crustáceos no módulo 3; e *Astyanax jacuhiensis*, tendo material particulado fino como principal recurso na conexão com o módulo 4.

O biótopo jusante apresentou o maior valor de modularidade, com uma média de 13 espécies por módulo, tendo como as principais conectoras entre módulos: *Oligosarcus robustus*, conectora com o módulo 1 devido ao partilhamento do recurso alimentar inseto,; *Cyphocharax spilatus*, conectora com o módulo 2 devido à interação com o recurso alimentar material particulado fino e *Cheirodon ibicuiensis*, conectora com o módulo 3 e associada ao consumo de material vegetal. Em termos da relação $P:P$, não houve diferença significativa, entretanto as taxas mais elevadas ocorreram a jusante ($P:P = 1,40$), enquanto que o menor valor foi apresentado pelo reservatório ($P:P = 0,96$).

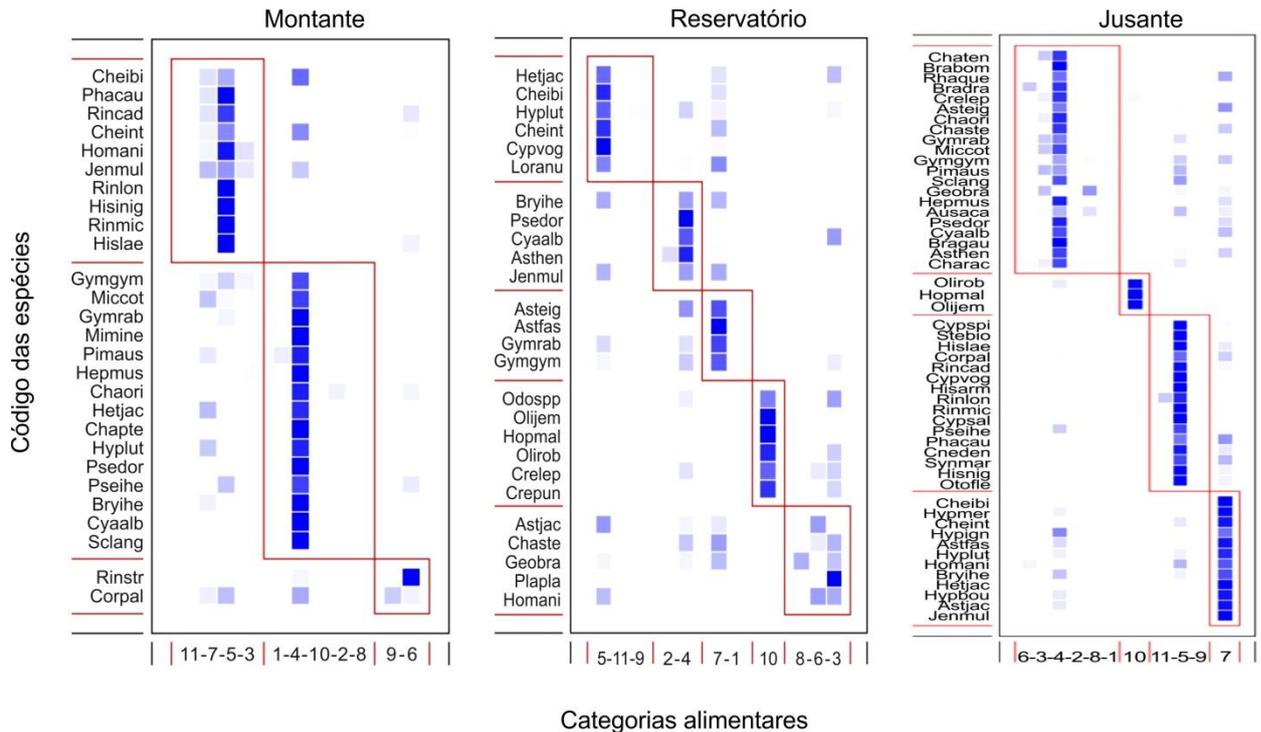


Figura 4: Interações das redes tróficas identificando os módulos para os biótopos amostrados na bacia hidrográfica do Arroio Chasqueiro (montante, reservatório e jusante). As espécies estão representadas pelos códigos (ver tabela 2). Os números representam as categorias alimentares (1 - Anelídeos; 2 - Chelicerata; 3 - Crustáceos; 4 - Insetos; 5 - Material particulado fino; 6 - Material orgânico; 7 - Material vegetal; 8 - Moluscos; 9 - Nematoda; 10 - Peixes; 11 - Protozoário). O degrade das cores representam a importância de cada categoria alimentar na dieta dos peixes.

7. Discussão

A BHAC se revelou um bom modelo para avaliar o efeito da intervenção de um barramento sobre a estrutura e a dinâmica de redes ecológicas de interação trófica da comunidade de peixes, permitindo avaliar como os seus efeitos influenciam os diferentes biótopos formados ao longo da bacia. Foi possível observar que a desconectividade hidrológica gerada a partir da construção do reservatório influenciou as características dos diferentes biótopos ao longo do gradiente longitudinal, como descrita pela teoria do *rio continuum* (VANNOTE et al., 1980). Os represamentos de rios reconhecidamente ocasionam importantes mudanças no regime hidrológico, modificando a disponibilidade dos recursos alimentares e, portanto, alterando complexidade das interações tróficas (AGOSTINHO et al., 1999; MURPHY & ROMANUK, 2014; ROACH & WINEMILLER, 2015; WINEMILLER, 2016).

Montoya et al. (2015) afirmam que as interações entre as espécies e seus respectivos recursos alimentares estabelecem a formação de grupos funcionais específicos, os quais apresentam traços similares compartilhados e, por isso, tendem a apresentar respostas comuns frente às alterações nos ecossistemas. No caso dos barramentos, o sistema semi-lêntico formado pode fornecer uma nova gama de recursos alimentares, como por exemplo, itens associados as macrófitas aquáticas (moluscos e crustáceos), o que favorecendo o estabelecimento de novas guildas tróficas e, com isso, afetando a riqueza de grupos funcionais da bacia (HARVEY et al., 2013; KORTSCH et al., 2015; BRIDGE et al., 2016). No presente estudo, o biótopo montante, caracterizado por um trecho tipicamente lótico, comumente com restrições físicas, como velocidade do fluxo hídrico para a ocupação pela ictiofauna, revelou menor riqueza de espécies, e de recursos alimentares consumidos, culminando na ocorrência de apenas três módulos na rede e da ocorrência de um número menor de grupos funcionais. Por outro lado, foi detectada maior riqueza de recursos alimentares na dieta das espécies no reservatório e a jusante, refletindo no maior número de módulos apresentados nas redes, permitindo que os consumidores possam ter uma dieta mais ampla e grupos funcionais mais especializados.

A assembleia de peixes do biótopo montante revelou maior consumo de insetos, tanto de origem alóctone como autóctones considerados recursos alimentares fundamentais para os peixes e na estruturação de redes (VIDOTTO-MAGNONI & CARVALHO, 2009). Essa característica tem relação com dois fatores: (i) a presença de insetos nesse trecho da bacia tem sido associada à ocorrência da floresta ripária, a qual possui importante papel na conexão entre os sistemas terrestre e aquático, por meio da transferência de fluxo de energia (ROLLA et al., 2009; DAVIS et al., 2010; CASATTI et al., 2012) e (ii) a alta plasticidade trófica apresentada pelas espécies de peixes neotropicais, o que já fora documentado por outros autores (HAHN et al., 1997; AGOSTINHO et al., 1999).

O maior consumo de insetos pelas espécies de peixes a montante implicou na maior porcentagem da guilda trófica dos insetívoros, constituída por espécies filogeneticamente distintas, tais como, *Bryconamericus iheringii*, *Pimellodela australis* e *Gymnogeophagus gymnogenys*. Outra importante guilda alimentar identificada na estruturação da rede a montante foram os detritívoros, tendo, como exemplo, as

espécies *Rineloricaria cadeae*, *Rineloricaria longicauda* e *Rineloricaria microlepidogaster*. Sánchez-Carmona et al. (2012), estudando a estrutura de redes de riachos no Mediterrâneo, evidenciaram que os detritívoros constituíram a parte mais significativa da comunidade em termos de abundância e indivíduos, com grande importância no fluxo de energia para níveis superiores. Os autores Roach & Winemiller (2015) destacam que em ecossistemas fluviais, vários modelos alternativos relatam que fontes de detritos orgânicos sustentam os consumidores mais elevados. Cabe ressaltar que os detritos possuem importante papel na manutenção e sustentação de espécies basais na rede, uma vez que grande parte da sustentação *bottom-up* é advinda da energia derivada da entrada de recursos alóctones no sistema (insetos, material vegetal e material particulado). Dentre esses recursos alimentares, a fração de material particulado sustentam os níveis tróficos superiores, principalmente devido o seu consumo por espécies basais, as quais são predadas por espécies topo de cadeia alimentar (GARCIA et al., 2006).

O biótopo a montante se revelou ainda o mais aninhado, sugerindo que as espécies nesse trecho da bacia possuem um padrão trófico mais especializado, de modo que aquelas pertencentes à guildas tróficas mais especializadas exploram subconjuntos de recursos comumente explorados por espécies mais generalistas (JORDANO et al., 2006; ARAÚJO et al., 2011). Este padrão de compartilhamento de recursos pode estar associado provavelmente em razão das condições ambientais mais restritivas, tais como, menor profundidade, maior declividade e fluxo hídrico, além da maior influência das condições externas (VANNOTE et al., 1980). Dessa forma, predadores distintos tenderam a compartilhar mais recursos alimentares a montante, como insetos e material particulado fino.

Para o biótopo a montante a modularidade demonstrou que as espécies conectoras transitam entre recursos alimentares explorados por dois ou mais módulos, mostrando um caráter mais generalista. Um importante aspecto destacado por Dormann & Strauss (2014) é que se os módulos estão perfeitamente segregados, sem interagir com espécies de outros módulos, eles podem ser considerados compartimentos na estrutura da rede, com características funcionais distintas. No biótopo reservatório houve maior consumo de peixes, principalmente de espécies forrageiras, dentre elas *Bryconamericus iheringii*, *Cheirodon interruptus*, *Cyanocharax alburnus* e *Heterocheirodon jacuiensis*. A traíra *Hoplias* aff.

malabaricus foi um dos piscívoros mais importantes, considerado topo de cadeia alimentar, o que corrobora com estudos de estrutura trófica desenvolvidos em outros ecossistemas neotropicais (WINEMILLER, 1990; LOUREIRO & HAHN, 1996; MAZZEO et al., 2010; CORRÊA et al., 2012). De acordo com Loureiro & Hahn (1996), em reservatórios, espécies ictiófagas como *Hoplias* aff. *malabaricus* se favorecem das novas condições ambientais geradas pelos represamentos, uma vez que o alimento se torna abundante devido à proliferação de espécies forrageiras, principalmente associadas ao desenvolvimento de zonas litorâneas com macrófitas aquáticas.

Agostinho et al. (1999) reforçam que as alterações promovidas pelo represamento do sistema lótico afetam a abundância e diversidade de espécies, favorecendo o aumento de espécies mais adaptadas às novas condições de redução do fluxo hídrico, aumento do tempo de residência da água, desenvolvimento da área litorânea e aumento da profundidade média. Com isso, o controle *top-down* efetuado por espécies topo da cadeia alimentar possui papel importante na estruturação das comunidades, controlando a estabilidade trófica, efeitos cascata, alterações nos níveis tróficos médios, interações com espécies forrageiras, além de manutenção e equilíbrio do ecossistema (POWER, 1992; MONTROYA et al., 2006; OTTO et al., 2008; WINEMILLER et al., 2014).

Os onívoros foi outra importante guilda alimentar identificada na rede trófica do reservatório, constituída principalmente por espécies de lambaris, *Astyanax jacuhiensis*, *Bryconamericus iheringii* e *Charax stenopterus*, o que já fora registrado por outros autores, dados similares sobre a classificação dessas espécies a essa guilda trófica (CASATTI & CASTRO, 1998; MAZZONI et al., 2010). A onivoria constitui um dos focos centrais na discussão na complexidade das redes alimentares, uma vez que os onívoros tendem a transitar em diferentes níveis tróficos, promovendo maior interação dentro da rede, o que pode justificar os maiores valores de intensidade de interação detectados neste biótopo. No que se refere às implicações da onivoria para a estruturação da rede trófica, há intenso debate na literatura, com alguns autores defendendo que interações onívoras desestabilizam a estrutura das redes (e.g. PIMM, 1982), enquanto outros autores descrevem que a onivoria propicia a sua estabilização (McCANN, 2000; SÁNCHEZ-CARMONA et al., 2012).

O reservatório foi o biótopo que se apresentou menos aninhado, indicando elevado grau de especificidade na utilização de recursos alimentares por diferentes espécies, o que também pode estar associado com o maior número de módulos apresentado. Esse padrão indica que as espécies têm formado subconjuntos não aleatórios de guildas tróficas, explorando recursos alimentares distintos, como observado por Novak et al. (2011), estudando padrões de aninhamento na metacomunidade de um riacho da Califórnia (EUA). Dessa forma, a redução do aninhamento e aumento da modularidade podem estar associados às diminuições marcantes da densidade de interação e conectância detectadas no reservatório em relação aos outros biótopos.

Para o reservatório a modularidade mostrou que cada compartimento possui sua especificidade alimentar, entretanto, algumas espécies possuem ampla plasticidade alimentar, estabelecendo grande importância como espécies conectoras entre módulos. Por exemplo, *B. iheringii* foi considerada uma espécie onívora para o reservatório, consumindo diferentes recursos alimentares o que também foi verificado em estudos realizados em outras regiões (REZENDE & MAZZONI, 2003; ORICOLLI & BENNEMANN, 2006), assim como para o peixe rei *Odonthestes* spp. (PIEDRAS & POUHEY, 2005) e para espécies de *Astyanax* (ABELHA et al., 2006).

O maior número de módulos descritos para o reservatório pode estar relacionado com o aumento na disponibilidade de novos habitats devido à construção do barramento. O represamento tende a elevar a profundidade, ocasionando maior deposição de sedimentos no fundo e maior desenvolvimento de áreas litorâneas, o que gera novos habitats para o desenvolvimento de espécies forrageiras, pois favorece a colonização por macrófitas aquáticas e diversos estádios de diversos grupos de insetos (OLIVEIRA et al., 2004). Essa maior disponibilidade de habitats distintos pode ter promovido a colonização de espécies mais adaptadas em relação aos outros biótopos, com potencial de explorar recursos alimentares típicos de sistemas semi-lênticos e nem sempre encontradas com a mesma abundância em sistemas lóticos. Dessa forma, a construção do reservatório tem importante papel na desconectividade hidrológica entre os biótopos naturais da bacia e alteração na composição de espécies e estrutura das redes tróficas.

O trecho a jusante foi o segundo biótopo com maior número de guildas tróficas, com destaque para os insetívoros, herbívoros e detritívoros. Dentre as

espécies que constituíram a guilda dos insetívoros estão, por exemplo, *Astyanax henselii*, *Brachyhyopomus gauderio* e *Characidium rachovii*, reforçando dados da literatura sobre estudos relacionados à ecologia trófica dessas espécies (BASTOS et al., 2013; GIORA et al., 2014). Em relação aos herbívoros, ganham destaque *Bryconamericus iheringii*, que nos outros biótopos estava inserida em guildas tróficas distintas (insetívoro a montante e onívoro no reservatório), *Astyanax jacuhiensis* onívoro (reservatório) e *Cheirodon interruptus* (onívoro a montante e detritívoro no reservatório). Os resultados mostram que as modificações na complexidade estrutural dos biótopos, associadas à desconectividade hidrológica causada pelo barramento, podem ter influenciado na realocação das espécies em diferentes guildas tróficas ao longo da bacia, causando mudanças nos ecossistemas, o que conseqüentemente altera diferentes propriedades topológicas na estrutura das redes tróficas (LUJAN et al., 2013; WINEMILLER et al., 2016). Outro aspecto importante é a plasticidade trófica das espécies comumente observada em peixes neotropicais, pois estas tendem a se adaptar aos diferentes recursos alimentares disponíveis no ambiente (ABELHA et al., 2001). Entretanto, espécies especialistas tornam-se mais vulneráveis quando os recursos alimentares não estão disponíveis, o que tende a promover estratégias generalistas de sobrevivência (HAHN et al., 1997; AGOSTINHO et al., 1999; ABELHA et al., 2001; ROLLA et al., 2009; CASATTI et al., 2012).

Houve aumento do aninhamento a jusante, quando comparado com o reservatório, sendo mais similar aos valores apresentados para o biótopo montante. Nesse biótopo, algumas espécies de peixes compartilharam recursos alimentares similares, o que ocasionou maior aninhamento na rede trófica, onde as espécies consumiram subconjuntos de recursos alimentares explorados pelas espécies mais generalistas, revelando tendência de compartilhamento de recursos alimentares específicos. Vale destacar também que pode ocorrer uma variação intraespecífica no consumo de recursos alimentares, influenciada pela disponibilidade de recursos, competição e estrutura do ambiente, o que pode ter influenciado nos valores de aninhamento detectados (ALMEIDA-NETO et al., 2008; ARAÚJO et al., 2010). Maiores valores de aninhamento das redes tróficas podem ser gerados pelo padrão similar na utilização de recursos alimentares pelas espécies, além da disponibilidade de micro-habitat deste biótopo, como por exemplo, bancos de macrófitas aquáticas,

que disponibilizam locais de alimentação e refúgio para as espécies (THOMAZ & CUNHA, 2010; JUNK et al., 2014).

Para o biótopo jusante o maior valor de modularidade pode estar associado com a heterogeneidade ambiental assim, como a maior diversidade de espécies e interações. Apesar das espécies não serem filogeneticamente similares dentro os módulos, os recursos alimentares consumidos por elas indicam a importância das conexões entre os diferentes módulos, associadas também a complexidade estrutural apresentada a jusante, evidenciado pela presença de macrófitas aquáticas, que disponibilizam grande parte dos recursos alimentares para os peixes (THOMAZ & CUNHA, 2010).

De fato, os dados mostram que cada módulo de espécies forma um subconjunto que está altamente influenciado pelo tipo mais importante de recurso alimentar consumido (ARAÚJO et al., 2008), onde as espécies se enquadram em determinadas guildas tróficas, por exemplo, espécies pertencente o gênero *Cyphocharax* normalmente na guilda trófica dos iliófagos (CORRÊA & PIEDRAS, 2008) e espécies de Cheirondontinae (CARZOLA et al., 2003; DIAS & FIALHO, 2009). Pires et al. (2011) defendem que os padrões de utilização de recursos alimentares em redes permitem descrever melhor as interações entre espécies e recursos, onde espécies específicas que apresentam preferência por determinados recursos tendem naturalmente a apresentar uma rede mais modular. De um modo geral, a variação interespecífica no consumo de recursos disponíveis aumenta a largura do nicho das espécies, reduzindo o impacto da limitação de recursos, podendo ser aplicado para variação intraespecífica (ARAÚJO et al., 2008; PIRES et al., 2011), assim como para as forças de interação das redes (BASCOMPET et al., 2003). De acordo com Montoya et al. (2006), caso as espécies sejam filogeneticamente próximas, esperam-se conjuntos mais densos de ligações dentro dos módulos, como observado para os módulos a jusante. De fato, esses valores indicam que subgrupos de espécies estão interagindo mais fortemente com determinados itens alimentares do que outros subgrupos de espécies, apresentando interações mais fortes a jusante em relação aos outros biótopos.

8. Conclusão

Em relação às propriedades topológicas analisadas e a estrutura das redes tróficas, os resultados do presente estudo mostram uma variação nítida entre os diferentes biótopos analisados. A hipótese testada mostrou que ao longo da bacia hidrográfica impactada pela construção do reservatório, ocorreram alterações significativas na estrutura das redes tróficas, como por exemplo, densidade de interações e aninhamento, com implicações para sua organização, realocação de espécies em diferentes níveis tróficos, alterações nos padrões de aninhamento e modularidade, e complexidade estrutural das redes.

9. Considerações finais

De modo geral, o presente trabalho revelou rica fauna de peixes, onde o biótopo a jusante foi o mais rico, refletindo melhores estruturas ecológicas e funcionais para a comunidade de peixes. Cabe destacar que o reservatório demonstrou ser um ambiente mais homogêneo e com características funcionais distintas dos outros dois biótopos, revelando o efeito da desconectividade hidrológica, assim como da presença de espécies invasivas. Isso foi evidenciado a partir dos padrões de organização da assembléia de peixes ao longo da BHAC, onde ocorreu forte impacto do reservatório sobre a comunidade, como pode ser observado pela diversificação entre as espécies avaliadas como indicadoras de cada biótopo: a montante *Scleronema cf. angustirostris*, reservatório *Odontesthes* spp. e a jusante *Hyphessobrycon luetkenii*. Além disso, a estruturação espaço-temporal da assembleia na BHAC se revelou diferente daquela encontrada ao acaso, demonstrando que cada biótopo tem se diferenciado estrutural e funcionalmente ao longo do tempo.

O estudo das redes tróficas demonstrou notória modificação causada pela construção do reservatório, o que implicou na desconectividade hidrológica fazendo com que se estabeleçam novos habitats potencialmente exploráveis pelas espécies de peixes. Com isso foi detectada alteração em diferentes propriedades topológicas da estrutura de redes entre os biótopos estudados ao longo da BHAC. Dessa forma, os resultados apresentados demonstram que a presença do reservatório alterou a complexidade estrutural das redes da bacia. As informações geradas no presente

estudo podem auxiliar na elaboração de planos de manejo e conservação, considerando a variabilidade ecossistêmica ao longo da bacia hidrográfica do Arroio Chasqueiro, possibilitando melhor compreensão sobre a organização e estrutura de redes nesse importante ecossistema neotropical.

10. Referências bibliográficas

- ABELHA, M. C. F.; AGOSTINHO, A. A.; GOULART, E. Plasticidade trófica em peixes de água doce. **Acta Scientiarum Biological Sciences**, v. 23, n. 2, p. 425-434, 2001.
- ABELHA, M. C. F.; GOULART, E.; KASHIWAQUI, E. A. L.; SILVA, M. R. *Astyanax paranae* Eigenmann, 1914 (Characiformes: Characidae) in the Alagados Reservoir, Paraná, Brazil: diet composition and variation. **Neotropical Ichthyology**, v. 4, n. 3, p. 349-356, 2006.
- AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C. **Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo**. Maringá, PR: EDUEM., 1997, 387 p.
- AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.; VERÍSSIMO, S.; OKADA, E. K. Flood regime, dam regulation and fish in the Upper Paraná River: effects on assemblage attributes, reproduction and recruitment. **Reviews in Fish Biology and Fisheries**, v. 14, n. 1, p. 11-19, 2004.
- AGOSTINHO, A. A.; MIRANDA, L. E.; BINI, L. M.; GOMES, L. C.; THOMAZ, S. M.; SUSUKI, H. I. **Patterns of colonization in neotropical reservoirs, and prognoses on aging**. In: Tundisi, J.G. & Straškraba, M., eds. Theoretical reservoir ecology and its applications. Leiden: Backhuys Publishers., 1999, p. 227-265.
- ALBERT, J.; REIS, R. E. **Historical Biogeography of Neotropical Freshwater Fishes**. Berkeley: University of California. 2011, 388 p.
- ALLAN, J. D.; CALISTTO, M. M. **Stream Ecology. Structure and function of running waters**. Second Edition, Netherlands: Springer., 2007, 444 p.
- ALMEIDA-NETO, M.; GUIMARAES, P.; GUIMARAES, P. R.; LOYOLA, D. R.; URLICH, W. A consistent metric for nestedness analysis in ecological systems: reconciling concept and measurement. **Oikos**, v. 117, n. 8, p. 1227-1239, 2008.
- ALMEIDA-NETO, M.; ULRICH, W. A straightforward computational approach for measuring nestedness using quantitative matrices. **Environmental Modelling & Software**, v. 26, n. 1, p. 173-178, 2011.
- ALVES, D. C.; MINTE-VERA, C. V.; AGOSTINHO, A. A.; OKADA, E. K.; VASCONCELOS, L. P. Hydrological attributes and rheophilic freshwater fish: stock assessment. **Reviews in Fish Biology and Fisheries**, v. 23, n. 3, p. 375-394, 2013.
- APHA-American Public Health Association, **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 20 ed. Washington: APHA., 1998, 937 p.
- ARAÚJO, F. G.; SANTOS, L. N. Distribution of fish assemblages in the Lajes Reservoir, Rio de Janeiro, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 61, n. 4, p. 563-576, 2001.
- ARAÚJO, M. S.; BOLNICK, D.; LAYMAN, C. A. The ecological causes of individual specialization. **Ecology Letters**, v. 14, n. 9, p. 948-958, 2011.

ARAÚJO, M. S.; EDUARDO G. M.; LEONARDO, D. C.; FERNANDA, R. F.; LINHARES, A. X.; REIS, S. F.; GUIMARÃES, JR., P. R. Nested diets: a novel pattern of individual-level resource use. **Oikos**, v. 119, n. 1, p. 81-88, 2010.

ARAÚJO, M. S.; GUIMARÃES, JR., P. R.; SVANBACK, R.; PINHEIRO, A.; GUIMARÃES, P.; REIS, S. F.; BOLNICK, D. I. Network analysis reveals contrasting effects of intraspecific competition on individual versus population diets. **Ecology**, v. 89, n. 7, p. 1981-1993, 2008.

ARRINGTON, D. A.; WINEMILLER, K. O. Cyclical flood pulses, littoral habitats and species associations in a Neotropical floodplain river. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 25, n. 1, p. 126-141, 2006.

ARTIOLI, L. G. S.; VIEIRA, J. P.; GARCIA, A. M.; BEMVENUTI, M. A. Distribuição, dominância e estrutura de tamanhos da assembleia de peixes da lagoa Mangueira, sul do Brasil. **Iheringia**, v. 99, n. 4, p. 409-418, 2009.

BARLETTA, M.; JAUREGUIZAR, A. J.; BAIGUN, C.; FONTOURA, N. F.; AGOSTINHO, A. A.; ALMEIDA-VAL, V. M. F.; VAL, A. L.; TORRES, R. A.; JIMENES-SEGURA, L. F.; GIARRIZZO, T.; FABRÉ, N. N.; BATISTA, V. S.; LASSO, C.; TAPHORN, D. C.; COSTA, M. F.; CHAVES, P. T.; VIEIRA, J. P.; CORRÊA, M. F. M. Fish and aquatic habitat conservation in South America: a continental overview with emphasis on neotropical systems. **Journal of Fish Biology**, v. 76, n. 9, p. 2118-2176, 2010.

BASCOMPTE, J.; JORDANO, P. Plant-Animal Mutualistic Networks: The architecture of Biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 38, n. 1, p. 567-593, 2007.

BASCOMPTE, J.; JORDANO, P.; MELIAN, C. J.; OLESEN, J. M. The nested assembly of plant–animal mutualistic networks. **Proceedings of the National Academy of Sciences USA**, v. 100, n. 16, p. 9383-9387, 2003.

BASTOS, R. F.; CALLIARI, L. J.; GARCIA, A. M. Marine intrusion and freshwater discharge as opposite forces driving fish guilds distribution along coastal plain streams. **Hydrobiologia**, v. 726, n. 1, p. 245-258, 2014.

BASTOS, R. F.; CONDINI, M. V.; GARCIA, A. M. Fish species list of coastal streams in southern Brazil: with notes on austral distribution limits of marine and fresh water endangered species. **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**, v. 8, n. 4, p. 347-351, 2013.

BASTOS, R. F.; MIRANDA, S. F.; GARCIA, A. M. Dieta e estratégia alimentar de *Characidium rachovii* (Characiformes, Crenuchidae) em riachos de planície costeira do sul do Brasil. **Iheringia**, v. 103, n. 4, p. 2013.

BECKER, F. G.; FRIES, L. C. C.; FERRER, J. S.; BERTACO, V. A.; LUZ-AGOSTINHO, K. D. G.; SILVA, J. F. P.; CARDOSO, A. R.; LUCENA, Z. M. S.;

LUCENA, C. A. S. Fishes of the Taquari-Antas river basin (Patos Lagoon basin), southern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 73, n. 1, p. 79-90, 2013.

BEMVENUTI, M. A. *Odontesthes mirinensis* sp. n. um novo peixe-rei (Pisces, Atherinopsinae) para o extremo sul do Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 12, n. 4, p. 881-903, 1995.

BERLOW, E. L.; NEUTEL, A. M.; COHEN, J. E.; RUITER, P. C.; EBENMAN, B. O.; EMMERSON, M.; FOX, J. W.; JANSEN, V. A. A.; IWAN, J. J.; KOKKORIS, G. D.; LOGOFET, D. O.; MCKANE, A. J.; MONTOYA, J. M.; PETCHEY, O. L. Interaction strengths in food webs: issues and opportunities. **Journal of Animal Ecology**, v. 73, n. 3, p. 585-598, 2004.

BERTOLETTI, J. J.; SILVA, J. F. P.; PEREIRA, E. H. L. A new species of the catfish genus *Trachelyopterus* (Siluriformes, Auchenipteridae) from southern Brazil. **Revue Française de Aquariologie**, v. 22, n. (3-4), p. 71-74, 1995.

BOERSMA, M.; MATHEW, K. A.; NIEHOFF, B.; SCHOO, K. L.; FRANCO-SANTOS, R. M.; MEUNIER, C. L. Temperature driven changes in the diet preference of omnivorous copepods: no more meat when it's hot? **Ecology Letter**, v. 9, n. 1, p. 45-53, 2016.

BOSCHILIA, S. M.; OLIVEIRA, E. F.; SCHWARZBOLD, A. The immediate and long-term effects of water drawdown on macrophyte assemblages in a large subtropical reservoir. **Freshwater Biology**, v. 57, n. 12, p. 2641-2651, 2012.

BOUDREAU, S. A.; ANDERSON, S. C.; WORM, B. Top-down and bottom-up forces interact at thermal range extremes on American lobster. **Journal of Animal Ecology**, v. 84, n. 3, p. 840-850, 2015.

BRIDGE, T. C. L.; LUIZ, O. J.; COLEMAN, R. R.; KANE, C. N.; KOSAKI, R. K. Ecological and morphological traits predict depth-generalist fishes on coral reefs. **Proceedings of the Royal Society B**, v. 283, n. 1823, p. 1-8, 2016.

BRUSCHI, Jr. W.; MALABARBA, L. R.; SILVA, J. F. P. **Avaliação da Qualidade Ambiental dos Riachos através das Taxocenoses de Peixes**. In: Carvão e Meio Ambiente (Centro de Ecologia/UFRGS). Ed. UFRGS, Porto Alegre., 2000, 1856 p.

BUCKUP, P. A.; MALABARBA, L. M. A list of the fishes of the Taim Ecological Station, Rio Grande do Sul, Brazil. **Iheringia**, v. 63, p. 103-113, 1983.

BUCKUP, P. A.; MENEZES, N. A.; GHAZZI, M. S. **Catálogo das espécies de peixes de água doce do Brasil**. Rio de Janeiro: Museu Nacional., 2007, 195 p.

BUCKUP, P. A.; REIS, R. E. The characidiin genus *Characidium* (Teleostei: Characiformes) in southern Brazil, with the description of three new species. **Copeia**, v. 1997, n. 3, p. 531-548, 1997.

BURNS, M. D. M.; GARCIA, A. M.; VIEIRA, J. P.; BEMVENUTI, M. A.; MARQUES, D. M.; CONDINI, M. V. Evidence of habitat fragmentation affecting fish movement between the Patos and Mirim coastal lagoons in southern Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 4, n. 1, p. 69-72, 2006.

CAPERS, R. S.; SELSKY, R.; BUGBEE, G. J. The relative importance of local conditions and regional processes in structuring aquatic plant communities. **Freshwater Biology**, v. 55, n. 5, p. 952-966, 2010.

CARVALHO, F. R.; MALABARBA, L. R.; LENZ, A. J.; FUKAKUSA, C.; GUIMARAES, T. R.; SANABRIA, J. A.; MORAIS, A. Ictiofauna da Estação Experimental Agrônômica da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, sul do Brasil: composição e diversidade. **Revista Brasileira de Biociências**, v. 10, n. 1, p. 26-47, 2012.

CASATTI, L.; CASTRO, R. M. C. A fish community of the São Francisco River headwaters riffles, southeastern Brazil. **Ichthyological Exploration of Freshwaters**, v. 9, n. 3, p. 229-242, 1998.

CASATTI, L.; TERESA, F. B.; GONÇALVES-SOUZA, T.; BESSA, E.; MANZOTTI, A. R.; GONÇALVES, C. S.; ZENI, J. Ó. From forests to cattail: how does the riparian zone influence stream fish?. **Neotropical Ichthyology**, v. 10, n. 1, p. 205-214, 2012.

CAZORLA, A. L.; DURÁN, W.; TEJERA, L. Alimentación de la Ictiofauna del Río Sauce Grande, Provincia de Buenos Aires, Argentina. **Biología Acuática**, v. 20, p. 73-79, 2003.

CENI, G.; VIEIRA, J. P. Looking through a dirty glass: how different can the characterization of a fish fauna be when distinct nets are used for sampling? **Zoologia**, v. 30, n. 5, p. 499-505, 2013.

CLARKE, K. R.; GORLEY, R. N. **Primer v. 6: User manual/tutorial**, PRIMER-E Ltd., Plymouth U.K, 2006.

COLL, M.; SCHMIDT, A.; ROMANUK, T.; LOTZE, H. K. Food-Web Structure of Seagrass Communities across Different Spatial Scales and Human Impacts. **PLoS ONE**, v. 21, n. 6, p. e22591, 2011.

CONNOR, E. F.; SIMBERLOFF, D. The Assembly of Species Communities: Chance or Competition? **Ecology**, v. 60, n. 6, p. 1132-1140, 1979.

CORRÊA, F.; CLAUDINO, M. C.; BASTOS, R. F.; HUCKEMBECK, S.; GARCIA, A. M. Feeding ecology and prey preferences of a piscivorous fish in the Lagoa do Peixe National Park, a Biosphere Reserve in Southern Brazil. **Environmental Biology of Fishes**, v. 93, n. 1, p. 1-12, 2012.

CORRÊA, F.; PIEDRAS, S. R. N. Alimentação de *Cyphocharax voga* (Hensel, 1869) (Characiformes, Curimatidae) no arroio Corrientes, Pelotas, Rio Grande do Sul, Brasil, **Biotemas**, v. 21, n. 4, p. 117-122, 2008.

CORRÊA, F.; PIEDRAS, S. R. N. Alimentação de *Hoplias aff. malabaricus* (Bloch, 1794) e *Oligosarcus robustus* Menezes, 1969 em uma lagoa sob influência estuarina, Pelotas, RS. **Biotemas**, v. 22, n. 3, p. 121-128, 2009.

CORRÊA, F.; TUCHTENHAGEN, T.; OLIVEIRA, E. F.; POUHEY, J.; PIEDRAS, S. R. N. Distribution extension of *Cyphocharax spilatus* (Vari, 1987) Characiformes: Curimatidae, at Patos-Mirim lagoon system, Rio Grande do Sul State, Brazil. **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**, v. 9, n. 1, p. 43-47, 2014.

CORRÊA, F.; OLIVEIRA, E. F.; TUCHTENHAGEN, T.; POUHEY, J.; PIEDRAS, S. R. N. Ichthyofauna of the hydrographic basin of the Chasqueiro Stream (Mirim Lagoon system, southern Brazil): generating subsidies for conservation and management. **Biota Neotropica**, v. 15, n. 4, p. 1-13, 2015.

CORTÉS, E. A critical review of methods of studying fish feeding based on analysis of stomach contents: application to elasmobranch fishes. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 54, n. 3, p. 726-738, 1997.

CROSS, W. F.; BAXTER, C. V.; ROSI-MARSHALL, E. J.; HALL, R. O.; KENNEDY, T. A.; DONNER, K. C.; KELLY, H. A. W.; SEEGERT, S. E. Z.; BEHN, K. E.; YARD, M. D. Food-web dynamics in a large river discontinuum. **Ecological Monographs**, v. 83, n. 3, p. 311-337, 2013.

CRUZ, B. B.; MIRANDA, L. E.; CETRA, M. Links between riparian land cover, in stream environment and fish assemblages in headwater streams of south-eastern Brazil. **Ecology of Freshwater Fish**, v. 22, n. 4, p. 607-616, 2013.

CUCHEROUSSET, J.; OLDEN, J. D. Ecological Impacts of Non-native Freshwater Fishes. **Fisheries** v. 36, n. 5, p. 215-230, 2011.

D'AMBROSIO, J. L.; WILLIAMS, L. R.; WILLIAMS, M. G.; WITTER, J. D.; WARDA, A. D. Geomorphology, habitat, and spatial location influences on fish and macroinvertebrate communities in modified channels of an agriculturally-dominated watershed in Ohio, USA. **Ecological Engineering**, v. 68, p. 32-46, 2014.

DÁTTILO, W.; MARQUITTI, F. M. D.; GUIMARÃES, P. R.; IZZO, T. J. The structure of ant-plant ecological networks: is abundance enough? **Ecology**, v. 95, n. 2, p. 475-485, 2014.

DAVIS, A. M.; PUSEY, B. J.; THORBURN, D. C.; DOWE, J. L.; MORGAN, D. L.; BURROWS, D. Riparian contributions to the diet of terapontid grunters (Pisces: Terapontidae) in wet-dry tropical rivers, **Journal of Fish Biology**, v. 76, n. 4, p. 862-879, 2010.

DIAS, M. S.; OBERDORFF, T.; HUGUENY, B.; LEPRIEUR, F.; JÉZÉQUEL, C.; CORNU, J. F.; BROSSE, S.; GRENOUILLET, G.; TEDESCO, P. A. Global imprint of historical connectivity on freshwater fish biodiversity. **Ecology Letters**, v. 17, n. 9, p. 1130-1140, 2014.

DIAS, T. S.; FIALHO, C. B. Biologia alimentar de quatro espécies simpátricas de Cheirodontinae (Characiformes, Characidae) do rio Ceará Mirim, Rio Grande do Norte. **Iheringia**, v. 99, n. 3, p. 242-248, 2009.

DORMANN, C. F.; FRUEND, J.; BLUETHGEN, N.; GRUBER, B. Indices, graphs and null models: analyzing bipartite ecological networks. **The Open Ecology Journal**, v. 2, p. 7-24. 2009.

DORMANN, C. F.; GRUBER, B.; FRUEND, J. Introducing the bipartite Package: Analysing Ecological Networks. **R news**, v. 8, n. 2, p. 8-11, 2008.

DORMANN, C. F.; STRAUSS, R. A method for detecting modules in quantitative bipartite networks. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 5, n. 1, p. 90-98, 2014.

DUFRENE, M.; LEGENDRE, P. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. **Ecological Monographs**, v. 67, n. 3, p. 345-366, 1997.

DUNNE, J. A.; LAFFERTY, K. D.; DOBSON, A. P.; HECHINGER, R. F.; KURIS, A. M.; MARTINEZ, N. D.; MCLAUGHLIN, J. P.; MOURITSEN, K. N.; POULIN, R.; REISE, K.; STOUFFER, D. B.; THIELTGES, D. W.; WILLIAMS, R. J.; ZANDER, C. D. Parasites affect food web structure primarily through increased diversity and complexity. **PLoS Biology**, v. 11, n. 6, p. e1001579, 2013.

DUNNE, J. A.; WILLIAMS, R. J.; MARTINEZ, M. D. Network structure and biodiversity loss in food webs: robustness increases with connectance. **Ecology Letters**, v. 5, n. 4, p. 558-567, 2002.

DUNNE, J. A.; WILLIAMS, R. J.; MARTINEZ, M. D. Food-web structure and network theory: The role of connectance and size. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA**, v. 99, n. 20, p. 12917-12922, 2002.

DUNNE, J. A.; WILLIAMS, R. J.; MARTINEZ, M. D. Network structure and biodiversity loss in food webs: robustness increases with connectance. **Ecology Letters**, v. 5, n. 4, p. 558-567, 2002.

EINHARDT, M. D. S.; CORRÊA, F.; CAVALHEIRO, A. C. M.; PIEDRAS, S.; POUÉY, J. New area of occurrence to *Acestrorhynchus pantaneiro* (Menezes, 1992) (Characiformes, Acestrorhynchidae) in the Chasqueiro stream basin, Patos-Mirim system, Rio Grande do Sul, Brazil. **Boletín de la Sociedad Zoológica del Uruguay**, v. 23, n. 1, p. 36-42, 2014.

ELORANTA, A. P.; HELLAND, I. P.; SANDLUND, O. T.; HESTHAGEN, T.; UGEDAL, O.; FINSTAD, A. G. Community structure influences species' abundance along environmental gradients. **Journal of Animal Ecology**, v. 85, n. 1, p. 273-282, 2016.

ENGLUND, G.; JOHANSSON, F.; OLOFSSON, P.; SALONSAARI, J.; ÖHMAN, J. Predation leads to assembly rules in fragmented fish communities. **Ecology Letters**, v. 12, n. 7, p. 663-671, 2009.

FAVARO, C.; JONATHAN, W. Fish assemblages and barriers in an urban stream network. **Freshwater Science**, v. 34, n. 3, p. 991-1005, 2015.

FERNANDES, R.; GOMES, L. C.; PELICICE, F. M.; AGOSTINHO, A. A. Temporal organization of fish assemblages in floodplain lagoons: the role of hydrological connectivity. **Environmental Biology of Fishes**, v. 85, n. 2, p. 99-108, 2009.

FERRAREZE, M.; CASATTI, L.; NOGUEIRA, M. G. Spatial heterogeneity affecting fish fauna in cascade reservoirs of the Upper Paraná Basin, Brazil. **Hydrobiologia**, v. 738, n. 1, p. 97-109, 2014.

GARAY-NARVÁEZ, L.; FLORES, J. D.; ARIM, M.; RAMOS-JILIBERTO, R. Food web modularity and biodiversity promote species persistence in polluted environments. **Oikos**, v. 122, n. 1, p. 001-006, 2013.

GARCEZ, D. S.; BOTERO, J. I. S. Comunidades de pescadores artesanais no estado do Rio Grande do Sul, Brasil. **Revista Atlântica**, v. 27, n. 1, p. 17-29, 2005.

GARCIA, A. M.; BEMVENUTI, M. A.; VIEIRA, J. P.; MARQUES, D. M. L. M.; BURNS, M. D. M.; MORESCO, A.; CONDINI, M. V. L. Checklist comparison and dominance patterns of the fish fauna at Taim Wetland, South Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 4, n. 2, p. 261-268, 2006.

GARCIA, A. M.; HOEINGHAUS, D. J.; VIEIRA, J. P.; WINEMILLER, K. O.; MARQUES, D. M. L. M.; BEMVENUTI, M. A. Preliminary examination of food web structure of Nicola Lake (Taim Hydrological System, south Brazil) using dual C and N stable isotope analyses. **Neotropical Ichthyology**, v. 4, n. 2, p. 279-284, 2006.

GARCIA, A. M.; RASEIRA, M. B.; VIEIRA, J. P.; WINEMILLER, K. O.; GRIMM, A. M. Spatiotemporal variation in shallow-water freshwater fish distribution and abundance in a large subtropical coastal lagoon. **Environmental Biology of Fishes**, v. 68, n. 3, p. 215-228, 2003.

GIORA, J.; TARASCONI, H. M.; FIALHO, C. B. Reproduction and feeding of the electric fish *Brachyhypopomus gauderio* (Gymnotiformes: Hypopomidae) and the discussion of a life history pattern for Gymnotiforms from high latitudes. **PlosOne**, v. 9, n. 9, p. e106515, 2014.

GOGOLA, T. M.; SANCHES, P. V.; GUBIANI, E. A.; SILVA, P. R. L. Spatial and temporal variations in fish larvae assemblages of Ilha Grande National Park, Brazil. **Ecology of Freshwater Fish**, v. 22, n. 1, p. 95-105, 2013.

GOTELLI, N. J. Null model analysis of species co-occurrence patterns. **Ecology**, v. 81, n. 9, p. 2606-2621, 2000.

GOTELLI, N. J.; ELLISON, A. M. **Princípios de estatística em ecologia**. Artmed, Porto Alegre, 1ª ed., 2011, 528 p.

- GOTELLI, N. J.; ENTSMINGER, G. L. **EcoSim: Null models software for ecology**. Version 7.2. Acquired Intelligence Inc. & Kesey-Bear. Jericho, Vermont 05465, 2011.
- GOTELLI, N. J.; McCABE, D. J. Species co-occurrence: A meta-analysis of J. T. Diamond's assembly rules model. **Ecology**, v. 83, n. 8, p. 2091-2096, 2002.
- GOTELLI, N. J.; ROHDE, K. Co-occurrence of ectoparasites of marine fishes: a null model analysis. **Ecology Letters**, v. 5, n. 1, p. 86-94, 2002.
- GRENOUILLET, G.; COMTE, L. Illuminating geographical patterns in species' range shifts. **Global Change Biology**, v. 20, n. 10, p. 3080-3091, 2014.
- GROSSER, K. M.; KOCH, W. R.; DRUGG-HAHN, S. Ocorrência e distribuição de peixes na estação ecológica do Taim, Rio Grande do Sul, Brasil, (Pisces, Teleostomi). **Iheringia**, v. 77, p. 89-98, 1994.
- GUIMARÃES, P. R.; GUIMARAES, P. Improving the analyses of nestedness for large sets of matrices. **Environmental Modelling and Software**, v. 21, n. 10, p. 1512-1513, 2006.
- GUIMERÀ, R.; SALES-PARDO, M.; AMARAL, L. Module identification in bipartite and directed networks. **Physical Review**, v. 76, p. 036102, 2007.
- GUIMERÀ, R.; STOUFFER, D. B.; SALES-PARDO, M.; LEICHT, E. A.; NEWMAN, M. E. J.; AMARAL, L. A. N. Origin of compartmentalization in food webs. **Ecology**, v. 91, n. 10, p. 2941-2951, 2010.
- HAGERTHEY, S. E.; MARK, I. C.; KOBZA, R. M.; NEWMAN, S.; BELLINGER, B. J. Aquatic faunal responses to an induced regime shift in the phosphorus-impacted Everglades. **Freshwater Biology**, v. 59, n. 7, p. 1389-1405, 2014.
- HAHN, N. S.; ANDRIAN, I. F.; FUGI, R.; ALMEIDA, V. L. L. Ecologia trófica. Pp. 209-228. In: VAZZOLER, A. E. A. M., A. A. AGOSTINHO & N. S. HAHN (Eds.). **A planície de inundação do Alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos**. Maringá, Eduem/Nupélia, 1997, 460 p.
- HAHN, N. S.; FUGI, R. Alimentação de peixes em reservatórios brasileiros: alterações e consequências nos estágios iniciais do represamento. **Oecologia Brasiliensis**, v. 11, n. 4, p. 469-480, 2007.
- HAMMER, Ø.; HARPER, D. A. T.; RYAN, P. D. PAST: **Paleontological statistics software package for education and data analysis**. 2013.
- HARVEY, E.; SÉGUIN, A.; NOZAIS, C.; ARCHAMBAULT, P.; GRAVEL, D. Identity effects dominate the impacts of multiple species extinctions on the functioning of complex food webs. **Ecology**, v. 94, n. 1, p. 169-179, 2013.
- HELLAWELL, J.; ABEL, R. A rapid volumetric method for the analysis of the food of fishes. **Journal of Fish Biology**, v. 3, n. 1, p. 29-37, 1971.

HILL, M. O.; GAUCH, H. G. Detrended correspondence analysis, an improved ordination technique. **Vegetatio**, v. 42, n. 1, p. 47-58, 1980.

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

HOPKINS, R. L.; ROUSH, J. C. Effects of mountaintop mining on fish distributions in central Appalachia. **Ecology of Freshwater Fish**, v. 22, n. 4, p. 578-586, 2013.

HYSLOP, E. J. Stomach contents analysis: a review of methods and their application. **Journal fish Biology**, v. 17, n. 4, p. 411-429, 1980.

JONSSON, T.; KARLSSON, P.; JONSSON, A. Food web structure affects the extinction risk of species in ecological communities. **Ecological Modelling**, v. 199, n. 1, p. 93-106, 2006.

JORDANO, P.; BASCOMPTE, J.; OLESEN, J. M. **The ecological consequences of complex topology and nested structure in pollination webs**. In: Waser NM, Ollerton J, editors. *Plant-Pollinator Interactions: From Specialization to Generalization*. Chicago: University of Chicago Press., 2006, p. 173-199.

JUNK, W. J.; PIEDADE, M. T. F.; LOURIVAL, R.; WITTMANN, F.; KANDUS, P.; LACERDA, L. D.; BOZELLI, R. L.; ESTEVES, F. A.; CUNHA, C. N.; MALTCHIK, L.; SCHÖNGART, J.; SCHAEFFER, N.; AGOSTINHO, A. A. Brazilian wetlands: their definition, delineation, and classification for research, sustainable management, and protection. **Aquatic Conservation**, v. 24, n. 1, p. 5-22, 2014.

KORTSCH, S.; PRIMICERIO, R.; FOSSHEIM, M.; DOLGOV, A. V.; ASCHAN, M. Climate change alters the structure of arctic marine food webs due to poleward shifts of boreal generalists. **Proceedings of the Royal Society Biological Sciences**, v. 282, n. 1814, p. 1-9, 2015.

KOTZIAN, H.; MARQUES, D. M. L. M. Lagoa Mirim e a convenção Ramsar: um modelo para a ação transfronteiriça na conservação de recursos hídricos. **Revista de Gestão de Água da América Latina**, v. 1, n. 2, p. 101-111, 2004.

LEE, P. Y.; SUEN, J. P. Niche partitioning of fish assemblages in a mountain stream with frequent natural disturbances – an examination of microhabitat in riffle areas. **Ecology of Freshwater Fish**, v. 21, n. 2, p. 255-265, 2012.

LEHSTEN, V.; HARMAND, P. Null models for species co-occurrence patterns: assessing bias and minimum iteration number for the sequential swap. **Ecography**, v. 29, p. 786-792, 2006.

LEPŠ, J.; ŠMILAUER, P. **Multivariate Analysis of Ecological Data using Canoco**. Cambridge University Press, Cambridge, UK., 2003, 283 p.

LÉVÊQUE, C.; OBERDORFF, T.; PAUGY, D.; STIASSNY, M. L. J.; TEDESCO, P. A. Global diversity of fish (Pisces) in freshwater. **Hydrobiologia**, v. 595, n. 1, p. 545-567, 2008.

LORION, C. M.; KENNEDY, B. P. Riparian forest buffers mitigate the effects of deforestation on fish assemblages in tropical headwater streams. **Ecological Applications**, v. 19, n. 2, p. 468-479, 2009.

LOUREIRO, V. E.; HAHN, N. S. Dieta e atividade alimentar da traíra, *Hoplias malabaricus* (Bloch, 1794) (Osteichthyes, Erythrinidae), nos primeiros anos de formação do Reservatório de Segredo - PR. **Acta Limnolgia Brasiliensia**, v. 8, p. 195-205, 1996.

LOWE-McCONNELL, R. H. 1999. **Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais**. São Paulo, Edusp, 1999, 553 p.

LUCENA, C. A. S.; ALDO, S. J.; VIDAL, E. S. Ocorrência, distribuição e abundância da fauna de peixes da praia de Itapua, Viamao, Rio Grande do Sul. **Comunicação do Museu da Ciência e Tecnologia**, v. 7, p. 3-271, 1994.

LUJAN, N. K.; ROACH, K. A.; JACOBSEN, D.; WINEMILLER, K. O.; MEZA, V.; RIMARACHÍN, V.; ARANA, J. Aquatic community structure and anthropogenic impacts across an Andes-to-Amazon fluvial gradient in Peru. **Journal of Biogeography**, v. 40, n. 9, p. 1715-1728, 2013.

MALABARBA, L. R.; CARVALHO, P. N.; BERTACO, V. A.; CARVALHO, T. P.; SANTOS, F. J.; ARTIOLI, L. G. S. **Guia de Identificação dos Peixes da Bacia do Rio Tramandaí**. 1. ed. Porto Alegre: Via Sapiens, v. 1., 2013, 140 p.

MALABARBA, L. R.; FIALHO, C. B.; ANZA, J. A.; SANTOS, J. F.; SILVA, G. N. M. **Biodiversidade dos campos do Planalto de Araucárias**. 1ed. Brasília: MMA, v. 30., 2009, p. 131-156.

MATTHEWS, W. J. **Patterns in freshwater fish ecology**. Kluwer Academic Publishers., 1998, 756 p.

MAZZEO, N.; IGLESIAS, C.; MELLO, F. T.; BORTHAGARAY, A.; FOSALBA C.; BALLABIO, R.; LARREA, D.; VILCHES, J.; GARCÍA, S.; PACHECO, J. P.; JEPPESEN, E. Trophic cascade effects of *Hoplias malabaricus* (Characiformes, Erythrinidae) in subtropical lakes food webs: a mesocosm approach. **Hydrobiologia**, v. 644, n. 1, p. 325-335, 2010.

MAZZONI, R.; MORAIS, M.; REZENDE, C. F.; MIRANDA, J. C. Alimentação e padrões ecomorfológicos das espécies de peixes de riacho do alto rio Tocantins, Goiás, Brasil. **Iheringia**, v. 100, n. 2, p. 162-168, 2010.

McCANN, K. S. The diversity–stability debate. **Nature**, v. 405, n. 11, p. 228-233, 2000.

- McCUNE, B.; MEFFORD, M. J. PC-ORD. **Multivariate Analysis of Ecological Data**, Version 4.0. MjM Software Design, Gleneden Beach, Oregon., 1999, 237 p.
- MELLO, M. A. R.; MARQUITTI, F. M. D.; GUIMARÃES, JR, P. R.; KALKO, E. K. V.; JORDANO, P.; AGUIAR, M. A. M. The modularity of seed dispersal: differences in structure and robustness between bat- and bird-fruit networks. **Oecologia**, v. 167, n.1, p. 131-140, 2011.
- MILLER, N. A.; CHEN, X.; STILLMAN, J. H. Metabolic Physiology of the Invasive Clam, *Potamocorbulaamurensis*: The Interactive Role of Temperature, Salinity, and Food Availability. **PLoS ONE**, v. 9, n. 3, p. e91064, 2014.
- MILO, R.; SHEN-ORR, S.; ITZKOVITZ, S.; KASHTAN, N.; CHKLOVSKII, D.; ALON, U. Network motifs: simple building blocks of complex networks. **Science**, v. 298, n. 5594, p. 824-827, 2002.
- MIYAZONO, S.; AYCOCK, J. N.; MIRANDA, L. E.; TIETJEN, T. E. Assemblage patterns of fish functional groups relative to habitat connectivity and conditions in floodplain lakes. **Ecology of Freshwater Fish**, v. 19, n. 4, p. 578-585, 2010.
- MONTAÑA, C. G.; WINEMILLER, K. O. Local-scale habitat influences morphological diversity of species assemblages of cichlid fishes in a tropical floodplain river. **Ecology of Freshwater Fish**, v. 19, n. 2, p. 216-227, 2010.
- MONTOYA, D.; YALLOP, M. L.; MEMMOTT, J. Functional group diversity increases with modularity in complex food webs. **Nature Communication**, v. 6, n. 7379, p. 1-9, 2015.
- MONTOYA, J. M.; PIMM, S. L.; SOLÉ, R. V. Ecological networks and their fragility. **Nature**, v. 442, n. 20, p. 259-236, 2006.
- MONTOYA, J. M.; SOLÉ, R. V. Topological properties of food webs: from real data to community assembly models. **Oikos**, v. 102, n. 3, p. 614-622, 2003.
- MOUCHET, M. A.; BURNS, D. M. M.; GARCIA, A. M.; VIEIRA, J. P.; MOUILLOT, D. Invariant scaling relationship between functional dissimilarity and co-occurrence in fish assemblages of the Patos Lagoon estuary (Brazil): environmental filtering consistently overshadows competitive exclusion. **Oikos**, v. 122, n. 2, p. 247-257, 2013.
- MURPHY, G. E. P.; ROMANUK, T. N. A meta-analysis of declines in local species richness from human disturbances. **Ecology and Evolution**, v. 4, n. 1, p. 91-103, 2014.
- NEWMAN, M. E. J. Modularity and community structure in networks. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA**, v. 6, n. 103, p. 8577-8582, 2006.

NORDSTRÖM, M. C.; AARNIO, K.; TÖRNROOS, A.; BONSDORFF, E. Nestedness of trophic links and biological traits in a marine food web. **Ecosphere**, v. 6, n. 9, p. 1-14, 2015.

NOVAK, M.; MOORE, J. W.; LEIDY, R. A. Nestedness patterns and the dual nature of community reassembly in California streams: a multivariate permutation-based approach. **Global Change Biology**, v. 17, n. 12, p. 3714-3723, 2011.

OLIVEIRA, E. F.; GOULART, E. Distribuição espacial de peixes em ambientes lênticos: interação de fatores. **Acta Scientiarum Biological Science**, v. 22, n. 2, p. 445-453, 2000.

OLIVEIRA, E. F.; GOULART, E.; BREDÁ, L.; MINTE-VERA, C. V.; PAIVA, L. R. S.; VISMARRA, M. R. Ecomorphological patterns of the fish assemblage in a tropical floodplain: effects of trophic, spatial and phylogenetic structures. **Neotropical Ichthyology**, v. 8, n. 3, p. 569-586, 2010.

OLIVEIRA, E. F.; GOULART, E.; MINTE-VERA, C. V. Fish diversity along spatial gradients in the Itaipu Reservoir, Paraná, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 64, n. 3, p. 447-458, 2004.

OLIVEIRA, E. F.; MINTE-VERA, C. V.; GOULART, E. Structure of fish assemblages along spatial gradients in a deep subtropical reservoir (Itaipu Reservoir, Brazil-Paraguay border). **Environmental Biology of Fishes**, v. 72, n. 3, p. 283-304, 2005.

ORICOLLI, M. C. G.; BENNEMANN, S. T. Dieta de *Bryconamericus iheringii* (Ostariophysi: Characidae) em riachos da bacia do rio Tibagi, Estado do Paraná. **Acta Scientiarum Biological Sciences**, v. 28, n. 1, p. 59-63, 2006.

ORTEGA, J. C. G.; DIAS, R. M.; PETRY, A. C.; OLIVEIRA, E. F.; AGOSTINHO A. A. Spatio-temporal organization patterns in the fish assemblages of a Neotropical floodplain. **Hydrobiologia**, v. 745, n. 1, p. 31-41, 2015.

OTTO, S. B.; BERLOW, E. L.; RANK, N. E.; SMILEY, J.; BROSE, U. Predator diversity and identity drive interaction strength and trophic cascades in a food web. **Ecology**, v. 89, n. 1, p. 134-144, 2008.

PAULY, D.; CHRISTENSEN, V. **Trophic levels of fishes**. In: Froese, R. and Pauly, D. (eds.), *FishBase 2000: Concepts, Design and Data Sources*. ICLARM, Manila, 2000, 181 p.

PAULY, D.; FROESE, R.; SA-A, P. S.; PALOMARES, M. L.; CHRISTENSEN, V.; RIUS, J. **TrophLab Manual**. ICLARM, Manila, 2000.

PAULY, D.; PALOMARES, M. L. **Approaches for dealing with three sources of bias when studying the fishing down marine food web phenomenon**. In: Briand, F. (ed.), *Fishing Down the Mediterranean Food Webs? Vol. 12. CIESM Workshop Series.*, 2000, p. 61-66.

- PEASE, A. A.; TAYLOR, J. M.; WINEMILLER, K. O.; KING, R. S. Multiscale environmental influences on fish assemblage structure in central Texas streams. **Transactions of the American Fisheries Society**, v. 140, p. 1409-1427, 2011.
- PELICICE, F. M.; VITULE, J. R. S.; JUNIOR, D. P. L.; ORSI, L. M.; AGOSTINHO, A. A. A Serious New Threat to Brazilian Freshwater Ecosystems: The Naturalization of Nonnative Fish by Decree. **Conservation Letters**, v. 7, n. 1, p. 55-60, 2014.
- PENDLETON, R. M.; HOEINGHAUS, D. J.; GOMES, L. C.; AGOSTINHO, A. A. Loss of Rare Fish species from tropical floodplain food webs affects community structure and ecosystem multifunctionality in a mesocosm experiment. **PLoS ONE**, v. 9, n. 1, p. e84568, 2014.
- PERES-NETO, P. R.; OLDEN, J. D.; JACKSON, D. A. Environmentally constrained null models: site suitability as occupancy criterion. **Oikos**, v. 93, n. 1, p. 110-120, 2001.
- PIEDRAS, S. R. N.; POUHEY, J. L. O. F. Alimentação do peixe rei (*Odontesthes bonariensis*, Atherinopsidae) nas lagoas Mirim e Mangueira, Rio Grande do Sul, Brasil. **Iheringia**, v. 95, n. 2, p. 117-120, 2005.
- PIMM, S. L. **Food Webs**. Chicago University Press, Chicago, p. 258, 1982.
- PIMM, S. L. **The structure of food webs**. Theoretical Population Biology v. 16, n. 2, p. 144-158, 1979.
- PINKAS, L.; OLIPHANT, M. S.; IVERSON, I. L. K. Food habits of albacore, bluefin tuna, and bonito in California waters. **California Fish and Game, Fish Bulletin**, v. 152, p. 1-105, 1971.
- PIRES, M. M.; GUIMARÃES, JR. P. R.; ARAÚJO, M. S.; GIARETTA, A. A.; COSTA J. C. L.; REIS, S. F. The nested assembly of individual-resource networks. **Journal of Animal Ecology**, v. 80, n. 4, p. 896-903, 2011.
- POFF, N. L. Landscape filters and species traits: towards mechanistic understanding and prediction in stream ecology. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 16, n. 2, p. 391-409, 1997.
- POOL, T. K.; OLDEN, J. D. Taxonomic and functional homogenization of an endemic desert fish fauna. **Diversity and Distributions**, v. 18, n. 4, p. 366-376, 2012.
- POWER, M. A. Top-Down and Bottom-Up Forces in Food Webs: Do Plants Have Primacy. **Ecology**, v. 73, n. 3, p. 733-746, 1992.
- QUIST, M. C.; SCHULTZ, R. D. Effects of management legacies on stream fish and aquatic benthic macroinvertebrate assemblages. **Environmental Management**, v. 54, n. 3, p. 449-464, 2014.

REIS, R. E.; KULLANDER, S. O.; FERRARIS, JR. C. J. **Checklist of the freshwater fishes of South and Central America**. Porto Alegre: EDIPUCRS., 2003, 742 p.

REZENDE, C. F.; MAZZONI, R. Aspectos da alimentação de *Bryconamericus microcephalus* (Characiformes, Tetragonopterinae) no córrego Andorinha, Ilha Grande, Rio de Janeiro. **Biota Neotropica**, v. 3, n. 1, p. 1-6, 2003.

RODRIGUES, F. L.; BEMVENUTI, M. A. Hábito alimentar e osteologia da boca do peixe-rei, *Odontesthes humensis* de Buen (Atheriniformes, Atherinopsidae) na Lagoa Mirim, Rio Grande do Sul, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 18, n. 3, p. 793-802, 2001.

ROLLA, A. P. P. R.; ESTEVES, K. E.; ÁVILA-DA-SILVA, A. O. Feeding ecology of a stream fish assemblage in an Atlantic Forest remnant (Serra do Japi, SP, Brazil). **Neotropical Ichthyology**, v. 7, n. 1, p. 65-76. 2009.

RUHÍ, A.; CHAPPUIS, E.; ESCORIZA, D.; JOVER, M.; SALA, J.; BOIX, D.; GASCÓN, S.; GACIA, E. Environmental filtering determines community patterns in temporary wetlands: a multi-taxon approach. **Hydrobiologia**, v. 723, n. 1, p. 25-39, 2014.

SÁNCHEZ-CARMONA, R.; ENCINA, L.; RODRÍGUEZ-RUIZ, A.; RODRÍGUEZ-SÁNCHEZ, M. V.; GRANADO-LORENCIO, C. Food web structure in Mediterranean streams: exploring stabilizing forces in these ecosystems. **Aquatic Ecology**, v. 46, n. 3, p. 311-324, 2012.

SANTOS, A. B. I.; ALBIERI, R. J.; ARAÚJO, F. G. Seasonal response of fish assemblages to habitat fragmentation caused by an impoundment in a Neotropical river. **Environmental Biology of Fishes**, v. 96, n. 12, p. 1377-1383, 2013.

SCHAEFER, S. A. 1998. **Conflict and resolution: impact of new taxa on phylogenetic studies of neotropical cascudinhos (Siluroidei: Loricariidae)**. In: MALABARBA, L. R.; REIS, R. E.; VARI, R. P.; LUCENA, Z. M. S.; LUCENA, C. A. S. (Eds.). *Phylogeny and Classification of Neotropical Fishes*. Porto Alegre: Edipucrs., 1998, 375-400 p.

SCHIFINO, L. C.; FIALHO, C. B.; VERANI, J. R. Fish Community Composition, Seasonality and Abundance in Fortaleza Lake, Cidreira. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 47, n. 5, p. 755-763, 2004.

SERRA, S.; BESSONART, J.; MELLO, F. T.; DUARTE, A.; MALABARBA, L. R.; LOUREIRO, M. **Peces del Río Negro**. 1. ed. Montevideo: Mgap-Dinara, v. 1., 2014, 208 p.

SILVA, M. D. **Abordagem metodológica para caracterização, diagnóstico e planejamento ambiental de bacias hidrográficas: análise preliminar da Bacia do Rio Piratini - L40/RS**. In: ALBA, J. M. F. (Org.). *Sustentabilidade Socioambiental*

da Bacia da Lagoa Mirim. 1ed. Pelotas: Embrapa Clima Temperado, 1., 2010, 52-59 p.

SILVA, M. J.; RAMOS, T. P. A.; DINIZ, V. D.; RAMOS, R. T. C.; MEDEIROS, E. S. F. Ichthyofauna of Seridó/Borborema: a semi-arid region of Brazil. **Biota Neotropica**, v. 14, n. 3, p. 1-6, 2014.

ŠMEJKAL, M.; PRCHALOVÁ, M.; ČECH, M.; VAŠEK, M.; ŘÍHA, M.; JUZA, T.; BLABOLIL, P.; KUBEČKA, J. Associations of fish with various types of littoral habitats in reservoirs. **Ecology of Freshwater Fish**, v. 23, n. 3, p. 405-413, 2014.

SOKAL, R. R.; ROHLF, F. J. **Biometry: the principles and practice of statistics in biological research**. 3^oed. San Francisco, Freeman., 1995, 887 p.

SONDOTÉCNICA, S. A. **Distrito de Irrigação do Arroio Chasqueiro**. Sumário. Estudo realizado para a SUDESUL-MI., 1976, 46 p.

STERGIOU, K. I.; KARPOUZI, V. S. Feeding habits and trophic levels of Mediterranean fish. **Reviews in Fish Biology and Fisheries**, v. 11, n. 3, p. 217-254, 2002.

STONE, L.; ROBERTS, A. The checkerboard score and species distributions. **Oecologia**, v. 85, n. 1, p. 74-79, 1990.

STOUFFER, D. B.; CAMACHO, J.; GUIMERA, R.; NG, C. A.; AMARAL, L. A. N. Quantitative patterns in the structure of model and empirical food webs. **Ecology**, v. 86, n. 5, p. 1301-1311, 2005.

SÚAREZ, Y. R.; LIMA-JÚNIOR, S. E. Spatial and temporal variation in stream fish assemblages of Guiraí River Basin, Upper Paraná Basin. **Biota Neotropica**, v. 9, n. 1, p. 101-111, 2009.

TAGLIANI, P. R. A. Ecologia da assembléia de peixes de três riachos da Planície Costeira do Rio Grande Sul. **Atlântica**, v. 16, n. 1, p. 55-68, 1994.

TAYLOR, C. M.; HOLDER, T. L.; FIORILLO, R. A.; WILLIAMS, L. R.; THOMAS, R. B.; WARREN, JR. M. L. Distribution, abundance, and diversity of stream fishes under variable environmental conditions. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 63, n. 1, p. 43-54, 2006.

TAYLOR, J. M.; SEILHEIMER, T. S.; FISHER, W. L. Downstream fish assemblage response to river impoundment varies with degree of hydrologic alteration. **Hydrobiologia**, v. 728, n. 1, p. 23-39, 2014.

TER BRAAK, C. J. F.; ŠMILAUER, P. **Canoco for Windows Version 4.5**. Biometris-Plant Research International, Wageningen, The Netherlands, 2002.

TER BRAAK, C. J. F.; PRENTICE, I. C. A theory of gradient analysis. **Advances in Ecological Research**, v. 18, p. 271-317, 1988.

TERESA, F. B.; CASATTI, L. Development of habitat suitability criteria for Neotropical stream fishes and an assessment of their transferability to streams with different conservation status. **Neotropical Ichthyology**, v. 11, n. 2, p. 395-402, 2013.

THOMAZ, S. M.; CUNHA, E. R. The role of macrophytes in habitat structuring in aquatic ecosystems: methods of measurement, causes and consequences on animal assemblages composition and biodiversity. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 22, n. 2, p. 218-236, 2010.

ULRICH, W.; ALMEIDA-NETO, M.; GOTELLI, N. J. A consumer's guide to nestedness analysis. **Oikos**, v. 118, n. 1, p. 3-17, 2009.

VANNOTE, R. L.; MINSHALL, G. W.; CUMMINGS, K. W.; SEDELL, J. R.; CUSHING, C. E. The River Continuum Concept. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences** v. 37, n. 1, p. 130-137, 1980.

VASKE, JR. T.; LESSA, R. P.; DE NÓBREGA, M.; ALEGRE-QUIJANO, M. S.; MARCANTE, S. F.; BEZERRA, JR. J. L. 2005. Checklist of fishes from Saint Peter and Saint Paul Archipelago, Brazil. **Journal Applied Ichthyology**, v. 21, n. 1, p. 75-79, 2005.

VIANA, D.; ZAWADZKI, C. H.; OLIVEIRA, E. F.; VOGEL, H. F.; GRAÇA, W. J. Estrutura da ictiofauna do rio Bonito, bacia hidrográfica do rio Ivaí, sistema alto rio Paraná, Brasil. **Biota Neotropica**, v. 13, n. 2, p. 1-5, 2013.

VIDOTTO-MAGNONI, A. P.; CARVALHO, E. D. Aquatic insects as the main food resource of fish the community in a Neotropical reservoir. **Neotropical Ichthyology**, v. 7, n. 4, p. 701-708, 2009.

VILLWOCK, J. A. **Processos costeiros e formação de praias arenosas e campos de dunas ao longo da costa sul e sudeste brasileira**. Simpósio sobre ecossistemas da costa sul e sudeste brasileira: síntese dos conhecimentos., 1987, 380-399 p.

VITULE, J. R. S.; LIMA, JR. D. P.; PELICICE, F. M.; ORSI, L. M.; AGOSTINHO, A. A. 2012. Ecology: Preserve Brazil's aquatic biodiversity. **Nature**, v. 485, n. 7398, p. 309-309, 2012.

VIZENTIN-BUGONI, J.; MARUYAMA, P. K.; SAZIMA, M. Processes entangling interactions in communities: forbidden links are more important than abundance in a hummingbird–plant network. **Proceedings of the Royal Society Biological Sciences**, v. 281, n. 1780, p. 1-8, 2014.

WILLIAMS, R. J.; MARTINEZ, N. D. Simple rules yield complex food webs. **Nature**, v. 404, p. 180-183, 2000.

WINEMILLER, K. O. Spatial and temporal variation in tropical fish trophic networks. **Ecological Monographs**, v. 60, n. 3, p. 331-367, 1990.

WINEMILLER, K. O.; AGOSTINHO, A. A.; CARAMASCHI, E. P. **Fish Ecology in Tropical Streams**. Pp. 107-146. In: DUDGEON, D. (Ed.). *Tropical Stream Ecology*. London, Elsevier., 2008, 343 p.

WINEMILLER, K. O.; MCINTYRE, P. B.; CASTELLO, L.; FLUET-CHOUINARD, E.; GIARRIZZO, T.; NAM, S.; BAIRD, I. G.; DARWALL, W.; LUJAN, N. K.; HARRISON, I.; STIASSNY, M. L. J.; SILVANO, R. A. M.; FITZGERALD, D. B.; PELICICE, F. M.; AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.; ALBERT, J. S.; BARAN, E.; PETRERE JR., M.; ZARFL, C.; MULLIGAN, M.; SULLIVAN, J. P.; ARANTES, C. C.; SOUSA, L. M.; KONING, A. A.; HOEINGHAUS, D. J.; SABAJ, M.; LUNDBERG, J. G.; ARMBRUSTER, J.; THIEME, M. L.; PETRY, P.; ZUANON, J.; TORRENTE VILARA, G.; SNOEKS, J.; OU, C.; RAINBOTH, W.; PAVANELLI, C. S.; AKAMA, A.; VAN SOESBERGEN, A.; SÁENZ, L. Balancing hydropower and biodiversity in the Amazon, Congo, and Mekong. **Science**, v. 351, n. 6269, p. 128-129, 2016.

WINEMILLER, K. O.; MONTAÑA, C. G.; ROELKE, D. L.; COTNER, J. B.; MONTOYA, J. V.; SANCHEZ, L.; CASTILLO, M. M.; LAYMAN, C. A. Pulsing hydrology determines top-down control of basal resources in a tropical river-floodplain ecosystem. **Ecological Monographs**, v. 84, n. 4, p. 621-635, 2014.

ZAR, J. H. **Biostatistical analysis**. New Jersey, Prentice Hall., 1996, 718 p.

Anexo 1

Índice de importância relativa (IIR%) dos itens alimentares consumidos pelas espécies a montante da bacia hidrográfica do Arroio Chasqueiro, município de Arroio Grande, Rio Grande do Sul, Brasil. As espécies estão representadas pelas abreviaturas nas colunas (ver Tabela 2).

	BRYIHE	CHEIBI	CHEINT	CYAALB	HETJAC	HYPLUT	MIMINE	PSEDOR	CHAORI	CHAPTE	CHATEN	CORPAL	HEPMUS	PIM AUS
Filo Protozoário														
Ordem Thecamoebina												0,15	0,08	
Filo Nematoda	0,21	1,14	0,29	0,06	0,25	0,28	0,03		6,82		10,00	30,00	0,01	0,12
Filo Annelidae	0,02				0,03								0,07	
Classe Oligochaeta						0,12						0,24	3,04	18,20
Filo Mollusca														
Classe Bivalvia								0,02						
Classe Gastropoda	0,02													
Filo Arthropoda														
Subfilo Cheliceriformes														
Classe Chelicerata														
Ordem Araneae	0,47	0,05		1,59	0,04	1,16	1,66	0,20		5,22			0,85	0,08
Ordem Acari	0,10	0,48	0,05	0,13	0,09	0,02	0,38	0,09	10,46			0,20		
Subfilo Crustácea														
Classe Branchipoda														
Ordem Cladocera	0,66	2,41	0,85	3,01	0,78	0,02	0,16	0,13	1,47			0,93	3,42	0,56
Classe Malacostraca														
Ordem Amphipoda		0,03											0,10	
Ordem Isopoda	0,01						0,01							
Classe Maxillopoda														
Ordem Copepoda	0,02	0,08	0,02	0,01		0,02	0,01					0,05	0,78	0,11
Classe Ostracoda	0,04				0,01							1,03	0,28	0,34
Subfilo Atelocerata														
Classe insecta														
Ordem Colembola	0,01	0,01				0,06	0,09	0,07						
Ordem Coleoptera	1,54		0,04	0,84	0,06	1,58	0,18	0,51	1,63				1,44	0,06
Ordem Díptera	0,18		0,02	2,11		0,88	3,32	1,78		6,73			0,10	
Ordem Ephemeroptera				0,09		0,05	0,07		12,55				0,14	0,19
Ordem Hemiptera	0,35	0,06	0,07	0,27	0,11	0,01	0,46	0,17					0,08	
Ordem Hymenoptera	2,35		0,08	1,72	0,19	5,27	1,05	0,49					0,01	
Ordem Megaloptera													0,01	
Ordem Neuroptera	0,01												0,05	0,04
Ordem Odonata	0,28			0,69		0,15	0,05	0,03					0,10	0,06
Ordem Orthoptera			0,03	0,05		0,01								
Ordem Plecoptera	0,06			0,11	0,06		0,01		0,39					0,06
Ordem Tricoptera	1,93	0,04	0,02	1,12	0,02	0,08	0,71	1,09		4,02		0,10	1,56	0,39
Ordem Thysanoptera	0,02													
Larva de coleoptera	2,71	0,42	0,03	1,74	1,01	1,73	1,48	0,28	4,57			0,93	2,37	18,15
Larva de díptera	3,03	0,89		3,07	1,00	0,92	0,59	0,62	1,32			0,34	2,12	1,81
Larva de ephemeroptera	0,01													
Larva de lepdoptera	0,02							0,02					0,15	
Larva de neuroptera	0,01													
Larva de odonata														
Larva de plecoptera										0,02				

Larva de tricotera	0,56	6,91	1,32	0,80	7,01	1,14	2,67		4,18	0,39		5,54	12,70	5,69
Resto de inseto	60,81	36,10	35,73	71,52	57,15	59,43	83,51	87,69	31,59	76,84		11,76	56,61	36,52
Filo Chordata														
Classe Osteichthyes														
Ordem Characiformes														
Familia Characidae														
<i>Pseudocorinopoma doriae</i>														
														0,20
Outros recursos alimentares														
Algas	0,69	1,32	0,21	0,10	1,48	1,42	0,04		2,17			0,50	0,20	1,42
Areia	1,14	1,30	2,41	0,38	0,70	0,28			0,70	3,34		2,72	0,99	1,93
Escama de peixe			0,02			0,03		0,10					0,03	
Item alimentar não identificado	0,05			0,01								0,01		
Material particulado fino	4,69	38,01	43,64	1,83	0,74	6,67	0,40			1,72		24,78	2,24	0,66
Material orgânico	5,08	0,50	8,11	0,92	1,54	3,73	2,23	2,81	22,15	1,72		12,84	7,67	0,23
Material vegetal	12,61	9,71	6,51	7,56	27,13	11,06	0,81	3,60				7,49	2,79	13,39
Restos de crustáceo	0,01		0,13	0,03	0,05							0,01		
Restos de peixe				0,01									0,01	
Sementes	0,30	0,52	0,40	0,23	0,52	3,89	0,07	0,10				0,39		

continuação

	HISLAE	HISNIG	RINCAD	RINLON	RINMIC	MICCOT	HOMANI	SCLANG	PSEIHE	JENMUL	PHACAU	GYMGYM	GYMRAB	
Filo Protozoário														
Ordem Thecamoebina	1,08	5,11	4,91	0,80	1,42			0,04			0,08			
Filo Nematoda														
		0,01				0,30		0,03		0,06	0,01	0,19		
Filo Annelida														
Classe Oligochaeta														
Filo Mollusca														
Classe Bivalvia														
Classe Gastropoda														
Filo Arthropoda														
Subfilo Cheliceriformes														
Classe Chelicerata														
Ordem Araneae						0,03		0,03						
Ordem Acari			0,02					0,35				0,19	0,05	
Subfilo Crustácea														
Classe Branchipoda														
Ordem Cladocera						2,69		2,36	2,80	12,38	0,91	2,31		
Classe Malacostraca														
Ordem Amphipoda														
Ordem Isopoda														
Classe Maxillopoda														
Ordem Copepoda			0,03			0,12		0,37		0,52				
Classe Ostracoda		0,01	0,04	0,13	0,09			2,55				9,32	1,98	
Subfilo Atelocerata														
Classe insecta														
Ordem Colembola														
Ordem Coleoptera						0,04	34,38	0,78						0,44
Ordem Díptera						0,52		0,81		0,07				
Ordem Ephemeroptera			0,01					0,43				0,93	1,79	

Ordem Hemiptera								0,77	0,10	0,01		0,04
Ordem Hymenoptera							0,21					
Ordem Megaloptera												
Ordem Neuroptera												
Ordem Odonata				0,14			0,07					
Ordem Orthoptera												
Ordem Plecoptera							0,08					0,09
Ordem Tricoptera							4,32		0,37		39,20	69,56
Ordem Thysanoptera												
Larva de coleoptera	0,25	0,21	0,83	0,59	1,38		13,38	3,01	0,43	0,24	0,74	1,66
Larva de díptera	0,04				0,01	0,68	1,28		1,19	1,40		1,91
Larva de ephemeroptera												
Larva de lepidoptera												
Larva de neuroptera												
Larva de odonata							0,01					
Larva de plecoptera												
Larva de tricóptera		0,15	1,27	0,20	0,13	2,10	6,64	30,79		0,03	3,60	0,62
Resto de inseto			0,17		0,07	68,79	41,79	5,64	3,88	0,31	2,05	3,25
Filo Chordata												
Classe Osteichthyes												
Ordem Characiformes												
Familia Characidae												
<i>Pseudocorinopoma doriae</i>												
Outros recursos alimentares												
Algas	2,22	4,48	9,72	2,40	0,42	0,11	0,03		1,02	0,22	6,45	0,04
Areia	1,26	4,34	10,75	22,13	5,87	1,00	21,20	3,25	17,13	1,63	3,27	9,97
Escama de peixe										0,10	0,01	
Item alimentar não identificado												0,12
Material particulado fino	84,66	85,65	56,79	72,78	90,24	4,91	28,65	4,49	13,58	56,99	86,45	12,73
Material orgânico	9,96		14,24	0,53	0,05	3,90	14,11	21,19	6,30	0,21	7,87	1,84
Material vegetal	0,50	0,03	1,23	0,44	0,34	1,37	15,76	2,55	3,01	6,53	2,92	
Restos de crustáceo												
Restos de peixe									2,07	0,34		
Sementes	0,04					13,30	0,03		8,10	3,93	4,34	7,93

Anexo 1

Índice de importância relativa (IIR%) dos itens alimentares consumidos pelas espécies no reservatório da bacia hidrográfica do Arroio Chasqueiro, município de Arroio Grande, Rio Grande do Sul, Brasil. As espécies estão representadas pelas abreviaturas nas colunas (ver Tabela 2).

	PLAPLA	ASTEIG	ASTFAS	ASTHEN	ASTJAC	BRYIHE	CHASTE	CHEIBI	CHEINT	CYAALB	HETJAC	HYPLUT	OLIJEN
Filo Protozoário													
Ordem Thecamoebina						0,01		0,51					
Filo Nematoda													
						0,02		0,01			0,01	9,89	0,02
Filo Annelidae													
Classe Oligochaeta													
Filo Mollusca													
Classe Bivalvia													
Classe Gastropoda													
Filo Arthropoda													
Subfilo Cheliceriformes													
Classe Chelicerata													
Ordem Aranae			0,48	12,67		1,12		0,01		1,99			0,21
Ordem Acari			0,05	2,06		0,37		0,05		0,07		0,23	4,34
Subfilo Crustácea													
Classe Branchipoda													
Cladocera	27,89		0,07			0,52	8,14	2,55		26,31	3,98	4,25	0,83
Classe Malacostraca													
Ordem Amphipoda										0,01			
Ordem Isopoda				2,12									0,05
Classe Maxillopoda													
Ordem Copepoda	65,38		0,07			0,24		1,65		6,12	1,29	3,82	
Classe Ostracoda													
						0,07		0,02					
Subfilo Atelocerata													
Classe insecta													
Ordem Colembola				4,68		0,18		0,04		0,62	0,01		
Ordem Coleoptera			0,24	2,12		0,56				8,17	0,01	0,12	2,11
Ordem Díptera				4,07		0,23				3,68	0,02		0,06
Ordem Ephemeroptera						0,06	15,66	0,02		0,04			0,05
Ordem Hemiptera						0,01				1,08	0,01		0,03
Ordem Hymenoptera		4,09	0,12	39,42	7,02	0,06				1,76			
Ordem Neuroptera										0,04			
Ordem Odonata			0,03			0,01				0,09			0,05
Ordem Orthoptera													0,06
Ordem Plecoptera											0,01		
Ordem Tricoptera						0,01		0,01				3,51	
Ordem Thysanoptera		0,46											
Larva de coleoptera			0,51			1,5	0,4	0,47		0,86	0,18	0,12	0,18
Larva de diptera						2,29		0,2		0,54	0,09	0,18	0,03
Larva de lepdoptera			0,01										
Larva de plecoptera										0,83			
Larva de tricoptera													
Resto de inseto		14	1,63	21,65	1,41	23,02	0,15	0,52		37,03	3,62	0,5	6,09
Filo Chordata													
Classe Osteichthyes													

Ordem Clupeiformes												
Família Clupeidae												
<i>Platanichthys platana</i>												3,17
Ordem Characiformes												
Família Characidae												
<i>Astyanax eigenmanniorum</i>												
<i>Astyanax aff. fasciatus</i>												
<i>Astyanax</i> spp.												
<i>Bryconamericus iheringii</i>												16,32
<i>Cheirodon ibicuihensis</i>												0,13
<i>Cheirodon interruptus</i>												
<i>Cheirodon</i> spp.												
<i>Cyanocharax alburnus</i>												8,82
<i>Heterocheirodon jacuiensis</i>												2,53
<i>Oligosarcus</i> spp.												
Ordem Siluriformes												
Família Heptapteridae												
<i>Pimelodella australis</i>												
Família Trichomycteridae												
<i>Homodiaetus anisitsi</i>												
Ordem Cyprinodontiformes												
Família Anablepidae												
<i>Jenynsia multidentata</i>												0,99
Ordem Atheriniformes												
Família Atheriniopsidae												
<i>Odontheistes</i> spp.												0,49
Outros recursos alimentares												
Algas	2,19		0,01			1,13	1,83	5,72	2,43	0,02	5,14	5,77
Areia	1,83		0,02	0,31		13,59		6,34	0,57	0,07	6,7	0,02
Escama de peixe			0,01			0,01						0,22
Item alimentar não identificado			0,01			0,01						0,02
Material particulado fino	0,26		0,17	72,43	22,78	0,25	75,82	65,52	0,88	59,92	71,3	0,41
Material orgânico	1,64		1,19	15,95	1,53	16,09	3,4	4,88	2,66	3,05		0,03
Material vegetal	0,31	8,27	83,2	10,9	0,98	28,28	44,17	2,28	26,6	2,13	7,42	0,18
Náuplio de camarão	0,24		0,01			0,03				4,62	8,03	
Ovo de peixe	0,26		1,42									16,94
<i>Palaemonetes argentinus</i>			0,09	1,35		11,91			0,04	0,41		1,85
Restos de crustáceo			0,24									0,58
Restos de peixe			0,56			1,4						0,13
Sementes		73,18	9,86	0,86	2,36		0,38		0,34	0,1		

continuação

	OLIROB	PSEDOR	CYPVOG	HOPMAL	LORANU	HOMANI	JENMUL	ODOSPP	GEOBRA	GYMGYM	GYMRAB	CRELEP	CREPUN
Filo Protozoário													
Ordem Thecamoebina			0,65		0,44		0,54			0,06			
Filo Nematoda													
			0,05	0,37	0,14		0,01	0,02		0,04			
Filo Annelidae													
Classe Oligochaeta								0,02		0,05	0,77		
Filo Mollusca													
Classe Bivalvia								0,02	2,7				

Família Heptapteridae											
<i>Pimelodella australis</i>	24,03										
Família Trichomycteridae											
<i>Homodiaetus anisitsi</i>				0,7							
Ordem Cyprinodontiformes											
Família Anablepidae											
<i>Jenynsia multidentata</i>											
Ordem Atheriniformes											
Família Atheriniopsidae											
<i>Odonthestes</i> spp.	2,99							0,02			
Outros recursos alimentares											
Algas			0,59	1,1		1,39	0,03		0,56		1,02
Areia			14,5	1,22	7,48	3,75	0,13	3,13	3,99		3,31
Escama de peixe				0,37					0,03		
Item alimentar não identificado						0,06					
Material particulado fino	0,14	3,15	81,7	52,13	17,37	39,15	1,72	4,37	7,6	18,58	0,6
Material orgânico	1,64			6,47	66,2	3,68	2,29	4,28	1,58	17,8	0,47
Material vegetal	0,42		1,79	32,84		19,02	7,62	8,57	35,27		12,7
Náuplio de camarão											
Ovo de peixe									0,23		
<i>Palaemonetes argentinus</i>	10,74			2,83	0,01		0,54	4,28	0,99		27,56
Restos de crustáceo	1,47				0,23	4,57		0,25	0,18	29,7	4,37
Restos de peixe	29,05			5,43				42,85	6,26	0,18	12,8
Sementes			0,49		1,89		7,92	0,05	3,16	30,73	71,23

Anexo 1

Índice de importância relativa (IIR%) dos itens alimentares consumidos pelas espécies a jusante da bacia hidrográfica do Arroio Chasqueiro, município de Arroio Grande, Rio Grande do Sul, Brasil. As espécies estão representadas pelas abreviaturas nas colunas (ver Tabela 2).

	ASTEIG	ASTFAS	ASTHEN	ASTJAC	AUSACA	BRABOM	BRADRA	BRAGAU	BRYIHE	CHAORI	CHARAC	CHASTE	CHATEN
Filo Protozoário													
Ordem Thecamoebina									0,01	0,06	0,41		
Filo Nematoda	0,80	0,06	1,72				1,21		0,05	0,10	0,31		0,28
Filo Annelidae			0,04						0,01				
Classe Oligochaeta					0,33						0,13		0,45
Filo Mollusca													
Classe Bivalvia					0,02								
Classe Gastropoda	0,01				25,27	1,75							
Filo Arthropoda													
Subfilo													
Cheliceriformes													
Classe Chelicerata													
Ordem Aranae	1,49	0,03	0,85	0,12	0,04		0,48		0,83	0,20		0,03	
Ordem Acari	0,29			0,11	0,05	0,09		0,17	0,30	0,60	3,97		0,80
Subfilo Crustácea													
Classe Branchipoda													
Ordem Cladocera	0,09			3,49	1,03				0,12	3,42	2,78	1,81	4,40
Classe Malacostraca													
Ordem Amphipoda	0,08	0,04	0,10	0,08	0,01				0,03	0,01		0,29	0,24
Ordem Isopoda													
Classe Maxillopoda													
Ordem Copepoda	0,29			0,08	0,05		2,28		0,03	10,25	15,33	0,03	13,27
Classe Ostracoda			0,21		5,85	0,29			0,01	0,11			1,53
Subfilo Atelocerata													
Classe insecta													
Ordem Colembola	0,03			1,48		3,19				0,02	0,03		0,02
Ordem Coleoptera	0,31	0,09	0,75	0,27	0,09			1,47	0,35	0,02		0,59	0,16
Ordem Díptera	0,40	0,07		1,03	0,01	0,20			0,02	0,01		0,27	
Ordem Ephemeroptera													
Ordem Hemiptera	0,01		0,46	0,01					0,01		0,13		
Ordem Hymenoptera	4,74	0,01	1,00	0,03	0,01				0,16	0,04			
Ordem Neuroptera													
Ordem Odonata	0,11			0,24					0,05	0,04	1,56	0,04	0,80
Ordem Orthoptera		0,03											
Ordem Plecoptera				0,02					0,02	0,01			
Ordem Lepdoptera													
Ordem Tricoptera	0,11		0,24	0,01	0,55	3,57			0,08	1,18		0,08	
Ordem Thysanoptera													
Larva de coleoptera	0,58	3,50	19,30	0,97	7,66	37,72	16,24	2,94	4,51	35,43	9,35	0,71	60,50

Restos de peixe	0,01		0,02	0,08				0,01	0,01		0,05
Sementes	0,56	0,22	4,02	0,07				0,09	0,14	2,04	0,01

continuação

	CHEIBI	CHEINT	CNEDEN	CORPAL	CRELEP	CYAALB	CYPSAL	CYPSPI	CYPVOG	GEOBRA	GYMGYM	GYMRAB	HEPMUS
Filos Protozoário													
Ordem Thecamoebina		0,03		0,41		0,02	0,37	2,50	3,60		0,20		
Filo Nematoda	0,02	0,03		9,04	0,48	0,18		0,12	0,42	0,32	0,66		
Filo Annelidae													
Classe Oligochaeta				0,03						0,03	0,08	0,39	0,08
Filo Mollusca													
Classe Bivalvia										0,94	0,28		
Classe Gastropoda										47,85	10,10	1,88	0,23
Filo Arthropoda													
Subfilo Cheliceriformes													
Classe Chelicerata													
Ordem Aranae		0,03			0,38	0,79				0,12		0,39	
Ordem Acari	0,03	0,78		0,08	0,07	0,65		0,02	0,12	0,03	0,79	0,05	
Subfilo Crustácea													
Classe Branchipoda													
Ordem Cladocera	0,13	0,79		1,76	0,12	0,11		0,11	0,31	3,85	0,98	2,71	0,05
Classe Malacostraca													
Ordem Amphipoda				0,01	0,03	0,09					0,02		1,35
Ordem Isopoda													
Classe Maxillopoda													
Ordem Copepoda	0,01	0,05		0,46	1,55	0,07	0,03	0,09		0,13	0,16	12,40	
Classe Ostracoda				2,09	0,02			0,05	0,03	7,67	5,95	13,15	
Subfilo Atelocerata													
Classe insecta													
Ordem Colembola						0,01							
Ordem Coleoptera		0,03			2,48	1,41				0,36	0,24	5,66	1,22
Ordem Díptera					2,25	0,06							
Ordem Ephemeroptera					0,07	0,02					0,11		0,06
Ordem Hemiptera					0,05	0,02				0,02			
Ordem Hymenoptera		0,08				0,73				0,08			
Ordem Neuroptera													
Ordem Odonata		0,03			0,86	0,08					0,01		0,27
Ordem Orthoptera													
Ordem Plecoptera						0,02					0,01		0,67
Ordem Lepdoptera												0,09	
Ordem Tricoptera					0,02	0,50				0,02	10,44	4,05	0,37
Ordem Thysanoptera													
Larva de coleoptera	0,01	0,01	0,13	0,98	0,89	0,56		0,22	0,01	0,05	6,69	0,32	2,37
Larva de diptera		0,11		0,19	2,10	0,31					0,75	0,26	0,79

Larva de ephemeroptera														
Larva de lepdoptera														
Larva de odonata						0,12								
Larva de ortoptera						0,11								
Larva de plecoptera										0,01				
Larva de tricoptera		0,01		0,27		0,83					0,42	0,88	58,32	
Resto de inseto	0,25	1,87	7,57	2,99	62,11	49,97		0,02	0,01	2,20	2,29	13,82	6,10	
Filo Chordata														
Classe Osteichthyes														
Ordem Characiformes														
Familia Characidae														
<i>Astyanax eigenmanniorum</i>														
<i>Astyanax aff. fasciatus</i>														
<i>Bryconamericus iheringii</i>														
<i>Cheirodon ibicuihensis</i>														
<i>Cyanocharax alburnus</i>														
<i>Hyphessobrycon luetkenii</i>						2,87								
Ordem Siluriformes														
Familia Callichthyidae														
<i>Corydoras paleatus</i>														
Familia Heptapteridae														
<i>Pimelodella australis</i>														
Familia Trichomycteridae														
<i>Homodiaetus anisitsi</i>														
Ordem Cyprinodontiformes														
Familia Poeciliidae														
<i>Phalloceros caudimaculatus</i>														
Ordem Perciformes														
Familia Cichidae														
<i>Gymnogeophagus spp.</i>														
Outros recursos alimentares														
Algas	54,86	61,78	0,09	15,23	7,66	4,60	0,14	4,60	2,41		1,26			
<i>Aegla platensis</i>						1,67								
Areia	0,26	0,48	0,81	4,33		0,05	10,93	11,93	16,73	0,75	5,85	10,03	0,85	
Escama de peixe					0,03	0,01					0,10			
Item alimentar não identificado	0,02			0,03		0,01								
<i>Palaemonetes argentinus</i>											0,88	0,01		
Material particulado fino	9,58	19,95	81,55	56,11	5,38	6,08	88,49	78,65	76,02	8,80	23,74	3,73	1,85	
Material orgânico	1,00	0,17		3,46		6,66				10,64	0,56	23,41	0,10	
Material vegetal	33,72	13,77	8,72	2,17	0,49	25,51	0,04	1,60	0,29	14,76	27,55	6,44	24,77	
Restos de crustáceo						4,95					0,26			
Restos de molusco												0,12		
Restos de peixe					3,25	0,01				0,16	0,01	0,35	0,54	

Larva de lepidoptera													
Larva de odonata													0,07
Larva de ortoptera													
Larva de plecoptera													
Larva de tricoptera	0,16						0,29	0,09	0,36	0,04	0,21		
Resto de inseto	0,16					0,22	16,05	39,41	1,77	4,10	4,27	47,84	2,82
Filo Chordata													
Classe Osteichthyes													
Ordem													
Characiformes													
Familia Characidae													
<i>Astyanax</i>						1,00							
<i>eigenmanniorum</i>													
<i>Astyanax aff. fasciatus</i>						0,76							
<i>Bryconamericus</i>													
<i>iheringii</i>						18,29							
<i>Cheirodon ibicuihensis</i>													3,20
<i>Cyanocharax alburnus</i>						1,19							
<i>Hyphessobrycon</i>													
<i>luetkenii</i>						7,83							
Ordem Siluriformes													
Familia													
Callichthyidae													
<i>Corydoras paleatus</i>						0,37							
Familia													
Heptapteridae													
<i>Pimelodella australis</i>						0,25							
Familia													
Trichomycteridae													
<i>Homodiaetus anisitsi</i>						0,25							
Ordem													
Cyprinodontiformes													
Familia Poeciliidae													
<i>Phalloceros</i>													
<i>caudimaculatus</i>						0,25							66,17
Ordem Perciformes													
Familia Cichidae													
<i>Gymnogeophagus</i>													
spp.						2,93							
Outros recursos alimentares													
Algas	82,58	2,59	9,40	7,27	24,39		55,02	24,03	42,17	40,05	62,69	0,05	
<i>Aegla platensis</i>													
Areia	0,04	0,14	2,48	4,94		0,22	0,04	0,22	0,08		0,20	0,75	
Escama de peixe						0,45						0,02	
Item alimentar não identificado										0,01			
<i>Palaemonetes</i>													
<i>argentinus</i>						0,24							
Material particulado fino	3,47	95,33	87,02	83,85	24,26		5,32	1,27	18,15	6,84	9,15	10,17	
Material orgânico	4,21	0,52	0,01	0,55	24,26		2,32	0,16	1,42	0,16	3,59	3,89	
Material vegetal	8,28		0,16	0,81	27,08	0,92	18,56	29,92	32,12	46,28	15,57	3,65	8,40
Restos de crustáceo						0,90							
Restos de molusco													
Restos de peixe						61,89						0,04	13,82
Sementes	0,06		0,01	0,04			0,22	0,05	0,03	0,14	3,12		

Larva de odonata													
Larva de ortoptera													
Larva de plecoptera													
Larva de tricoptera				0,14			0,16			48,87			
Resto de inseto	36,22	0,87	6,56	68,43	0,66	7,59	0,05		2,20			0,02	
Filo Chordata													
Classe Osteichthyes													
Ordem													
Characiformes													
Familia Characidae													
<i>Astyanax</i>													
<i>eigenmanniorum</i>													
<i>Astyanax</i> aff. <i>fasciatus</i>													
<i>Bryconamericus</i>													
<i>iheringii</i>	8,51												
<i>Cheirodon ibicuihensis</i>													
<i>Cyanocharax alburnus</i>													
<i>Hyphessobrycon</i>													
<i>luetkenii</i>	23,79												
Ordem Siluriformes													
Familia													
Callichthyidae													
<i>Corydoras paleatus</i>													
Familia													
Heptapteridae													
<i>Pimelodella australis</i>													
Familia													
Trichomycteridae													
<i>Homodiaetus anisitsi</i>													
Ordem													
Cyprinodontiformes													
Familia Poeciliidae													
<i>Phalloceros</i>													
<i>caudimaculatus</i>													
Ordem Perciformes													
Familia Cichidae													
<i>Gymnogeophagus</i>													
spp.													
Outros recursos													
alimentares													
Algas	4,60	3,44		2,66	5,94	13,38	4,96		2,69		0,44	4,87	
<i>Aegla platensis</i>													
Areia	2,81	0,61	0,22	0,35	2,58		4,13	15,16	11,70	10,57	9,82		
Escama de peixe		0,06											
Item alimentar não													
identificado				0,02									
<i>Palaemonetes</i>													
<i>argentinus</i>													
Material particulado	1,76	87,32	63,92	45,34	3,91	70,80	7,30	80,88	57,20	76,11	35,08	82,18	67,11
fino													
Material orgânico	3,51		4,56	0,56	1,54	0,29	0,56	0,11	0,24			0,03	7,21
Material vegetal	1,76	1,95	20,86	3,09	10,50	1,22	19,03	1,66	1,44			6,01	20,81
Restos de crustáceo													
Restos de molusco													
Restos de peixe	20,98		0,01				1,21						
Sementes		2,14		1,85			0,06					0,01	