



TATIANA SCHMIDT DIAS

**COMPOSIÇÃO E ESTRUTURA DAS ASSEMBLEIAS DE PEIXES EM DUAS
LAGOAS COSTEIRAS NO LITORAL MÉDIO DO RIO GRANDE DO SUL**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em
Biologia Animal, Instituto de Biociências da
Universidade Federal do Rio Grande do Sul, como
requisito parcial à obtenção do Título de Doutora em
Biologia Animal.

Área de Concentração: Biodiversidade

Orientadora: Prof^a. Dr^a. Clarice Bernhardt Fialho

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL

PORTO ALEGRE

2015

**COMPOSIÇÃO E ESTRUTURA DAS ASSEMBLEIAS DE PEIXES EM DUAS LAGOAS
COSTEIRAS NO LITORAL MÉDIO DO RIO GRANDE DO SUL**

TATIANA SCHMIDT DIAS

Aprovada em _____

Dr.^a. Adriana Saccol Pereira

Dr.^a. Julia Giora

Dr.^a. Karina Keyla Tondato

Dr.^a. Clarice Bernhardt Fialho

Orientadora

AGRADECIMENTOS

À Prof^a. Dr^a. Clarice Bernhardt Fialho pela orientação, estima, incentivo e confiança em mim depositada.

Ao Prof. Dr. Luiz Roberto Malabarba pelas sugestões durante a elaboração deste trabalho.

Ao Conselho Nacional de Pesquisa (CNPq) pela bolsa concedida.

Ao corpo docente, coordenação e secretaria do Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal da UFRGS pelo apoio quando solicitado.

Às biólogas, amigas e colegas Andréia Turcati, Caroline Ribeiro, Fernanda Weiss, Juliana Rossato, Juliana Wingert, Letícia Longoni, Priscila Maciel, Rúbia Dergecz, e ao biólogo e amigo João Paulo dos Santos, pelo auxílio em campo.

Aos servidores Osvaldo Machado e Darci Dias pelo auxílio no trabalho de campo, ensinamentos, atenção na solução dos problemas e convívio sempre agradável.

Ao grande amigo e pesquisador Dr. Ricardo José Stein pela paciência e auxílio nas análises estatísticas.

Aos colegas do laboratório de Ictiologia da UFRGS pelo companheirismo, estímulo e inspiração nesta empreitada.

Aos colegas e amigos ictiólogos Adriana Saccol-Pereira, Ana Paula Dufech, Andrei Langoni, Cristina Oliveira, Andréia Turcati, Circe Machado, Cláudio Ricken, Fábio Flores-Lopes, Fernanda Weiss, Fernando Carvalho, Fernando Jerep, Guilherme Frainer, João Paulo dos Santos, Juliana Wingert, Juliano dos Santos, Julia Giora, Karina Tondato, Lúcia Rodrigues, Luiz Artioli, Natália Berthier, Marco Aurélio Azevedo, Renata Bartolete, Vinícius Bertaco e Vinícius Lampert, pela ajuda na identificação das espécies e pelas valiosas sugestões, críticas e correções no decorrer deste trabalho e pelos quais tenho grande admiração.

Aos meus pais, que me ajudaram e apoiaram cada um a sua maneira, durante o doutorado: “-E aí, filha? falta muito pra acabar esta tese?”. Terminei! Este trabalho foi feito para vocês.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	vi
LISTA DE TABELAS	xiv
RESUMO	xvii
ABSTRACT	xix
INTRODUÇÃO	1
OBJETIVOS	7
MATERIAL E MÉTODOS	8
ÁREA DE ESTUDO	8
A Planície Costeira do Rio Grande do Sul.....	8
A Bacia do Rio Tramandaí.....	9
Lagoas dos Barros e Corvina.....	11
Locais de Coleta.....	12
AMOSTRAGENS	14
ANÁLISE DOS DADOS	16
RESULTADOS	20
VARIÁVEIS AMBIENTAIS	20
LAGOA DOS BARROS	22
LAGOA CORVINA	33
DISCUSSÃO	42
MÉTODOS DE COLETA	42
ASSEMBLEIAS DE PEIXES	45
Variações espaciais.....	49
Variações sazonais.....	55

Índices ecológicos e fatores ambientais.....	63
CONCLUSÕES.....	76
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	79
FIGURAS.....	113
TABELAS.....	155

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1.** Mapa do Estado do Rio Grande do Sul (a) onde se destaca a porção média da Planície Costeira; (b) localização das lagoas dos Barros e Corvina na Planície Costeira do Estado; e (c) visão geral das lagoas dos Barros e Corvina, situadas no município de Mostardas..... 113
- Figura 2.** Mapa das lagoas dos Barros e Corvina identificando os pontos amostrais. Os pontos assinalados em amarelo correspondem aos locais onde foi utilizada a rede de arrasto (B1A, B2A, B3A e B4A, na lagoa dos Barros, e C1A e C2A, na lagoa Corvina), enquanto os pontos assinalados em vermelho indicam os locais onde foram utilizadas as redes de espera (B1E, B2E e B3E, na lagoa dos Barros, e C1E e C2E, na lagoa Corvina)..... 114
- Figura 3.** Pontos de amostragem com rede de arrasto na lagoa dos Barros: (a) B1A, (b) B2A, (c) B3A e (d) B4A..... 115
- Figura 4.** Pontos de amostragem com redes de espera na lagoa dos Barros: (a) B1E, (b) B2E e (c) B3E..... 116
- Figura 5.** Pontos de amostragem com redes de arrasto na lagoa Corvina: (a) C1A e (b) C2A..... 117
- Figura 6.** Pontos de amostragem com redes de espera na lagoa Corvina: (a) C1E e (b) C2E..... 117
- Figura 7.** Valores das médias mensais de pluviosidade (mm) (barras) e de temperatura da água (linhas com círculo branco) e do ar (linhas com círculo preto) (°C) para a lagoa dos Barros no período de abril de 2010 e março de 2011. O eixo y à esquerda representa a pluviosidade (mm), enquanto o eixo y à direita representa a temperatura (°C)..... 118
- Figura 8.** Valores das médias mensais de pluviosidade (mm) (barras) e de temperatura da água (linhas com círculo branco) e do ar (linhas com círculo preto) (°C) para a lagoa Corvina no período de abril de 2010 e março de 2011. O eixo y à esquerda representa a pluviosidade (mm), enquanto o eixo y à direita representa a temperatura (°C)..... 118

Figura 9. Valores mensais calculados do fotoperíodo (min.) para as lagoas dos Barros e Corvina no período de abril de 2010 e março de 2011.....	119
Figura 10. Abundância relativa do número de indivíduos (a) e abundância relativa do número de espécies (b) das Ordens de peixes amostrados com rede de arrasto na lagoa dos Barros no período de abril de 2010 a março de 2011. Characif. = Characiformes, Cyprinodontif. = Cyprinodontiformes, Clupeif. = Clupeiformes, Labrif. = Labriformes, Silurif. = Siluriformes, Atherinif. = Atheriniformes, Symbranchif. = Synbranchiformes, Gymnotif. = Gymnotiformes.....	120
Figura 11. Abundância relativa do número de indivíduos (a) e abundância relativa do número de espécies (b) das Ordens de peixes amostrados com redes de espera na lagoa dos Barros no período de abril de 2010 a março de 2011. Characif. = Characiformes, Clupeif. = Clupeiformes, Labrif. = Labriformes, Silurif. = Siluriformes, Atherinif. = Atheriniformes.....	121
Figura 12. Abundância relativa do número de espécies das Famílias de peixes amostrados com (a) rede de arrasto e com redes de espera (b) na lagoa dos Barros no período de abril de 2010 a março de 2011. Famílias Acestrorhynchidae, Characidae, Crenuchidae, Curimatidae e Erythrinidae = Ordem Characiformes; Famílias Anablepidae, Poeciliidae e Rivulidae = Ordem Cyprinodontiformes; Famílias Clupeidae e Engraulidae = Ordem Clupeiformes; Família Cichlidae = Ordem Labriformes; Famílias Auchenipteridae, Callichthyidae, Heptapteridae e Loricariidae = Ordem Siluriformes; Família Atherinopsidae = Ordem Atheriniformes; Família Synbranchidae = Ordem Synbranchiformes; e Famílias Gymnotidae, Hypopomidae e Sternopygidae = Ordem Gymnotiformes.....	122
Figura 13. Valores relativos de abundância (a) e biomassa (b) da assembleia de peixes amostrados com rede de arrasto na lagoa dos Barros no período de abril de 2010 a março de 2011.....	123
Figura 14. Valores relativos de abundância (a) e biomassa (b) da assembleia de peixes amostrados com redes de espera na lagoa dos Barros no período de abril de 2010 a março de 2011.....	123

- Figura 15.** Valores relativos de abundância e biomassa da assembleia de peixes amostrados com rede de arrasto nos pontos B1A (a), B2A (b), B3A (c) e B4A (d) na lagoa dos Barros no período de abril de 2010 a março de 2011..... 124
- Figura 16.** Valores relativos de abundância e biomassa da assembleia de peixes amostrados com redes de espera nos pontos B1E (a), B2E (b) e B3E (c) na lagoa dos Barros no período de abril de 2010 a março de 2011..... 126
- Figura 17.** Curvas do coletor (número cumulativo de espécies) obtidas a partir das amostragens de peixes realizadas com rede de arrasto (a) e redes de espera (b) na lagoa dos Barros no período de abril de 2010 a março de 2011. IC = intervalo de confiança..... 128
- Figura 18.** Curvas do coletor (número cumulativo de espécies) obtidas a partir das amostragens de peixes realizadas com rede de arrasto em diferentes pontos amostrais (B1A (a), B2A (b), B3A (c) e B4A (d)) na lagoa dos Barros no período de abril de 2010 a março de 2011. IC = intervalo de confiança..... 129
- Figura 19.** Curvas do coletor (número cumulativo de espécies) obtidas a partir das amostragens de peixes realizadas com redes de espera em diferentes pontos amostrais (B1E (a), B2E (b) e B3E (c)) na lagoa dos Barros no período de abril de 2010 a março de 2011. IC = intervalo de confiança..... 130
- Figura 20.** Variação mensal dos valores de abundância e biomassa para a rede de arrasto (a) e para as redes de espera (b) na assembleia de peixes da lagoa dos Barros no período de abril de 2010 a março de 2011. O eixo y à esquerda representa a abundância (número de indivíduos), enquanto o eixo y à direita representa a biomassa (g)..... 131
- Figura 21.** Gráficos de ordenação em escala multidimensional não-métrica (NMDS) derivados de matrizes de similaridade pelo coeficiente de Bray-Curtis a partir dos dados de (a) abundância e (b) biomassa das espécies de peixes coletadas na lagoa dos Barros no período de abril de 2010 a março de 2011. Quadrados representam a rede de arrasto; triângulos, as redes de espera..... 132
- Figura 22.** Gráficos de ordenação em escala multidimensional não-métrica (NMDS) derivados de matrizes de similaridade pelo coeficiente de Bray-Curtis a partir dos dados de abundância (para os diferentes pontos amostrais (a) e para as estações do ano (b)) e

de biomassa (para os diferentes pontos amostrais (c) e para as estações do ano (d)) das espécies de peixes coletadas com rede de arrasto na lagoa dos Barros entre abril de 2010 e março de 2011. Nas figuras (a) e (c), os quadrados correspondem ao ponto amostral B1A; círculos, B2A; triângulos, B3A; triângulos invertidos, B4A. Nas figuras (b) e (d), os losangos correspondem ao outono; os quadrados, ao inverno; os círculos, a primavera; os triângulos, ao verão..... 133

Figura 23. Gráficos de ordenação em escala multidimensional não-métrica (NMDS) derivados de matrizes de similaridade pelo coeficiente de Bray-Curtis a partir dos dados de abundância (para os diferentes pontos amostrais (a) e para as estações do ano (b)) e de biomassa (para os diferentes pontos amostrais (c) e para as estações do ano (d)) das espécies de peixes coletadas com redes de espera na lagoa dos Barros entre abril de 2010 e março de 2011. Nas figuras (a) e (c), os quadrados correspondem ao ponto amostral B1E; círculos, B2E; triângulos, B3E. Nas figuras (b) e (d), os losangos correspondem ao outono; os quadrados, ao inverno; os círculos, a primavera; os triângulos, ao verão..... 134

Figura 24. Mapas de bolhas representando de forma geral como estão organizadas espacialmente a (a) abundância, (b) biomassa, (c) diversidade, (d) dominância e (e) equitabilidade de espécies de peixes coletadas com redes de arrasto e espera na lagoa dos Barros entre abril de 2010 e março de 2011. O eixo y representa a latitude e o eixo x, a longitude..... 135

Figura 25. Análise de correspondência canônica (ACC) relacionando a abundância das espécies amostradas com rede de arrasto (a) e redes de espera (b) na lagoa dos Barros com as variáveis ambientais. Na parte superior da figura (a), os quadrados representam o ponto amostral B1A; os círculos, o ponto B2A; os triângulos, o ponto B3A; e os triângulos invertidos, o ponto B4A. Na parte inferior da figura (b), os quadrados representam o ponto amostral B1E; os círculos, o ponto B2E; e os triângulos, o ponto B3E. Apan, *Aphyocharax anisitsi*; Asdi, *Astyanax dissensus*; Asei, *Astyanax eigenmanniorum*; Asja, *Astyanax jacuhiensis*; Astysp1, *Astyanax* sp. 1; Astysp2, *Astyanax* sp. 2; Aust, *Australoheros* sp.; Brga, *Brachyhypopomus gauderio*; Chze, *Characidium zebra*; Chst, *Charax stenopterus*; Chib, *Cheirodon ibicuiensis*; Chin, *Cheirodon interruptus*; Cipo, *Cichlasoma portalegreense*; Copa, *Corydoras paleatus*;

Crle, *Crenicichla lepidota*; Cyal, *Cyanocharax alburnus*; Cymu, *Cynopoeilus multipapilatus*; Cysa, *Cyphocharax saladensis*; Cyvo, *Cyphocharax voga*; Eitr, *Eigenmannia trilineata*; Gebr, *Geophagus brasiliensis*; Gygy, *Gymnogeophagus gymnogenys*; Gyla, *Gymnogeophagus lacustris*; Gyrh, *Gymnogeophagus rhabdotus*; Hile, *Hisonotus leucofrenatus*; Homa, *Hoplias malabaricus*; Hybo, *Hyphessobrycon boulengeri*; Hyig, *Hyphessobrycon igneus*; Hylu, *Hyphessobrycon luetkenii*; Hyme, *Hyphessobrycon meridionalis*; Jemu, *Jenynsia multidentata*; Loan, *Loricariichthys anus*; Lygr, *Lycengraulis grossidens*; Odle, *Odontesthes ledae*; Olje, *Oligosarcus jenynsii*; Olro, *Oligosarcus robustus*; Phca, *Phalloceros caudimaculatus*; Piau, *Pimelodella australis*; Plpl, *Platanichthys platana*; Psdo, *Pseudocorynopoma doriae*; e Trlu, *Trachelyopterus lucenai*..... 137

Figura 26. Abundância relativa do número de indivíduos (a) e abundância relativa do número de espécies (b) das Ordens de peixes amostrados com rede de arrasto na lagoa Corvina no período de abril de 2010 a março de 2011. Characif. = Characiformes, Cyprinodontif. = Cyprinodontiformes, Clupeif. = Clupeiformes, Labrif. = Labriformes, Silurif. = Siluriformes, Atherinif. = Atheriniformes, Symbranchif. = Synbranchiformes, Gymnotif. = Gymnotiformes..... 139

Figura 27. Abundância relativa do número de indivíduos (a) e abundância relativa do número de espécies (b) das Ordens de peixes amostrados com redes de espera na lagoa Corvina no período de abril de 2010 a março de 2011. Characif. = Characiformes, Clupeif. = Clupeiformes, Labrif. = Labriformes, Silurif. = Siluriformes, Atherinif. = Atheriniformes..... 140

Figura 28. Abundância relativa do número de espécies das Famílias de peixes amostrados com (a) rede de arrasto e com redes de espera (b) na lagoa Corvina no período de abril de 2010 a março de 2011. Famílias Acestorhynchidae, Characidae, Crenuchidae, Curimatidae e Erythrinidae = Ordem Characiformes; Famílias Anablepidae e Poeciliidae = Ordem Cyprinodontiformes; Famílias Clupeidae e Engraulidae = Ordem Clupeiformes; Família Cichlidae = Ordem Labriformes; Famílias Auchenipteridae, Callichthyidae, Heptapteridae e Loricariidae = Ordem Siluriformes; Família Atherinopsidae = Ordem Atheriniformes; Família Synbranchidae = Ordem Synbranchiformes; e Família Hypopomidae = Ordem Gymnotiformes..... 141

Figura 29. Valores relativos de abundância (a) e biomassa (b) da assembleia de peixes amostrados com rede de arrasto na lagoa Corvina no período de abril de 2010 a março de 2011.....	142
Figura 30. Valores relativos de abundância (a) e biomassa (b) da assembleia de peixes amostrados com redes de espera na lagoa Corvina no período de abril de 2010 a março de 2011.....	142
Figura 31. Valores relativos de abundância e biomassa da assembleia de peixes amostrados com rede de arrasto nos pontos C1A (a) e C2A (b) na lagoa Corvina no período de abril de 2010 a março de 2011.....	143
Figura 32. Valores relativos de abundância e biomassa da assembleia de peixes amostrados com redes de espera nos pontos C1E (a) e C2E (b) na lagoa Corvina no período de abril de 2010 a março de 2011.....	144
Figura 33. Curvas do coletor (número cumulativo de espécies) obtidas a partir das amostragens de peixes realizadas com rede de arrasto (a) e redes de espera (b) na lagoa Corvina no período de abril de 2010 a março de 2011. IC = intervalo de confiança.....	145
Figura 34. Curvas do coletor (número cumulativo de espécies) obtidas a partir das amostragens de peixes realizadas com rede de arrasto em diferentes pontos amostrais (C1A (a) e C2A (b)) na lagoa Corvina no período de abril de 2010 a março de 2011. IC = intervalo de confiança.....	146
Figura 35. Curvas do coletor (número cumulativo de espécies) obtidas a partir das amostragens de peixes realizadas com redes de espera em diferentes pontos amostrais (C1E (a) e C2E (b)) na lagoa Corvina no período de abril de 2010 a março de 2011. IC = intervalo de confiança.....	146
Figura 36. Variação mensal dos valores de abundância e biomassa para a rede de arrasto (a) e para as redes de espera (b) na assembleia de peixes da lagoa Corvina no período de abril de 2010 a março de 2011. O eixo y à esquerda representa a abundância (número de indivíduos), enquanto o eixo y à direita representa a biomassa (g).....	147
Figura 37. Gráficos de ordenação em escala multidimensional não-métrica (NMDS) derivados de matrizes de similaridade pelo coeficiente de Bray-Curtis a partir dos dados	

de (a) abundância e (b) biomassa das espécies de peixes coletadas na lagoa Corvina. Círculos representam a rede de arrasto; triângulos invertidos, as redes de espera..... 148

Figura 38. Gráficos de ordenação em escala multidimensional não-métrica (NMDS) derivados de matrizes de similaridade pelo coeficiente de Bray-Curtis a partir dos dados de abundância (para os diferentes pontos amostrais (a) e para as estações do ano (b)) e de biomassa (para os diferentes pontos amostrais (c) e para as estações do ano (d)) das espécies de peixes coletadas com rede de arrasto na lagoa Corvina. Nas figuras (a) e (c), os círculos correspondem ao ponto amostral C1A; triângulos invertidos, ponto C2A. Nas figuras (b) e (d), os losangos correspondem ao outono; os quadrados, ao inverno; os círculos, a primavera; os triângulos, ao verão..... 149

Figura 39. Gráficos de ordenação em escala multidimensional não-métrica (NMDS) derivados de matrizes de similaridade pelo coeficiente de Bray-Curtis a partir dos dados de abundância (para os diferentes pontos amostrais (a) e para as estações do ano (b)) e de biomassa (para os diferentes pontos amostrais (c) e para as estações do ano (d)) das espécies de peixes coletadas com redes de espera na lagoa Corvina. Nas figuras (a) e (c), os círculos correspondem ao ponto amostral C1E; triângulos invertidos, ponto C2E. Nas figuras (b) e (d), os losangos correspondem ao outono; os quadrados, ao inverno; os círculos, a primavera; os triângulos, ao verão..... 150

Figura 40. Mapas de bolhas representando de forma geral como estão organizadas espacialmente a (a) abundância, (b) biomassa, (c) diversidade, (d) dominância e (e) equitabilidade das espécies de peixes coletadas com redes de arrasto e espera na lagoa Corvina. O eixo y representa a latitude e o eixo x, a longitude..... 151

Figura 41. Análise de correlação canônica (CCA) relacionando a abundância das espécies amostradas com rede de arrasto (a) e redes de espera (b) na lagoa Corvina com as variáveis ambientais. Na parte superior da figura (a), os quadrados representam o ponto amostral C01A e os triângulos, o ponto C02A. Na parte inferior da figura (b), os quadrados representam o ponto amostral C01E e os triângulos, o ponto C02E. Asdi, *Astyanax dissensus*; Asei, *Astyanax eigenmanniorum*; Asja, *Astyanax jacuhiensis*; Astysp1, *Astyanax* sp. 1; Astysp2, *Astyanax* sp. 2; Aust, *Australoheros* sp.; Chze, *Characidium zebra*; Chib, *Cheirodon ibicuiensis*; Chin, *Cheirodon interruptus*; Cipo,

Cichlasoma portalegrense; Copa, *Corydoras paleatus*; Cyal, *Cyanocharax alburnus*;
Cyvo, *Cyphocharax voga*; Gebr, *Geophagus brasiliensis*; Gygy, *Gymnogeophagus*
gymnogenys; Gyla, *Gymnogeophagus lacustris*; Hile, *Hisonotus leucofrenatus*; Homa,
Hoplias malabaricus; Hyig, *Hyphessobrycon igneus*; Hylu, *Hyphessobrycon luetkenii*;
Jemu, *Jenynsia multidentata*; Loan, *Loricariichthys anus*; Lygr, *Lycengraulis*
grossidens; Odle, *Odontesthes ledae*; Olje, *Oligosarcus jenynsii*; Olro, *Oligosarcus*
robustus; Phca, *Phalloceros caudimaculatus*; Piau, *Pimelodella australis*; Plpl,
Platanichthys platana; e Trlu, *Trachelyopterus lucenai*..... 153

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1.** Abundância absoluta (n) e biomassa (entre parênteses, em gramas) das espécies capturadas na lagoa dos Barros com rede de arrasto (pontos amostrais B1A, B2A, B3A e B4A) e com redes de espera (pontos B1E, B2E e B3E), juntamente com os índices ecológicos, no período de abril de 2010 a março de 2011. Valores destacados em cinza escuro indicam espécies com ocorrência constante nos pontos de amostragem; valores destacados em cinza claro indicam espécies com ocorrência acessória; valores não destacados indicam espécies com ocorrência acidental..... 155
- Tabela 2.** Resultados da análise de similaridade percentual (SIMPER) mostrando a contribuição das espécies mais representativas para a dissimilaridade de abundância entre os grupos de amostras na lagoa dos Barros levando em consideração o tipo de amostrador..... 158
- Tabela 3.** Resultados da análise de similaridade percentual (SIMPER) mostrando a contribuição das espécies mais representativas para a dissimilaridade de biomassa entre os grupos de amostras na lagoa dos Barros levando em consideração o tipo de amostrador..... 158
- Tabela 4.** Resultados dos testes de análise de similaridade (ANOSIM) para diferenças na abundância e biomassa das espécies coletadas com redes de arrasto e espera na lagoa dos Barros, entre abril de 2010 e março de 2011. O = outono; I = inverno; P = primavera; V = verão. B1A, B2A, B3A e B4A são os pontos amostrais onde foram realizadas as amostragens com rede de arrasto..... 159
- Tabela 5.** Resultados dos testes de significância para diferenças em descritores das assembleias de peixes coletados com redes de arrasto e espera na lagoa dos Barros, entre abril de 2010 e março de 2011. O = outono; I = inverno; P = primavera; V = verão. B1A, B2A, B3A e B4A são os pontos amostrais onde foram realizadas as amostragens com rede de arrasto..... 160
- Tabela 6.** Resultados das análises de regressão múltipla com análise de variância (ANOVA) para as variáveis ambientais mais explicativas na lagoa dos Barros, entre abril de 2010 e março de 2011..... 161

Tabela 7. Resultados da análise de correspondência canônica (ACC) para a assembleia de peixes da lagoa dos Barros, entre abril de 2010 e março de 2011.....	162
Tabela 8. Abundância absoluta e biomassa (entre parênteses, em gramas) das espécies capturadas na lagoa Corvina com rede de arrasto (pontos amostrais C1A e C2A) e com redes de espera (pontos C1E e C2E), juntamente com os índices ecológicos, no período de abril de 2010 a março de 2011. Valores destacados em cinza escuro indicam espécies com ocorrência constante nos pontos de amostragem; valores destacados em cinza claro indicam espécies com ocorrência acessória; valores não destacados indicam espécies com ocorrência acidental.....	163
Tabela 9. Resultados da análise de similaridade percentual (SIMPER) mostrando a contribuição das espécies mais representativas para a dissimilaridade de abundância de espécies entre os grupos de amostras na lagoa Corvina levando em consideração o tipo de amostrador.....	165
Tabela 10. Resultados da análise de similaridade percentual (SIMPER) mostrando a contribuição das espécies mais representativas para a dissimilaridade de biomassa de espécies entre os grupos de amostras na lagoa Corvina levando em consideração o tipo de amostrador.....	165
Tabela 11. Resultados dos testes de análise de similaridade (Anosim) para diferenças na abundância e biomassa das espécies coletadas com redes de arrasto e espera na lagoa Corvina, entre abril de 2010 e março de 2011. O = outono; I = inverno; P = primavera; V = verão. C1A e C2A são os pontos amostrais onde foram realizadas as amostragens com rede de arrasto.....	166
Tabela 12. Resultados dos testes de significância para diferenças em descritores das assembleias de peixes coletados com rede de arrasto e espera na lagoa Corvina, entre abril de 2010 e março de 2011. O = outono; I = inverno; P = primavera; V = verão. C1A e C2A são os pontos amostrais onde foram realizadas as amostragens.....	167
Tabela 13. Resultados das análises de regressão múltipla com análise de variância (ANOVA) para as variáveis ambientais mais explicativas na lagoa Corvina, entre abril de 2010 e março de 2011.....	168

Tabela 14. Resultados da análise de correspondência canônica (ACC) para a assembleia de peixes da lagoa Corvina, entre abril de 2010 e março de 2011.....	169
--	-----

RESUMO

O presente estudo teve como objetivo caracterizar, em uma escala espaço-temporal, as assembleias de peixes das lagoas dos Barros e Corvina, quanto à sua composição, ocorrência, abundância, biomassa, diversidade, dominância e equitabilidade das espécies, além de verificar suas relações com as variáveis ambientais. Estas lagoas estão situadas no litoral médio do Rio Grande do Sul e pertencem à bacia do rio Tramandaí. Esta região foi considerada de elevada importância biológica no contexto da zona costeira brasileira por apresentar ambientes heterogêneos e produtivos, abrigando uma grande diversidade biológica e alto endemismo de espécies ícticas. Estas lagoas isoladas de água doce apresentam características morfométricas diferenciadas, principalmente quanto à área de superfície, volume e profundidade. As coletas foram realizadas mensalmente, entre abril de 2010 e março de 2011. Na lagoa dos Barros, quatro locais foram amostrados com rede de arrasto, e três com redes de espera, enquanto na lagoa Corvina, dois locais foram amostrados com rede de arrasto e dois com redes de espera. Os locais de amostragem foram escolhidos de acordo com as variações das características ambientais de cada lagoa. Na lagoa dos Barros foram capturadas 51 espécies, sendo 46 amostradas com rede de arrasto e 28 com redes de espera. Na lagoa Corvina foram amostradas 49 espécies, sendo 40 coletadas com rede de arrasto e 28 com redes de espera. Em ambas as lagoas, Characiformes e Labriformes apresentaram maior número de espécies na rede de arrasto, enquanto Characiformes e Siluriformes predominaram nas redes de espera. Temporalmente, em ambas as lagoas, a maior abundância de indivíduos e biomassa ocorreu nos meses de primavera e verão na rede de arrasto, enquanto nas redes de espera, os maiores valores de abundância e biomassa foram registrados nos meses de outono e inverno. Diferenças estatisticamente significantes na abundância e biomassa de espécies entre as diferentes artes de pesca foram detectadas em ambas as lagoas. Lagoa dos Barros: os resultados das análises estatísticas revelaram diferenças espaciais e sazonais para abundância e biomassa das espécies coletadas com rede de arrasto, enquanto para as redes de espera, somente diferenças sazonais foram observadas. A diversidade e a dominância de espécies na rede de arrasto diferiram espacial e sazonalmente, enquanto para as redes de espera estes índices variaram sazonalmente. A equitabilidade de espécies não variou sazonal ou espacialmente. O fotoperíodo foi o principal preditor da variação da abundância em ambos os

amostradores, e também foi o principal preditor da biomassa na rede de arrasto. A vegetação foi a principal responsável pelas variações da diversidade e dominância de espécies na rede de arrasto, enquanto nas redes de espera, o fotoperíodo e a profundidade foram os principais preditores destes índices. Através da análise de correspondência, verificou-se que a variação na abundância das espécies coletadas com rede de arrasto esteve relacionada à vegetação, substrato, profundidade e temperaturas do ar e da água. Nas redes de espera, a variação na distribuição da abundância das espécies de peixes foi explicada pelas temperaturas da água e do ar, fotoperíodo, profundidade e pluviosidade. Lagoa Corvina: os resultados das análises estatísticas revelaram diferenças espaciais e sazonais para a abundância e somente diferenças sazonais para biomassa na rede de arrasto, enquanto nas redes de espera somente diferenças sazonais foram observadas. A diversidade de espécies diferiu sazonalmente somente na rede de arrasto, enquanto a dominância e a equitabilidade não diferiram espacial e sazonalmente em ambos os amostradores. A temperatura da água e a vegetação foram os principais responsáveis pela abundância, enquanto o fotoperíodo foi o principal preditor da biomassa de espécies nas redes de arrasto. A temperatura do ar e o fotoperíodo foram os principais preditores da diversidade de espécies coletadas com rede de arrasto, enquanto para as redes de espera, a temperatura da água e a profundidade foram os principais responsáveis por este índice. O fotoperíodo foi o principal preditor da dominância e da equitabilidade de espécies amostradas com rede de arrasto. Através da análise de correspondência, verificou-se que a variação na abundância das espécies coletadas com rede de arrasto esteve relacionada à profundidade. Nas redes de espera, a variação na distribuição da abundância das espécies de peixes foram explicadas pelas temperaturas da água e do ar e fotoperíodo. A partir dos resultados encontrados neste estudo, pode-se concluir que ocorrem diferenças sazonais e espaciais no padrão de distribuição das espécies amostradas com rede de arrasto, enquanto as assembleias amostradas com redes de espera apresentaram somente diferenças sazonais nas lagoas dos Barros e Corvina. As relações das espécies com as variáveis ambientais são discutidas com base no comportamento alimentar e/ou reprodutivo destas e nas características dos diferentes ambientes amostrados.

ABSTRACT

This study aimed to characterize, in a spatial and temporal scale, the fish assemblage of Lagoa dos Barros and Lagoa Corvina, as to its composition, occurrence, abundance, biomass, diversity, dominance and species equitability by checking its relations with the environmental variables. These lakes are situated in the middle coastal plain of Rio Grande do Sul State and belong to the Tramandaí River basin. This region was considered of high biological significance in the context of the Brazilian coastal zone by presenting heterogeneous and productive environments, showing a high biodiversity and high endemism of fish species. These freshwater isolated lakes have different morphological features, especially as the surface area, volume and depth. Samples were collected monthly between April 2010 and March 2011. In Lagoa dos Barros, four sites were sampled with seine net and three with gillnets, while in Lagoa Corvina, two sites were sampled with seine net and two with gillnets. Sampling sites were chosen according to the variation of environmental characteristics of each lake. In Lagoa dos Barros were captured 51 species, 46 sampled by seine net and 28 with gillnets. In Lagoa Corvina were sampled 49 species, 40 collected by seine net and 28 with gillnets. In both lakes, Characiformes and Labriformes presented greater number of species in the seine net, while Characiformes and Siluriformes predominated in gillnets. Temporally, in both lakes, the highest abundance and biomass occurred in the months of spring and summer in seine net, while in gillnets, the highest values of abundance and biomass were recorded in the months of autumn and winter. Significant statistically differences in the abundance and biomass of species between the different samplers were detected in both lakes. Lagoa dos Barros: statistical analyzes results showed spatial and seasonal differences in abundance and biomass of the species collected by seine net, while for gillnets, only seasonal differences were observed. The diversity and the dominance of species in the seine net differ spatially and seasonally, while for gillnets these indexes varied seasonally. The species evenness did not vary seasonally or spatially. Photoperiod was the major predictor of variation in abundance in both samplers, and it was also the major predictor of biomass in the seine net. Vegetation was the main responsible for the variations of diversity and dominance of species in the seine net while in the gillnets, the photoperiod and depth were the main predictors of these indexes. Through correspondence analysis, it was

found that the variation in the abundance of species collected with seine net was related to vegetation, substrate, depth and temperature of air and water. In gillnets, the variation in species abundance was explained by the temperatures of water and air, photoperiod, depth and rainfall. Lagoa Corvina: statistical analyzes results showed spatial and seasonal differences in abundance, and only seasonal differences for biomass in seine net, while in gillnets only seasonal differences were observed. The species diversity differed only seasonally in the seine net, while the dominance and evenness did not differ spatially and seasonally in both samplers. The water temperature and vegetation were primarily responsible for abundance, while the photoperiod was the main predictor of biomass species in seine net. The air temperature and photoperiod were the main predictors of the species diversity collected by seine net, while for gillnets, water temperature and depth were the main responsible for this index. Photoperiod was the main predictor of dominance and evenness of species sampled in seine net. Through correspondence analysis, it was found that the variation in the abundance of species collected by seine net was related to depth. In gillnets, the variation in species abundance were explained by the temperatures of water and air and photoperiod. From the results of this study, it can be concluded occurring seasonal and spatial differences in the distribution pattern of the species sampled in the seine net, while the assemblages sampled with gillnets showed only seasonal differences in Lagoa dos Barros and Lagoa Corvina. The relationships between the species and the environmental variables are discussed based on the feeding and/or reproductive behavior and the characteristics of the different study sites.

INTRODUÇÃO

Lagoas costeiras podem ser definidas como ecossistemas aquáticos superficiais que se desenvolvem na interface entre os ecossistemas terrestres e marinhos costeiros e podem ficar permanentemente abertos ou intermitentemente fechados a partir do mar adjacente por barreiras deposicionais (Kjerfve, 1994; Gönenç & Wolfin, 2004). Segundo Esteves *et al.* (1984), no Brasil encontra-se um número considerável de ecossistemas lacustres ao longo da costa, e o Estado do Rio Grande do Sul possui o maior número de corpos lagunares costeiros do Brasil. As lagoas costeiras abrigam uma porção considerável da biodiversidade dos ambientes aquáticos continentais da região Neotropical (Esteves *et al.*, 2008) e tais formações são cruciais para a conservação da biodiversidade local e global (Moss, 2000).

Além de serem fontes potenciais de água potável, as lagoas costeiras são alvo de vários tipos de exploração humana, que vão desde a pesca em pequena escala, agricultura extensiva, extração de areia, atividades turísticas, até a recente implantação de estações eólicas para geração de energia elétrica (Fernandes *et al.*, 1994; Lanzer *et al.*, 2013; Malabarba *et al.*, 2013). Tais impactos podem alterar a qualidade da água e as condições de sobrevivência das comunidades bióticas. Tendo em vista estes aspectos, o estudo da ictiofauna de lagoas costeiras torna-se imprescindível no sentido de fornecer subsídios para um entendimento pleno de tais ecossistemas, bem como permitir um gerenciamento adequado destes corpos d'água.

A região Neotropical apresenta a ictiofauna de água doce mais rica do mundo, com uma grande diversidade morfológica, bem como de padrões ecológicos, comportamentais e biogeográficos (Lowe-McConnell, 1999). Aproximadamente 85% das espécies de peixes do Brasil são primariamente de água doce e os restantes são de grupos marinhos que invadiram secundariamente a água doce (Malabarba & Reis, 1987). O Brasil, considerado um dos países com maior diversidade íctica do mundo e com a maior área dentro da região Neotropical, apresenta aproximadamente 2.500 espécies de peixes registradas (Buckup *et al.*, 2007). Este valor representa quase 50% das 6.025 espécies de água doce Neotropicais estimadas por Reis *et al.* (2003) e mais da metade das 5.000 espécies estimadas por Böhlke *et al.* (1978) somente para a América do Sul (Carvalho *et al.*, 2012). A estimativa mais realista para esta região, no entanto, parece ser a de Schaefer (1998) que, baseado na compilação do número de espécies

descritas nas últimas décadas, considera que o número total de espécies dessa região poderia chegar a 8.000, representando quase um quarto de todas as espécies de peixes do mundo e um oitavo da diversidade global de vertebrados (Carvalho *et al.*, 2012). Contudo, esta elevada diversidade ainda é pouco conhecida, com grandes áreas geográficas que representam lacunas no conhecimento da composição e ecologia da ictiofauna (Lévêque *et al.*, 2008).

Entre os padrões mais abordados em ecologia de assembleias de peixes estão àqueles relacionados à diversidade, riqueza e equitabilidade de espécies, bem como aqueles relativos às variações espaciais e sazonais de suas abundâncias (Wootton, 1990). Segundo Pianka (1983), os estudos que tratam da estrutura de uma assembleia têm como objetivo estabelecer as várias formas pelas quais as espécies constituintes interagem entre si. Portanto, faz-se necessária uma avaliação espaço-temporal de sua composição, diversidade, abundância e ecologia trófica e/ou reprodutiva (Putman, 1994) para o melhor entendimento dos mecanismos que permitem que as espécies coexistam em um mesmo ambiente.

As assembleias de peixes variam constantemente, tanto sazonal como espacialmente, influenciadas por fatores bióticos e abióticos. Variam até mesmo entre biótopos adjacentes, dependendo das características intrínsecas de cada espécie em relação às variáveis ambientais (Jackson *et al.*, 2001; Okada *et al.*, 2003; Saccol-Pereira & Fialho, 2010). Estas variações nas assembleias ícticas podem ser observadas quando ocorrem diferenças na estrutura do habitat (Gorman & Karr, 1978; Suárez *et al.*, 2001; Pompeu & Alves, 2003), na disponibilidade de recursos (Amezcu-Linares, 1977; Pompeu, 1999; Grenouillet *et al.*, 2002), nos padrões biogeográficos (Jackson & Harvey, 1989; Tonn *et al.*, 1990; Matthews & Robinson, 1998; Sánchez-Botero *et al.*, 2008) e comportamentais, evitando interações biológicas como a competição e a predação (Yáñez-Arancibia *et al.*, 1988; Hartz, *et al.*, 1996b; Suárez *et al.*, 2001; Lima *et al.*, 2008). Assembleias de peixes também podem ser influenciadas por fatores abióticos como temperatura, fotoperíodo, pluviosidade, condutividade, oxigênio dissolvido, profundidade e velocidade da água (Power, 1983; Hartz, 1997; Fialho, 1998; Tejerina-Garro *et al.*, 1998; Uieda & Barreto, 1999; Schifino *et al.*, 2004; Suárez *et al.*, 2004; Suárez & Petreire-Júnior, 2006, 2007; Granado-Lorencio *et al.*, 2007; Suárez *et al.*, 2007; Suárez, 2008; Dufech & Fialho, 2009; Suárez & Lima-Júnior, 2009; Saccol-Pereira & Fialho, 2010; Artioli, 2012).

Assim, além de avaliar as interações destas assembleias com as variáveis ambientais é necessário estudar os mecanismos ecológicos que atuam sobre elas (Ricklefs, 1987; Junk *et al.*, 1989; Tejerina-Garro *et al.*, 1998; Loreau *et al.*, 2001; Granado-Lorencio *et al.*, 2005; Piana *et al.*, 2006; Townsend *et al.*, 2006).

O conhecimento e o prognóstico de características da comunidade biótica em resposta a diferentes fatores ambientais é um dos principais objetivos ao estudar a estrutura de assembleias de peixes (Angermeier & Karr, 1983; Winemiller *et al.*, 2000; Suárez & Petrere-Júnior, 2007). No entanto, verificar a importância das diversas variáveis ambientais e mecanismos bióticos na dinâmica das assembleias de peixes geralmente depende da escala em que esta análise é realizada (Brazner & Beals, 1997; Dufech & Fialho, 2009). Estudos em pequena escala revelam que os fatores bióticos desempenham um papel importante na organização das assembleias, enquanto nos estudos em larga escala, os fatores abióticos e biogeográficos são mais importantes na determinação destas assembleias de peixes (Jackson *et al.*, 2001).

A maioria dos estudos visando quantificar os efeitos dos fatores ambientais na ictiofauna de lagoas foi desenvolvida em regiões de clima temperado e demonstram uma clara associação entre sazonalidade e variações de temperatura na estruturação das assembleias (Tonn & Magnuson, 1982; Scheffer, 1998; Hatzenbeler *et al.*, 2000). Dentre os trabalhos investigando as variações espaciais e sazonais em assembleias de peixes em lagoas neotropicais destacam-se os de Rodríguez & Lewis (1994), Galacatos *et al.* (1996), Hartz (1997), Henderson & Crampton (1997), Fialho (1998), Tejerina-Garro *et al.* (1998), Vono & Barbosa (2001), Schifino *et al.* (2004), Artioli *et al.* (2009), Dufech & Fialho (2009), Kruk *et al.* (2009) e Artioli (2012).

Em lagoas de clima temperado estudos apontam para uma relação positiva entre a área, a profundidade e a riqueza de espécies de peixes, condizentes com algumas predições da teoria de biogeografia de ilhas (Tonn & Magnuson, 1982; Eadie *et al.*, 1986; Jackson & Harvey, 1989; Scheffer *et al.*, 2006). No entanto, em lagoas subtropicais, a estrutura das assembleias de peixes tem se mostrado diferente à descrita para lagoas de clima temperado. Em geral, as assembleias ícticas subtropicais apresentam maior riqueza, densidade, biomassa, diversidade trófica e peixes de menor tamanho corporal (Jeppesen *et al.*, 2005; Teixeira de Mello *et al.*, 2009). Kruk *et al.* (2009) testaram algumas predições teóricas da ictiofauna de

zonas temperadas para a riqueza de espécies de peixes entre lagoas costeiras no Uruguai. Como esperado na teoria de biogeografia de ilhas, a riqueza de espécies aumentou com a área da lagoa, mas diminuiu com o aumento da cobertura de macrófitas submersas.

Embora um grande número de lagoas costeiras possa ocorrer dentro de uma área relativamente pequena, garantindo uma alta similaridade em termos de suas exposições a fatores regionais, tais como clima, tipos de solo, vegetação e proximidade do mar, por outro lado, esses ecossistemas podem ser fisiograficamente diversificados, apresentando uma variedade de tamanhos, morfometria, características químicas da água, posições na paisagem e estado trófico (Esteves *et al.*, 2008; Artioli, 2012).

Na porção norte e média da planície costeira do Rio Grande do Sul está inserida a bacia do rio Tramandaí, a qual apresenta uma série de lagoas conectadas por canais naturais, e que apresentam uma saída permanente, via barra, para o Oceano, além de várias lagoas isoladas. Este sistema costeiro suporta uma ictiofauna altamente endêmica (Malabarba *et al.*, 2013) e, além da variabilidade ambiental apresentada por estas lagoas costeiras, estas tornam-se importantes componentes para o estudo das variáveis bióticas e abióticas na formação de padrões estruturais em assembleias ícticas.

A ictiofauna da planície costeira do Rio Grande do Sul começou a ser estudada por Kleerekoper (1945), o qual teve seu material analisado posteriormente por Gomes (1946, 1947). A partir da década de 80, os estudos sobre a ictiofauna de lagoas costeiras se intensificaram. Trabalhos que abordam aspectos taxonômicos foram desenvolvidos, como Malabarba (1983), sobre a redescritção de *Astyanax hasemani*; Reis (1983), descrevendo duas espécies endêmicas de *Rineloricaria*; Reis & Malabarba (1988), descrevendo duas novas espécies de *Gymnogeophagus*; entre outros. Trabalhos enfocando aspectos de ocorrência e distribuição de espécies de peixes também foram desenvolvidos na região costeira do Estado. Malabarba & Isaia (1992), na bacia do rio Tramandaí, registraram, através de análises em coleções ictiológicas, 73 espécies de peixes de água doce, das quais 56 ocorreram na planície costeira. Loebmann & Vieira (2005), estudaram a distribuição espacial e a abundância da ictiofauna no Parque Nacional da Lagoa do Peixe. Garcia *et al.* (2006) verificaram os padrões de dominância da ictiofauna de lagoas na região da Estação Ecológica do Taim. Artioli *et al.* (2009), estudaram a distribuição, dominância e estrutura de tamanhos da assembleia de peixes da lagoa Mangueira. Recentemente, Malabarba *et al.* (2013) listaram 94 espécies de peixes de

água doce na bacia do rio Tramandaí, enquanto Artioli *et al.* (2013) publicaram o primeiro registro de *Acestrorhynchus pantaneiro* para este sistema.

No entanto, a maioria das publicações sobre a ictiofauna das lagoas costeiras do Rio Grande do Sul leva em consideração a biologia de somente uma espécie ou um grupo em particular. Embora muitas das espécies estudadas sejam aquelas de maior abundância nos sistemas em que ocorrem e, dessa forma, representem uma base de dados valiosa para o manejo e conservação das mesmas, estes estudos de forma compartimentada nem sempre geram o mesmo subsídio em termos de conhecimento de ecossistemas, uma vez que estas espécies podem apresentar atributos biológicos diretamente influenciados pelo meio onde vivem. Tal tipo de estudo, pode levar a conclusões equivocadas sobre as mesmas espécies em outros ecossistemas.

Entre estes estudos nas lagoas costeiras do Rio Grande do Sul podemos citar os realizados na lagoa Emboaba: Hartz & Barbieri (1993a, 1993b, 1994) e Hartz *et al.* (1994) sobre a alimentação, crescimento, reprodução e fecundidade de *Cyphocharax voga*; Bruschi Jr. & Peret (1996) e Bruschi Jr. *et al.* (1997a, 1997b) sobre a ecologia populacional, reprodução e crescimento de *Loricariichthys anus*; Fialho & Verani (1994), Fialho (1996) e Fialho *et al.* (1996) sobre a alimentação e reprodução de *Odontesthes aff. perugiae*; e Lampert *et al.* (2003) sobre o hábito alimentar de *Mimagoniates microlepis* no canal de ligação entre as lagoas Emboaba e Emboabinha. Na lagoa das Custódias foram realizados estudos sobre a biologia reprodutiva de *C. voga* (Schifino *et al.*, 1998), *Oligosarcus jenynsii* (Fialho *et al.*, 1998) e *Platanichthys platana* (Fialho *et al.*, 2000). Na lagoa Fortaleza foi estudada a dinâmica populacional de *Astyanax alburnus* (= *Cyanocharax alburnus*) (Fontoura *et al.*, 1993), *Jenynsia lineata* (= *Jenynsia multidentata*) (Fontoura *et al.*, 1994) e *Corydoras paleatus* (Bervian & Fontoura, 1994). Também foram estudados aspectos da reprodução de *Cheirodon ibicuiensis* (Braun *et al.*, 2000), *Oligosarcus robustus* e *O. jenynsii* (Nunes *et al.*, 2004), além da alimentação e ecomorfologia das duas últimas espécies (Nunes & Hartz, 2006). Na lagoa Caconde, *O. jenynsii* foi estudada quanto ao seu crescimento (Hartz & Barbieri, 1995), alimentação (Hartz *et al.*, 1996a) e dinâmica reprodutiva (Hartz *et al.*, 1997). Nesta mesma lagoa, quatro espécies de *Astyanax* foram estudadas por Hartz *et al.* (1996b), apresentando alta sobreposição alimentar e coexistindo no mesmo ambiente através da abundância dos recursos alimentares disponíveis e, também, através de segregação espacial nesta lagoa. Nesta lagoa também foi estudada a idade e o crescimento de *Gymnogeophagus*

lacustris (Hartz *et al.*, 1998), além da partilha de recursos entre outras seis espécies de ciclídeos (Hartz *et al.*, 2000), onde os autores verificaram evidências de segregação ecológica. Nas lagoas Caconde, Pinguela e Rondinha, Becker *et al.* (2003) estudaram a idade e o crescimento de três espécies de *Odontesthes*, fazendo algumas considerações sobre filogenia e história de vida. Nas lagoas Marcelino e Peixoto, Albrecht & Silveira (2001) estudaram a alimentação de *L. anus*. Na lagoa dos Barros, Longoni (2012) estudou a reprodução de *Hyphessobrycon igneus* e *Astyanax eigenmanniorum*. Por fim, nas lagoas Itapeva, Quadros e Malvas, Maia *et al.* (2013) descreveram a dinâmica alimentar e reprodutiva de *Trachelyopterus lucenai*.

São poucos os estudos mais abrangentes enfocando aspectos da biologia e contendo uma caracterização acerca dos parâmetros bióticos e abióticos das assembleias de peixes nas lagoas costeiras do Rio Grande do Sul. O primeiro trabalho surgiu com Silva (1992), que estudou distribuição e abundância de 49 espécies peixes nas lagoas Tramandaí e Armazém, trazendo informações sobre sua distribuição espaço-temporal, comportamento reprodutivo e migratório de algumas espécies. A partir de então, surgiram os trabalhos de Hartz (1997) sobre a estrutura e alimentação da assembleia de peixes na lagoa Caconde, verificando variações sazonais e espaciais na composição da ictiofauna que apresentou 35 espécies; Fialho (1998), observando a ocorrência de variação espaço-temporal na abundância de 32 espécies da ictiofauna da lagoa das Custódias; Bruschi Jr. (1998), registrando 31 espécies e demonstrando a importância da influência antrópica sobre a ictiofauna das lagoas Marcelino e Peixoto, propondo um índice de integridade biótica para as lagoas costeiras do Rio Grande do Sul; e Schifino (2002) e Schifino *et al.* (2004), estudando a composição, sazonalidade e abundância de 22 espécies de peixes da lagoa Fortaleza. Mais recentemente, Artioli (2012), estudou as assembleias de peixes das lagoas Itapeva (24 espécies), Quadros (29 espécies) e Malvas (30 espécies) (ao norte da bacia do rio Tramandaí), e Fortaleza (28 espécies), Rondinha (26 espécies) e Barros (28 espécies) (ao sul), relatando que as assembleias foram mais similares na composição de espécies do que na abundância das mesmas, com espécies diferentes dominando nas lagoas ao norte e ao sul, possivelmente resultado de condições ambientais distintas.

Além disso, alguns trabalhos realizados em lagoas costeiras do Estado têm demonstrado padrões diferenciados em tamanho, composição e dominância dos peixes coletados com diferentes tipos de amostradores (Hartz, 1997; Garcia *et al.*, 2006; Artioli *et*

al., 2009; Artioli, 2012). No entanto, em alguns estudos que avaliaram os padrões de estrutura de assembleias de peixes em lagoas costeiras foram utilizados somente um tipo de amostrador (Fialho, 1998; Schifino, 2002; Schifino *et al.*, 2004), de modo que a abundância de espécies, o número de indivíduos coletados e seus valores de biomassa podem estar subestimados.

As lagoas dos Barros e Corvina, locais onde foi desenvolvido este estudo, pertencem à bacia do rio Tramandaí, e são lagoas isoladas de água doce. Isso lhes confere uma importância ecológica de destaque na região, não apenas por sustentar a atividade de pesca artesanal, mas principalmente, por servir de área para reprodução, alimentação e proteção de peixes e outros organismos da biota aquática local. Portanto, a determinação da importância das variações espaciais e sazonais sobre as assembleias de peixes destas lagoas costeiras é de grande importância para a compreensão dos mecanismos que as estruturam e fornecem subsídios para prever um possível impacto da influência antrópica sobre esses ecossistemas. Assim, frente à escassez de informações em relação às assembleias de peixes das lagoas costeiras no Rio Grande do Sul, faz-se necessário o conhecimento das assembleias de peixes das lagoas dos Barros e Corvina.

OBJETIVOS

A partir deste estudo, questões podem ser levantadas quanto à estrutura e o funcionamento das assembleias de peixes das lagoas dos Barros e Corvina. A estrutura das assembleias de peixes nestas lagoas é influenciada por variações espaciais e/ou sazonais? E como estas assembleias de peixes se comportam frente a estas variações? Com o intuito de responder estas questões, foi estabelecido como objetivo principal deste estudo caracterizar as assembleias de peixes das lagoas dos Barros e Corvina em uma escala espaço-temporal, verificando suas relações com as variáveis ambientais.

Objetivos específicos: 1) descrever a composição qualitativa e quantitativa das assembleias das lagoas dos Barros e Corvina em uma escala espacial e temporal; 2) descrever a diversidade das espécies nas duas lagoas juntamente com os componentes de dominância e equitabilidade; 3) caracterizar possíveis relações de fatores ambientais como temperaturas da água e do ar, fotoperíodo, pluviosidade, tipo de substrato, quantidade de vegetação e profundidade com a estrutura de tais assembleias.

MATERIAL E MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDO

A Planície Costeira do Rio Grande do Sul

A realização de estudos na região costeira é de grande importância no Rio Grande do Sul, uma vez que grande parte de seu território é ocupado pela planície costeira. Esta, segundo Schwarzbold & Schäfer (1984), situa-se geograficamente entre as terras altas do Estado, a oeste, e o Oceano Atlântico, a leste, entre as coordenadas 29°12'S e 33°48'S e 49°30'O e 53°30'O. A planície costeira do Rio Grande do Sul possui uma área de, aproximadamente, 37.000 km². Terras emersas ocupam uma área de 22.740 km², enquanto 14.260 km² são de superfície líquida, formada por numerosas lagoas (Fonseca, 1991). A planície costeira do Estado abrange um conjunto de ecossistemas aquáticos e terrestres com uma grande diversidade. Em nenhuma região costeira observa-se uma heterogeneidade de ecossistemas terrestres e límnicos tão grande. A peculiaridade da planície costeira do Rio Grande do Sul, e das lagoas inseridas nela, consiste em características ecológicas estruturais muito específicas. Entre os aspectos que podem ser salientados que diferenciam a planície costeira do Estado, são a existência de dois corpos d'água de grande extensão nesta área (a laguna dos Patos e a lagoa Mirim); a presença de uma sequência de lagoas menores entre as lagunas e o mar, o assim chamado “rosário” de lagoas costeiras; e a presença de lagoas de água doce muito próximas ao mar (Schäfer *et al.*, 2009). Existem cerca de 100 lagoas ao longo da planície costeira do Estado, todas separadas do Oceano por barreiras esculpidas por processos fluviais, eólicos e marinhos. Sua natureza morfológica e química depende da idade, distância da praia, das deposições de sedimento e dos nutrientes da atmosfera e da descarga dos rios, dos lençóis freáticos e da ação humana (Schäfer *et al.*, 2009).

Diversos autores descreveram a sequência dos acontecimentos geológicos que ocorreram e formaram a planície costeira (Delaney, 1965; Jost & Soliani Jr., 1976; Schwarzbold, 1982; Schwarzbold & Schäfer, 1984; Villwock, 1984; Tomazelli, 1990; Tomazelli & Villwock, 1991). O sistema de lagoas em formato de “rosário” na planície costeira do Estado teria sido formado pelos últimos episódios de transgressões e regressões marinhos durante o Holoceno. Os avanços e recuos sucessivos do nível do mar resultaram na

emersão de barreiras que acabaram aprisionando corpos lagunares alongados paralelos ao litoral. As lagoas então formadas ficaram sujeitas a processos de segmentação e colmatação (Schäfer, 1985). Assim, o efeito gerado pelo vento produz ondas e correntes que atuam sobre o corpo d'água criando enseadas em suas margens, devido à erosão e deposição. A continuidade desse processo conduz à divisão das lagoas em uma série de bacias menores, as lagoas costeiras. O processo de colmatação continua a atuar sobre as lagoas remanescentes, sendo causado pelo aporte de sedimentos trazidos pelos cursos d'água, pela acumulação de restos orgânicos e pela migração de dunas eólicas ativas que avançam pelo lado leste destes corpos d'água (Tomazelli, 1990).

O clima da região, segundo a classificação de Köppen é do tipo subtropical úmido sem estação seca (Cf), com verão quente (Cfa) e precipitação regularmente distribuída ao longo do ano (Lira *et al.*, 1976; Fialho, 1998; Artioli, 2012). O litoral é a região mais quente do Rio Grande do Sul, com temperatura média anual de 19°C. A amplitude térmica oscila entre 8,5°C em Torres e 10,2°C em Mostardas. A precipitação anual é uma das mais baixas do Estado e varia de 1.121 mm em Mostardas até 1.654 mm em Maquiné (Ferraro & Hasenack, 2009). A ação dos ventos é um fator muito importante, pois seus efeitos são sentidos em toda a planície costeira. Os processos de gênese e de colmatação atuais, bem como a morfologia recente das lagoas, revelam o papel importante dos ventos sobre os ambientes costeiros, transferindo a energia aérea para a superfície livre da água sob a forma de ondas e correntes (Ozório, 1993). A circulação da água das lagoas provém da força do vento e da exposição das lagoas à sua direção principal. Devido à constância dos ventos que atingem a planície costeira, há uma mistura de todas as camadas d'água, não ocorrendo estagnações. Com isso, o oxigênio está presente tanto na superfície quanto no fundo de cada lagoa. Devido à distribuição do calor através da circulação permanente do corpo d'água induzida pelos ventos constantes, estas lagoas não apresentam estratificação térmica (Schäfer *et al.*, 2009).

Além disso, uma importante característica desta região consiste na sua fragilidade ambiental, tendo em vista que se trata de ecossistemas efêmeros, que sofrem um grande impacto pelos sistemas de produção, principalmente pelo cultivo de arroz, uma produção altamente impactante pela utilização de agrotóxicos e pelo consumo elevado de água.

A Bacia do Rio Tramandaí

Este conjunto de corpos d'água existentes na planície costeira do Estado está inserido na bacia do rio Tramandaí, importante não só por suas características ecológicas únicas, mas também por apresentar um grande potencial econômico, atualmente explorado para pesca e turismo. A bacia do rio Tramandaí está situada na porção nordeste do Estado entre as coordenadas 29°17'S a 30°32'S e 49°44'O a 50°25'O. Apresenta o Oceano Atlântico como limite leste e as encostas da Serra Geral no limite oeste, que se estendem desde o município de Torres até o município de Osório. No entanto, segundo a resolução nº 54/09, o Conselho de Recursos Hídricos do Estado do Rio Grande do Sul aprovou a inclusão das águas das lagoas Rincão das Éguas, Cipó, Porteira, Potreirinho/Capão Alto/Pinheiro, Quintão, dos Barros (Bacopari) e Corvina, no município de Mostardas, ao sul da bacia do rio Tramandaí (SEMA, 2009). Esta bacia hidrográfica possui uma área de drenagem de aproximadamente 2.540 km², dos quais 450 km² são de superfícies de corpos d'água (Lopardo, 2002; Freitas, 2003). Sua faixa costeira é de aproximadamente 115 km, e estende-se desde as nascentes dos rios Maquiné e Três Forquilhas (a oeste) até o norte da lagoa Itapeva e até o sul da lagoa Corvina. A bacia do rio Tramandaí é composta por várias lagoas costeiras, rasas na sua maioria, isoladas ou conectadas por canais naturais de água doce, formadas a partir de regressões e transgressões marinhas, através de processos de erosão e deposição juntamente com a ação eólica (Tomazelli & Villwock, 2005; Artioli, 2012).

Segundo Malabarba & Isaia (1992), a bacia do rio Tramandaí pode ser dividida em duas sub-regiões com características geológicas e ambientais bem distintas. A primeira, mais antiga, é a região dos rios da encosta da Serra Geral (rios Maquiné e Três Forquilhas). A segunda é constituída por uma série de lagoas interligadas sequencialmente desde a lagoa Itapeva, ao norte, até a lagoa Corvina, ao sul, incluindo o estuário de Tramandaí e também arroios, banhados e o curso inferior dos rios Maquiné e Três Forquilhas. A formação da região do sistema do rio Tramandaí é recente, tendo iniciado há cerca de 80 mil anos e resulta de um processo de deposição de sedimentos sobre a costa, causado por transgressões e regressões marinhas. As lagoas costeiras mais recentes são as que formam o “rosário” de lagoas interligadas, desde a lagoa Itapeva até a lagoa Corvina. Sua formação teve início há 16 mil anos, sendo que o isolamento em relação ao Oceano só ocorreu há cerca de cinco mil anos (Schwarzbold & Schäfer, 1984).

Lagoa dos Barros e Lagoa Corvina

As lagoas dos Barros e Corvina estão situadas no litoral médio do Rio Grande do Sul, no município de Mostardas (Figura 1), entre as coordenadas 30°31'30"S 50°24'33"O e 30°32'35.9"S 50°25'18.3"O, respectivamente, e pertencem à bacia hidrográfica do rio Tramandaí. É importante não confundir com a lagoa dos Barros que margeia a BR 290, no caminho Porto Alegre-Osório, formada na mesma transgressão marinha que formou a laguna dos Patos e que apresenta a ictiofauna característica desta última bacia hidrográfica (Malabarba *et al.*, 2013).

Segundo a morfometria realizada por Schäfer *et al.* (2009), as lagoas dos Barros e Corvina são tipificadas de grande à pequena superfície e de alta a moderada profundidade. Ambas são lagoas transparentes, apresentando baixo grau de trofia (Schwarzbold & Schäfer, 1984; Schäfer, 1988; Schäfer *et al.*, 2009) e assimétricas devido à influência de dunas migratórias que diminuem gradativamente os corpos d'água por colmatção. Esta assimetria aumenta juntamente com a sua profundidade. Nas margens leste sofrem influência das dunas, e a oeste, suas margens são mais rasas, ocupadas por escassa vegetação (Schäfer *et al.*, 2009). Segundo Schäfer *et al.* (2009), os valores de condutividade indicam que, apesar da proximidade com o Oceano, estas lagoas costeiras são corpos de água doce. Esta característica faz com que as águas das lagoas dos Barros e Corvina sejam muito utilizadas para o consumo doméstico e a agricultura, principalmente para irrigação de lavouras de arroz.

A lagoa dos Barros apresenta uma área de superfície de 9,2 km², profundidades máxima e média de 11,7 m e 4,51 m, respectivamente, volume de 41,432 m³10⁶ e comprimento de 4,61 km (Schäfer *et al.*, 2009). A lagoa Corvina é significativamente menor, apresentando uma área de 0,5 km², profundidade máxima de 7,35 m, profundidade média de 3,15 m, volume de 1,728 m³10⁶ e comprimento de 1,12 km (Schäfer *et al.*, 2009). As margens das lagoas estão constituídas, embora de forma escassa, por macrófitas aquáticas. De acordo com Cordazzo & Seeliger (1988), as macrófitas aquáticas podem ser classificadas em plantas emergentes, flutuantes fixas, submersas e flutuantes livres, de acordo com a maneira que crescem em relação à água e ao substrato. A presença de macrófitas do tipo emergentes, submersas e flutuantes é menos comum nas lagoas dos Barros e Corvina em comparação a outras lagoas costeiras da região. Nas margens onde foram realizadas as coletas podemos encontrar gramíneas e pequenas formações de vegetação emergente que enraízam no

sedimento e os caules e folhas emergem para a superfície (*Schoenoplectus* spp. - junco). Segundo Fonseca (1991), a vegetação é uma importante fonte de detrito orgânico para o ambiente e sua degradação produz quantidades significativas de substâncias húmicas. Em alguns pontos de amostragem encontramos vegetação do tipo submersa e enraizadas no substrato composta por *Mayaca* spp. e *Myriophyllum* spp. (pinheirinhos-d'água), além das submersas livres, como *Utricularia* spp., *Ceratophyllum* spp. e *Cabomba* spp. Entre as macrófitas flutuantes fixas que enraízam no sedimento, mas que apresentam folhas flutuantes na lâmina d'água, avistamos *Nymphoides indica* (ninféia) e *Eichhornia* spp. (aguapé). Já entre as flutuantes livres, estas podem ser observadas nas áreas mais protegidas do vento, como *Salvinia* spp. (murerê), *Azolla* spp. e *Eichhornia* spp. (aguapé) (Scur *et al.*, 2013).

A região onde estão inseridas as lagoas dos Barros e Corvina foi considerada de elevada importância biológica no contexto da zona costeira brasileira por apresentar ambientes heterogêneos e produtivos, abrigando uma excepcional diversidade biológica e alto endemismo de espécies ícticas (MMA/SBF, 2006). Tal status de conservação é crucial para proteger estas áreas de impactos antrópicos, os quais alteram a qualidade da água e as condições de sobrevivência das comunidades bióticas. Assim, é fundamental o estudo das assembleias de peixes, como estão estruturadas e suas características ecológicas, bem como o monitoramento de atividades antrópicas em ambientes de fauna pouco conhecida, como é o caso das lagoas dos Barros e Corvina.

Locais de coleta

Na lagoa dos Barros foram estabelecidos quatro pontos de amostragens com rede de arrasto (B1A, B2A, B3A e B4A) e três pontos de amostragens com redes de espera (B1E, B2E e B3E) (Figura 2). Estes locais foram escolhidos levando-se em consideração os diferentes tipos de biótopos relevantes para a ictiofauna, como diferentes tipos de substrato, quantidade de vegetação e profundidade.

- Ponto B1A: Localizado na margem sudeste da lagoa (30°31'28.59"S e 50°23'44.04"O) (Figura 3a), este local apresentou substrato constituído por areia, escassa vegetação marginal e submersa, ausência de vegetação emergente e baixa profundidade (< 0,5 m).

- Ponto B2A: Na margem leste da lagoa (30°30'37.19"S e 50°23'22.86"O) (Figura 3b), este local apresentou substrato composto por areia e lodo, vegetação marginal, emergente e submersa pouco abundantes, além de profundidade moderada (< 1,0 m).
- Ponto B3A: Situado na margem sudoeste da lagoa (30°31'46.47"S e 50°25'30.26"O) (Figura 3c), apresentou substrato composto por areia e lodo, vegetação marginal e submersa abundante e vegetação emergente pouco abundante. A profundidade foi moderada (< 1,0 m) e apresentou poças temporárias conectadas à lagoa entre os meses de junho a novembro de 2010.
- Ponto B4A: Situado na margem oeste da lagoa (30°31'40.50"S e 50°25'46.25"O) (Figura 3d), foi o local de amostragem mais protegido da ação dos ventos. Representou um ambiente de deposição e acúmulo de material vegetal, com sedimento basicamente lodoso, vegetação marginal, emergente, flutuante fixa, flutuante livre e submersa muito abundantes, além de apresentar alta profundidade (< 1,5 m).
- Ponto B1E: Localizado no sul da lagoa (30°32'6.26"S e 50°24'42.78"O) (Figura 4a), apresentou substrato composto por areia, com vegetação emergente escassa e profundidade muito alta (< 2,0 m).
- Ponto B2E: No sudoeste da lagoa (30°31'42.62"S e 50°25'1.32"O) (Figura 4b), apresentou, assim como o ponto B1E, substrato composto por areia, com vegetação emergente escassa e profundidade muito alta (< 2,0 m).
- Ponto B3E: Situado à oeste da lagoa (30°31'42.59"S e 50°25'51.39"O) (Figura 4c), em um local protegido da ação dos ventos. Apresentou substrato composto por areia, com vegetação emergente escassa e profundidade muito alta (< 2,0 m).

Na lagoa Corvina foram estabelecidos dois pontos de amostragens com rede de arrasto (C1A e C2A) e dois pontos com redes de espera (C1E e C2E) (Figura 2). Assim como na lagoa dos Barros, estes pontos de amostragens foram estabelecidos levando-se em consideração os diferentes tipos de ambientes relevantes para a ictiofauna local.

- Ponto C1A: Localizado na margem norte da lagoa (30°32'22.53"S e 50°25'24.64"O) (Figura 5a), apresenta substrato constituído por areia e, em menor proporção, lodo. Possui vegetação marginal e emergente abundante, e submersa pouco abundante, além de apresentar baixa profundidade (< 0,5 m).

- Ponto C2A: Localizado na margem sul da lagoa (30°32'49.39"S e 50°25'23.25"O) (Figura 5b), apresenta, assim como no ponto C1A, substrato constituído por areia e, em menor proporção, lodo. Apresenta vegetação marginal abundante, enquanto as macrófitas submersas e emergentes são escassas, além de apresentar profundidade moderada (< 1,0 m).
- Ponto C1E: Localizado no norte da lagoa (30°32'26.94"S e 50°25'25.25"O) (Figura 6a), apresenta substrato composto por areia, vegetação emergente escassa e profundidade muito alta (< 2,0 m).
- Ponto C2E: Localizado no sul da lagoa (30°32'47.31"S e 50°25'28.19"O) (Figura 6b), apresenta características muito similares ao ponto C1E. Apresenta substrato composto por areia, vegetação emergente escassa e profundidade muito alta (< 2,0 m).

AMOSTRAGENS

Coletas mensais foram realizadas entre abril de 2010 e março de 2011, totalizando 12 amostragens em cada ponto. Os métodos de amostragem da ictiofauna foram compostos por rede de arrasto e redes de espera. Estes dois tipos de artes de pesca foram utilizados com a finalidade de capturar uma amostra mais representativa das assembleias, abrangendo de forma geral os biótopos encontrados nas lagoas.

As redes de arrasto apresentavam 10 m de comprimento, 2 m de altura e malha de 5 mm entre-nós adjacentes. Em cada ponto de coleta foi empregado um esforço amostral de seis arrastos perpendiculares à margem. Em cada arrasto a área amostrada foi de aproximadamente 100 m², totalizando aproximadamente 600 m² de área amostrada em cada ponto. Os arrastos foram realizados nos períodos da manhã e tarde. Foram também utilizadas baterias de redes de espera com malhas de 15, 25 e 35 mm entre-nós adjacentes, onde cada malha corresponde a um pano de rede de 10 m de comprimento e 1,5 m de altura, totalizando uma rede de 30 m de comprimento e área de 45 m². As redes de espera foram colocadas no início da tarde em cada ponto amostral próximas a vegetação emergente em profundidade de aproximadamente 2 m. As redes de espera foram retiradas na manhã seguinte, permanecendo, em média, 18 horas na água.

Dados de temperatura da água e do ar (Figuras 7 e 8) e profundidade foram registrados mensalmente nos locais de amostragem, no momento das coletas. Dados pluviométricos

(Figuras 7 e 8) para a região do município de Mostardas foram obtidos junto à Estação Meteorológica de Mostardas, fornecidos pelo Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) e pelo Centro de Previsão do Tempo e Estudos Climáticos do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (CPTEC-INPE). O horário do nascer e pôr-do-sol e o cálculo do fotoperíodo foram obtidos através do programa SkyMap Pro 9.0, correlacionando as datas às coordenadas dos locais de coleta (Figura 9).

Para a análise estrutural do ambiente, descritores do habitat foram avaliados ao longo da extensão de cada trecho de amostragem que tiveram em média, aproximadamente 100 m de extensão. O tipo de substrato foi visualmente categorizado em (1) areia, (2) areia e lodo, e (3) lodo. A vegetação em cada ponto amostral foi categorizada em (1) escassa, (2) pouco abundante, (3) abundante, e (4) muito abundante, sendo que a vegetação aqui avaliada refere-se àquela que, de certa forma, está diretamente em contato com a água e integrada ao ambiente aquático, servindo como abrigo, áreas de desova e alimentação para os peixes.

Os indivíduos capturados foram separados de acordo com os locais de coleta e tipo de amostrador. Os peixes foram, então, fixados em formalina 10%. Em laboratório, os peixes foram transferidos para etanol 70° GL e identificados até o nível de espécie com o auxílio de bibliografia específica. De cada espécime foram registrados os dados de comprimento padrão, em milímetros (mm), e peso total, em gramas (g). Os espécimes-testemunho estão depositados na Coleção de Peixes do Departamento de Zoologia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, Brasil (lotes: UFRGS10997, UFRGS11001, UFRGS11501, UFRGS11505, UFRGS11506, UFRGS11507, UFRGS11508, UFRGS11510, UFRGS11512, UFRGS11513, UFRGS11514, UFRGS11515, UFRGS11516, UFRGS11517, UFRGS11520, UFRGS11521, UFRGS11523, UFRGS11524, UFRGS11526, UFRGS11527, UFRGS11528, UFRGS11529, UFRGS11530, UFRGS11531, UFRGS11532, UFRGS11533, UFRGS11536, UFRGS11537, UFRGS11539, UFRGS11540, UFRGS11541, UFRGS14330, UFRGS14332, UFRGS14334, UFRGS14958, UFRGS15306, UFRGS16105, UFRGS16106, UFRGS16220, UFRGS16221, UFRGS16711, UFRGS16713, UFRGS16716, UFRGS16717, UFRGS16745, UFRGS16748, UFRGS16750, UFRGS16751, UFRGS16752, UFRGS16871, UFRGS16905, UFRGS17242, UFRGS17244, UFRGS17250, UFRGS17253, UFRGS17259, UFRGS17264, UFRGS17265, UFRGS17344, UFRGS18412 e UFRGS19209).

ANÁLISE DOS DADOS

Para analisar a composição das assembleias de peixes das lagoas dos Barros e Corvina foram construídas tabelas para cada lagoa registrando os pontos amostrais, as espécies, os tipos de amostradores, o número de indivíduos coletados e sua biomassa, a fim de determinar as espécies mais abundantes. Para determinar a assembleia de peixes de cada lagoa em termos de sua constituição por grupo taxonômico foram calculados os percentuais de abundância relativos em número de espécies e de indivíduos para cada Ordem e Família de acordo com os diferentes amostradores. Para ilustrar a variação mensal dos valores de abundância e biomassa para os diferentes amostradores nas assembleias de peixes das lagoas dos Barros e Corvina foram construídos gráficos.

Para verificar se os dois métodos de coleta empregados foram eficientes para a amostragem das espécies de peixes das lagoas dos Barros e Corvina, foi aplicada a curva do coletor para cada arte de pesca e para cada ponto amostral. Estas curvas são representações gráficas que demonstram o número acumulado de espécies registradas em função do esforço amostral ao longo de todos os meses de coleta. Se as curvas de acumulação atingem um ponto em que o aumento do esforço de coleta não implica em um aumento no número de espécies, isto significa que aproximadamente toda a riqueza da área foi amostrada. Segundo Cain (1938), a suficiência amostral é atingida quando um incremento de 10% no tamanho da amostra corresponde a um incremento de 10% ou menos no número de espécies coletadas. Junto a curva do coletor, também foi calculada a riqueza de espécies esperada, utilizando o estimador não-paramétrico Bootstrap, através do software EstimateS Richness Estimator versão 7.51 (Colwell, 2004). Este método difere dos demais por utilizar dados de todas as espécies coletadas para estimar a riqueza total, não se restringindo às espécies raras, onde requer somente dados de incidência. A estimativa pelo Bootstrap é calculada somando-se a riqueza observada à soma do inverso da proporção de amostras em que ocorre cada espécie. Esta estimativa de riqueza, assim como a curva do coletor, foi aplicada para cada arte de pesca e pontos de coleta de cada lagoa.

A representatividade de cada espécie na assembleia de cada lagoa foi fornecida através da constância de sua participação considerando o período total de amostragens. Para isso, foi calculada a constância de ocorrência (Dajoz, 1983) através da seguinte fórmula: $C=(P/Q) \times 100$, onde C = constância de ocorrência da espécie; P = número de amostras em que

a espécie ocorreu; Q = número total de amostras. Foram consideradas espécies constantes aquelas que estiveram presentes em mais de 50% dos meses amostrados; acessórias aquelas presentes de 25% a 50% inclusive, e acidentais as inferiores a 25% (Nupelia, 1987).

Para avaliar as assembleias das lagoas dos Barros e Corvina em termos de abundância e biomassa de espécies em função do tipo de amostrador, dos locais de coleta (variação espacial) e das estações do ano (variação sazonal), foram realizadas análises de escalonamento multidimensional não-métrica (NMDS). O NMDS é uma técnica de ordenação que pode ser aplicada a várias situações ecológicas, cujo cálculo é baseado em uma matriz de dissimilaridade ou de similaridade (Clarke & Warwick, 1994). Para realizar esta análise, matrizes de similaridade foram construídas, e os atributos calculados pelo coeficiente de Bray-Curtis. Este coeficiente de similaridade foi aplicado para a matriz de abundância e biomassa de cada espécie encontrada em cada ponto de amostragem, transformadas em $[\log(x+1)]$. Esta análise foi realizada no programa estatístico R (R Core Team, 2013), utilizando o software *vegan* (Oksanen *et al.*, 2013).

Para verificar a existência de diferenças sazonais, espaciais e em função dos diferentes tipos de amostradores na abundância e biomassa de espécies nas assembleias foi aplicada, para cada lagoa, uma análise de similaridade (ANOSIM) (Clarke, 1993). Três hipóteses nulas foram testadas: (1) a estrutura das assembleias não apresenta variação sazonal; (2) a estrutura das assembleias é similar em todos os pontos amostrados; e (3) a estrutura das assembleias não varia com o tipo de amostrador. O resultado desta análise gera um valor de R que varia de -1 a +1. Quanto mais próximo de zero estiver o valor de R , mais a hipótese nula é aceita (Clarke & Gorley, 2006). Para realçar as principais espécies responsáveis pela formação dos grupos delineados, foi realizada uma análise de similaridade de percentagens (SIMPER), um método para interpretar diferenças quando estas se mostram existentes após a análise de ANOSIM (Clarke & Gorley, 2006). Esse procedimento decompõe a dissimilaridade média entre todos os pares de amostras em percentuais de cada variável, listando-as em ordem decrescente em relação as suas contribuições. Ambas as análises foram realizadas no programa estatístico R (R Core Team, 2013), utilizando o software *vegan* (Oksanen *et al.*, 2013).

A diversidade de espécies de Shannon & Wiener (Pielou, 1975), o grau de dominância de Simpson (Pielou, 1975) e a equitabilidade (Pielou, 1975) foram os índices ecológicos

calculados para a assembleia de peixes de cada lagoa com o intuito de resumir a informação de um grande número de dados em valores únicos. Estes índices ecológicos foram calculados no programa estatístico PAST versão 2.17 (Hammer *et al.*, 2001). Mapas de bolhas foram confeccionados no programa estatístico R (R Core Team, 2013), utilizando os softwares ggplot2 (Wickham, 2009), ggmap (Kahle & Wickham, 2013) e mapproj (McIlroy *et al.*, 2014), visando analisar a distribuição espacial dos índices ecológicos nos diferentes pontos amostrados.

Para verificar se os índices ecológicos apresentaram diferenças entre os locais de coleta e/ou entre as estações do ano, foi aplicada uma análise de variância (ANOVA), com aplicação do teste *a posteriori* de Tukey. O teste de Kruskal-Wallis também foi utilizado, com o teste *a posteriori* de Mann-Whitney, com correção de Bonferroni. Para testar se estes índices apresentaram diferenças mensais significativas entre os tipos de amostradores, foi aplicado o teste t de Student ou o teste de Mann-Whitney. Todas as análises foram realizadas no programa estatístico R (R Core Team, 2013), utilizando o software vegan (Oksanen *et al.*, 2013).

Procurando verificar a influência dos fatores ambientais (temperatura do ar e da água, pluviosidade, fotoperíodo, vegetação, substrato e profundidade) sobre a abundância de indivíduos, a biomassa e os índices ecológicos (diversidade, dominância e equitabilidade) das assembleias estudadas em cada lagoa foram realizadas análises de regressões múltiplas com análise de variância (ANOVA) aos dados mensais, onde os índices ecológicos foram utilizados como variáveis respostas e os descritores ambientais como variáveis explanatórias. Esta análise foi realizada no programa estatístico R (R Core Team, 2013), utilizando os softwares R330 (Lee & Robertson, 2012) e vegan (Oksanen *et al.*, 2013).

Para verificar a relação entre as variáveis ambientais e a abundância de indivíduos nas assembleias de peixes de cada lagoa para as diferentes artes de pesca foi aplicada uma análise de correspondência canônica (ACC). Para a realização desta análise foram excluídas as espécies com menos de 20 indivíduos amostrados. A seleção das espécies mais abundantes foi adotada como um critério para minimizar os resíduos na análise, resultado da ocorrência de espécies acidentais nas assembleias analisadas. Além disso, os dados de abundância de espécies foram transformados $[\lg(Ay+B)]$. A ACC é um dos melhores métodos de análise direta do gradiente em ecologia de assembleias por descrever as maiores tendências na

distribuição de espécies e fatores ambientais correlatos (ter Braak, 1986; Rodríguez & Lewis, 1997). A ACC permite representar simultaneamente a ordenação espacial de amostras, espécies e variáveis ambientais, que mostram como o ótimo da assembleia varia de acordo com o ambiente (ter Braak & Smilauer, 2002). A significância da influência das variáveis ambientais foi verificada através da função “envfit”, que após a obtenção de um valor de r^2 para as variáveis ambientais, utiliza um processo de randomização para definir a significância destas variáveis para todos os eixos em conjunto. Os dados de vegetação foram retirados da análise para a rede de arrasto na lagoa Corvina, enquanto os dados de substrato e vegetação foram retirados das análises para as redes de espera em ambas as lagoas. Estas análises foram realizadas no programa estatístico R (R Core Team, 2013), utilizando o software vegan (Oksanen *et al.*, 2013).

RESULTADOS

VARIÁVEIS AMBIENTAIS

As figuras 7 e 8 apresentam os dados médios mensais de temperaturas da água e do ar registrados em cada ponto amostral nas lagoas dos Barros e Corvina, e da pluviosidade para a região de Mostardas. As temperaturas apresentaram os maiores valores nos meses de primavera e verão, e os menores valores nos meses de outono e inverno. As temperaturas mais baixas do ar ($11,5^{\circ}\text{C}$ na lagoa dos Barros, e $14,3^{\circ}\text{C}$ na lagoa Corvina) foram observadas no mês de julho, e as temperaturas da água (14°C na lagoa dos Barros, e $14,3^{\circ}\text{C}$, na lagoa Corvina) foram observadas nos meses de julho e agosto, respectivamente. A temperatura mais alta do ar ($26,7^{\circ}\text{C}$) e da água (28°C) foi observada no mês de janeiro na lagoa dos Barros, enquanto na lagoa Corvina, a temperatura mais alta do ar (27°C) foi observada em janeiro, e da água ($27,3^{\circ}\text{C}$) em dezembro.

Os dados de pluviosidade apresentaram-se mais altos nos meses de outono e verão (média pluviométrica de 71,53 mm e 36,2 mm, respectivamente, sendo o mês de maio o mais chuvoso, com 105,8 mm), e mais baixos nos meses de inverno e primavera (26,4 mm e 26,7 mm, respectivamente, sendo os meses de janeiro e outubro os menos chuvosos, com média de 3,8 mm). Nas datas de coleta nos meses de junho, julho, agosto e setembro ocorreram grande quantidade de chuvas durante as amostragens e, visualmente, as lagoas apresentaram maior volume de água nos locais amostrados.

Os valores do fotoperíodo (Figura 9) para ambas as lagoas foram menores nos meses de outono e inverno (médias de 650,3 e 660,3 minutos, respectivamente, sendo o menor valor registrado no mês de junho), e maiores nos meses de primavera e verão (médias de 808,7 e 784,3 minutos, respectivamente, sendo o maior valor registrado no mês de dezembro).

A variação da temperatura na lagoa dos Barros por pontos amostrais revelou que, de um modo geral, os pontos B3A e B4A, locais amostrados com rede de arrasto, apresentaram os maiores valores de temperatura nos meses de primavera e verão, e os menores valores nos meses de outono e inverno, enquanto os pontos B1A e B2A apresentaram o padrão inverso. Nos locais amostrados com redes de espera, o ponto B2E apresentou os maiores valores de temperatura tanto nos meses mais frios como nos mais quentes, seguido dos pontos B1E e

B3E. A variação dos valores médios de profundidade mostrou que os pontos amostrados com rede de arrasto, de forma geral, se mostraram mais profundos nos meses de outono e inverno, e mais rasos nos meses de primavera e verão, com exceção do ponto B3A, que mostrou um padrão inverso. O mesmo foi observado para os locais amostrados com redes de espera, que se apresentaram mais profundos nos meses de outono e inverno, e mais rasos nos meses de primavera e verão, com exceção ao ponto B3E, que apresentou o padrão inverso. A quantidade de vegetação, característica de cada ponto amostral, não apresentou variações sazonais, com exceção do ponto B3A, onde esta se mostrou mais abundante nos meses de inverno e primavera.

Na lagoa Corvina, a variação da temperatura por pontos amostrais mostrou que, nos locais amostrados com rede de arrasto, o ponto C1A apresentou maiores valores de temperatura tanto nos meses mais frios quanto nos mais quentes, enquanto o ponto C2A seguiu o padrão inverso. Nos locais amostrados com redes de espera, o ponto amostral C1E apresentou os menores valores de temperatura nos meses mais frios, e os maiores valores nos meses mais quentes, enquanto o ponto C2E seguiu o padrão inverso. A variação dos valores médios de profundidade mostrou que o ponto amostrado com rede de arrasto C1A se mostrou mais profundo nos meses de primavera e verão, e mais raso nos meses de outono e inverno, enquanto o ponto C2A apresentou o padrão inverso. Nos locais amostrados com redes de espera, estes se apresentaram mais profundos nos meses de primavera e verão, e mais rasos nos meses de outono e inverno. A quantidade de vegetação característica de cada ponto amostral não variou sazonalmente.

Quanto à composição do substrato, esta não variou sazonalmente nos pontos amostrais em ambas as lagoas.

Para ser possível uma comparação de valores de abundância, biomassa e índices ecológicos, é necessário considerar que as amostras retiradas das assembleias sejam obtidas com técnicas, seletividade, espaço e/ou tempo padronizados. Em ambas as lagoas, nos ambientes amostrados com rede de arrasto e redes de espera o esforço amostral não foi padrão, sendo que a área amostrada com cada arte de pesca foi diferente. Assim, os resultados aqui apresentados serão de caráter descritivo para cada método amostral. Comparações foram realizadas somente entre as amostras realizadas com o mesmo tipo de arte de pesca.

LAGOA DOS BARROS

Foram capturados 66.526 exemplares de peixes, sendo 65.847 com rede de arrasto e 679 com redes de espera, totalizando uma biomassa de 89.816,179 g, sendo 47.814,890 g com rede de arrasto e 42.001,289 g com redes de espera. Estes indivíduos foram distribuídos em oito Ordens, 20 Famílias e 51 espécies, sendo oito Ordens, 18 Famílias e 46 espécies na rede de arrasto, e cinco Ordens, 12 Famílias e 28 espécies nas redes de espera (Tabela 1).

As Ordens Characiformes e Cyprinodontiformes foram as mais representativas em número de indivíduos, correspondendo a 58,33% (38.802 indivíduos) e 32,95% (21.917 indivíduos), respectivamente. Analisando por tipo de amostrador, Characiformes e Cyprinodontiformes foram mais representativas em número de indivíduos na rede de arrasto, correspondendo a 58,41% (38.460 indivíduos) e 33,28% (21.917 indivíduos), respectivamente (Figura 10a), enquanto nas redes de espera, Characiformes e Clupeiformes foram mais representativas, com 50,37% (342 indivíduos) e 19,00% (129 indivíduos), respectivamente (Figura 11a).

De forma geral, Characiformes e Siluriformes foram as Ordens mais representativas em número de espécies, correspondendo a 43,14% (22 espécies) e 17,65% (nove espécies), respectivamente. Analisando por tipo de amostrador, Characiformes e Labriformes foram as mais representativas em número de espécies na rede de arrasto, correspondendo a 45,65% (21 espécies) e 17,39% (oito espécies), respectivamente (Figura 10b), enquanto nas redes de espera, Characiformes e Siluriformes foram mais representativas, com 42,86% (12 espécies) e 25,00% (sete espécies), respectivamente (Figura 11b).

Quanto ao número de espécies, de forma geral, estas Ordens foram representadas principalmente pelas Famílias Characidae (33,33%, com 17 espécies), Cichlidae (15,69%, com oito espécies) e Loricariidae (9,80%, com cinco espécies). Levando-se em consideração o tipo de amostrador, as Famílias mais representativas em número de espécies foram, na rede de arrasto, Characidae (36,96%, com 17 espécies) e Cichlidae (17,39%, com oito espécies) (Figura 12a), enquanto nas redes de espera, Characidae (32,14%, com nove espécies), Cichlidae (21,43%, com seis espécies) e Loricariidae (14,29%, com quatro espécies) foram as mais representativas (Figura 12b).

Seis espécies corresponderam a 84,22% do total de indivíduos capturados: *J. multidentata* (30,33%), *H. igneus* (17,82%), *Hyphessobrycon luetkenii* (11,84%), *Cheirodon*

interruptus (11,43%), *A. eigenmanniorum* (7,63%) e *C. alburnus* (5,17%). Sete espécies contribuíram com 62,51% em biomassa: *C. voga* (12,79%), *Hoplias malabaricus* (11,06%), *J. multidentata* (10,91%), *Geophagus brasiliensis* (10,43%), *A. eigenmanniorum* (6,09%), *H. luetkenii* (5,94%) e *H. igneus* (5,29%).

Levando-se em consideração os diferentes amostradores, na rede de arrasto, seis espécies perfizeram 84,97% do total de indivíduos capturados: *J. multidentata* (30,64%), *H. igneus* (17,99%), *H. luetkenii* (11,87%), *C. interruptus* (11,55%), *A. eigenmanniorum* (7,70%) e *C. alburnus* (5,22%) (Figura 13a). Em relação ao peso, nove espécies participaram com 81,11% da biomassa total: *J. multidentata* (20,50%), *A. eigenmanniorum* (11,32%), *H. igneus* (9,95%), *H. luetkenii* (9,91%), *Cichlasoma portalegrense* (6,80%), *H. malabaricus* (6,13%), *C. interruptus* (6,03%), *C. voga* (5,31%) e *C. alburnus* (5,16%) (Figura 13b). Nas redes de espera, sete espécies perfizeram 71,56% do total de indivíduos capturados: *Lycengraulis grossidens* (18,11%), *C. voga* (14,43%), *G. brasiliensis* (11,63%), *H. luetkenii* (9,13%), *Astyanax* sp. 1 (6,63%), *Astyanax* sp. 2 (5,89%) e *Odontesthes ledae* (5,74%) (Figura 14a), enquanto em relação ao peso, cinco espécies participaram com 73,36% da biomassa total: *C. voga* (21,31%), *G. brasiliensis* (17,23%), *H. malabaricus* (16,66%), *L. anus* (9,73%) e *L. grossidens* (8,43%) (Figura 14b).

Na rede de arrasto, levando-se em consideração o total de indivíduos capturados em cada ponto amostral, cinco espécies corresponderam a 83,38% do total de indivíduos no ponto B1A: *J. multidentata* (58,02%), *A. eigenmanniorum* (7,19%), *C. alburnus* (6,71%), *H. luetkenii* (6,17%) e *C. interruptus* (5,29%); enquanto quatro espécies contribuíram com 81,83% da biomassa: *J. multidentata* (53,11%), *A. eigenmanniorum* (13,82%), *C. alburnus* (8,91%) e *H. luetkenii* (5,99%) (Figura 15a). No ponto amostral B2A, quatro espécies corresponderam a 83,44% do total de indivíduos: *J. multidentata* (33,55%), *C. interruptus* (20,41%), *H. luetkenii* (17,12%) e *A. eigenmanniorum* (12,36%); enquanto seis espécies contribuíram com 81,61% em biomassa: *J. multidentata* (20,81%), *H. luetkenii* (20,06%), *A. eigenmanniorum* (15,77%), *C. interruptus* (10,48%), *H. malabaricus* (7,34%) e *G. brasiliensis* (7,15%) (Figura 15b). Sete espécies corresponderam a 86,68% do total amostrado no ponto B3A: *H. igneus* (21,72%), *C. interruptus* (18,99%), *J. multidentata* (16,83%), *C. alburnus* (10,27%), *A. eigenmanniorum* (7,15%), *H. luetkenii* (6,58%) e *Phalloceros caudimaculatus* (5,14%); enquanto nove espécies contribuíram com 88,05% em biomassa: *C. portalegrense* (16,37%), *A. eigenmanniorum* (12,13%), *J. multidentata* (11,76%), *H. igneus*

(10,83%), *C. voga* (8,29%), *C. alburnus* (8,19%), *H. malabaricus* (7,17%), *H. luetkenii* (6,77%) e *C. interruptus* (6,54%) (Figura 15c). No ponto amostral B4A, duas espécies corresponderam a 75,47% do total: *H. igneus* (57,27%) e *H. luetkenii* (18,20%); enquanto oito espécies contribuíram com 80,94% em biomassa: *H. igneus* (24,94%), *C. voga* (11,49%), *H. malabaricus* (9,11%), *C. portalegrense* (8,89%), *Synbranchus marmoratus* (7,74%), *Australoheros* sp. (7,33%), *G. brasiliensis* (6,39%) e *Crenicichla lepidota* (5,05%) (Figura 15d).

Nas redes de espera, sete espécies corresponderam a 77,18% do total de indivíduos amostrados no ponto B1E: *O. ledae* (16,78%), *G. brasiliensis* (16,11%), *C. voga* (15,44%), *T. lucenai* (8,72%), *L. grossidens* (8,05%), *L. anus* (6,71%) e *O. jenynsii* (5,37%); enquanto seis espécies contribuíram com 83,12% em biomassa: *C. voga* (25,37%), *G. brasiliensis* (18,96%), *L. anus* (13,91%), *H. malabaricus* (11,26%), *O. ledae* (7,53%) e *T. lucenai* (6,09%) (Figura 16a). No ponto amostral B2E, cinco espécies corresponderam a 76,70% do total: *L. grossidens* (35,48%), *G. brasiliensis* (13,98%), *C. voga* (11,11%), *H. luetkenii* (11,11%) e *O. ledae* (5,02%); enquanto quatro espécies contribuíram com 76,77% em biomassa: *C. voga* (23,53%), *G. brasiliensis* (19,87%), *H. malabaricus* (17,72%) e *L. grossidens* (15,65%) (Figura 16b). No ponto B3E sete espécies corresponderam a 71,70% do total amostrado: *C. voga* (17,53%), *Astyanax* sp. 2 (15,94%), *H. luetkenii* (10,36%), *Astyanax* sp. 1 (9,96%), *G. brasiliensis* (6,37%), *L. anus* (5,98%) e *Astyanax dissensus* (5,56%); enquanto sete espécies contribuíram com 82,67% em biomassa: *H. malabaricus* (21,73%), *L. anus* (15,90%), *C. voga* (12,69%), *Astyanax* sp. 2 (11,02%), *G. brasiliensis* (10,85%), *O. robustus* (5,36%) e *O. jenynsii* (5,12%) (Figura 16c).

A frequência de ocorrência das espécies capturadas durante o período estudado na lagoa dos Barros mostrou que 36 espécies foram consideradas constantes, oito acessórias e sete acidentais. Para a rede de arrasto, 32 espécies foram constantes (*Aphyocharax anisitsi*, *A. eigenmanniorum*, *Charax stenopterus*, *C. ibicuiensis*, *C. interruptus*, *C. alburnus*, *Hyphessobrycon boulengeri*, *H. igneus*, *H. luetkenii*, *Hyphessobrycon meridionalis*, *O. jenynsii*, *O. robustus*, *Pseudocorynopoma doriae*, *Characidium zebra*, *Cyphocharax saladensis*, *C. voga*, *H. malabaricus*, *C. paleatus*, *Hisonotus leucofrenatus*, *Australoheros* sp., *C. portalegrense*, *C. lepidota*, *G. brasiliensis*, *Gymnogeophagus gymnogenys*, *G. lacustris*, *Gymnogeophagus rhabdotus*, *P. platana*, *O. ledae*, *J. multidentata*, *P. caudimaculatus*, *Brachyhypopomus gauderio* e *Eigenmannia trilineata*), seis foram acessórias e oito

acidentais. Para as redes de espera, nove espécies foram consideradas constantes (*Astyanax* sp. 1, *H.luetkenii*, *O.jenynsii*, *O.robustus*, *C.voga*, *H.malabaricus*, *L.anus*, *G.brasiliensis* e *L.grossidens*), sete acessórias e 12 acidentais. Os dados de constância de ocorrência nos diferentes pontos amostrais podem ser observados na Tabela 1.

A curva do coletor obtida para cada arte de pesca, através de aleatorizações geradas a partir dos dados obtidos em campo mostrou um aumento no número de espécies para cada coleta. A curva não atingiu um platô horizontal para as espécies capturadas com a rede de arrasto, pois foram capturadas duas novas espécies na última amostragem (Figura 17a). O mesmo ocorreu para a curva que representa as espécies capturadas com as redes de espera, pois uma nova espécie foi capturada na última amostragem (Figura 17b). Para uma análise mais precisa, também foram realizadas curvas do coletor para cada ponto de coleta em ambos os amostradores (Figuras 18 e 19).

A riqueza de espécies esperada para cada método de amostragem, obtida através do estimador Bootstrap, mostrou que 96,23% (46) das espécies esperadas para a rede de arrasto na lagoa dos Barros foram amostradas, enquanto para as redes de espera, 92,81% (28) das espécies estimadas para esta lagoa foram coletadas com este tipo de amostrador. Considerando este estimador de riqueza e o número de espécies capturadas, seriam esperadas em amostragens futuras, duas novas espécies coletadas com a rede de arrasto, e duas novas espécies coletadas com as redes de espera. Para uma análise mais precisa, também foram calculadas a riqueza de espécies esperada para cada ponto de coleta em ambos os amostradores. A riqueza de espécies esperada para o ponto amostral B1A, mostrou que 86,59% (31) das espécies esperadas para este ponto foram amostradas; 92,59% (33) das espécies esperadas para B2A foram amostradas; 92,86% (35) das espécies esperadas para B3A foram amostradas; 93,82% (36) das espécies esperadas para B4A foram amostradas; 88,07% (20) das espécies esperadas para B1E foram amostradas; 88,06% (23) das espécies esperadas para B2E foram amostradas; e 91,31% (23) das espécies esperadas para B3E foram amostradas.

Analisando a variação da abundância e biomassa de espécies durante os meses de amostragem observou-se que os maiores valores ocorreram nos meses de verão de 2011 e primavera de 2010 na rede de arrasto (Figura 20a). O mesmo não aconteceu para as redes de

espera, onde os maiores valores de abundância e biomassa ocorreram nos meses de inverno e outono de 2010 (Figura 20b).

Das 51 espécies amostradas na lagoa dos Barros, 23 (45,09%) foram coletadas com ambas as artes de pesca. A rede de arrasto capturou 46 espécies (90,19%), sendo 23 exclusivas a esse amostrador, enquanto as redes de espera capturaram 28 espécies (54,90%), cinco exclusivas a este amostrador. Além disso, as espécies mais abundantes e com maior biomassa foram diferentes entre os amostradores, resultando em alta dissimilaridade.

Analisando os gráficos de NMDS para cada arte de pesca, verificamos uma clara dissimilaridade quanto à abundância e biomassa de espécies entre os diferentes amostradores (Figura 21). A ANOSIM apresentou resultado significativo para diferenças na abundância de espécies ($R = 0,803$, $p < 0,001$) e na biomassa ($R = 0,583$, $p < 0,001$) entre os amostradores. A análise de SIMPER revelou dissimilaridade de 98,58% entre as amostras em relação à abundância (Tabela 2), e de 94,38% em relação à biomassa de espécies (Tabela 3).

Provavelmente a maior abundância de espécies de pequeno porte e amostradas exclusivamente na rede de arrasto foram responsáveis por estabelecer a dissimilaridade entre os grupos. No entanto, em termos de biomassa, as espécies de maior porte e que foram numerosas nas amostragens com redes de espera contribuíram de forma mais evidente para a diferença entre as amostras.

Os gráficos de ordenação em NMDS dos dados de abundância das espécies coletadas com rede de arrasto nos diferentes pontos amostrais (Figura 22a) e nas diferentes estações do ano (Figura 22b) apresentaram dissimilaridades. A ANOSIM apresentou resultado significativo para diferenças em abundância de espécies coletadas com rede de arrasto entre os diferentes pontos amostrais ($R = 0,343$, $p < 0,001$) (Tabela 4). Estas diferenças foram evidentes entre os pontos B1A e B3A ($R = 0,201$, $p = 0,011$), B1A e B4A ($R = 0,789$, $p < 0,001$), B2A e B4A ($R = 0,574$, $p < 0,001$) e entre B3A e B4A ($R = 0,290$, $p < 0,001$).

Através da análise SIMPER, as espécies que mais contribuíram para a dissimilaridade na abundância entre os pontos amostrais foram: entre B1A e B3A, com 83,94% de dissimilaridade, *J. multidentata* (33,57%), *H. igneus* (12,45%), *C. interruptus* (10,38%), *A. eigenmanniorum* (8,38%), *C. alburnus* (7,96%), *H. luetkenii* (5,63%) e *O. ledae* (5,63%); entre B1A e B4A, com 93,83% de dissimilaridade, *H. igneus* (30,01%), *J. multidentata* (26,22%), *H. luetkenii* (10,41%) e *A. eigenmanniorum* (5,50%); entre B2A e B4A, com

80,93% de dissimilaridade, *H. igneus* (29,02%), *J. multidentata* (17,22%), *C. interruptus* (14,47%), *H. luetkenii* (12,75%) e *A. eigenmanniorum* (8,17%); e entre B3A e B4A, com 75,95% de dissimilaridade, *H. igneus* (35,01%), *H. luetkenii* (12,25%), *C. interruptus* (10,07%), *J. multidentata* (10,06%) e *C. alburnus* (6,04%).

A ANOSIM também apresentou resultado significativo para diferenças nas abundâncias de espécies coletadas com rede de arrasto entre as estações do ano ($R = 0,333$, $p < 0,001$) (Tabela 4). Estas diferenças na abundância de espécies foram evidentes entre outono e inverno ($R = 0,169$, $p = 0,025$), outono e primavera ($R = 0,465$, $p < 0,001$), outono e verão ($R = 0,407$, $p < 0,001$), inverno e primavera ($R = 0,293$, $p < 0,001$), inverno e verão ($R = 0,472$, $p < 0,001$) e entre primavera e verão ($R = 0,222$, $p = 0,014$).

Através das análises de SIMPER, as espécies que mais contribuíram para a dissimilaridade na abundância entre as estações foram: entre outono e inverno, com 81,36% de dissimilaridade, *H. igneus* (27,47%), *C. interruptus* (18,17%), *J. multidentata* (8,27%) e *A. eigenmanniorum* (8,19%); entre outono e primavera, com 84,79% de dissimilaridade, *H. igneus* (18,72%), *C. interruptus* (17,55%), *J. multidentata* (16,9%), *H. luetkenii* (13,55%) e *A. eigenmanniorum* (13,48%); entre outono e verão foram, com 86,57% de dissimilaridade, *J. multidentata* (39,12%), *H. igneus* (21,26%), *H. luetkenii* (11,31%) e *C. alburnus* (8,87%); entre inverno e primavera, com 75,24% de dissimilaridade, *C. interruptus* (18,57%), *J. multidentata* (17,69%), *H. igneus* (14,27%), *H. luetkenii* (13,73%) e *A. eigenmanniorum* (13,32%); entre inverno e verão, com 86,89% de dissimilaridade, *J. multidentata* (37,06%), *H. igneus* (18,80%), *H. luetkenii* (10,43%) e *C. alburnus* (8,08%); e entre primavera e verão, com 72,59% de dissimilaridade, *J. multidentata* (32,01%), *H. igneus* (16,16%), *C. interruptus* (11,13%) e *H. luetkenii* (8,60%).

Os gráficos NMDS dos dados de biomassa das espécies coletadas com rede de arrasto nos diferentes pontos amostrais (Figura 22c) e nas diferentes estações do ano (Figura 22d) também mostraram dissimilaridades. A ANOSIM apresentou resultado significativo para diferenças em biomassa de espécies coletadas com rede de arrasto entre os diferentes pontos amostrais ($R = 0,348$, $p < 0,001$) (Tabela 4). Estas diferenças foram evidentes entre os pontos amostrais B1A e B3A ($R = 0,190$, $p = 0,007$), B1A e B4A ($R = 0,828$, $p < 0,001$), B2A e B4A ($R = 0,525$, $p < 0,001$) e entre B3A e B4A ($R = 0,353$, $p < 0,001$).

Através da análise SIMPER, as espécies que mais contribuíram para a dissimilaridade na biomassa entre os diferentes pontos amostrais foram: entre B1A e B3A, com 82,11% de dissimilaridade, *J. multidentata* (27,91%), *A. eigenmanniorum* (14,06%), *C. alburnus* (8,46%), *H. igneus* (8,41%), *C. portalegrense* (6,70%), *H. luetkenii* (6,67%) e *C. interruptus* (5,09%); entre B1A e B4A, com 94,73% de dissimilaridade, *J. multidentata* (21,57%), *H. igneus* (17,45%), *A. eigenmanniorum* (7,79%), *Australoheros* sp. (5,59%), *C. voga* (5,11%) e *H. malabaricus* (5,03%); entre B2A e B4A, com 82,44% de dissimilaridade, *H. igneus* (14,01%), *J. multidentata* (11,92%), *H. luetkenii* (10,20%), *A. eigenmanniorum* (9,98%), *H. malabaricus* (8,52%), *G. brasiliensis* (6,35%), *C. interruptus* (6,10%) e *C. voga* (5,37%); e entre B3A e B4A, com 79,22% de dissimilaridade, *H. igneus* (15,06%), *C. portalegrense* (9,42%), *C. voga* (9,29%), *J. multidentata* (8,10%), *A. eigenmanniorum* (7,84%), *H. malabaricus* (7,40%), *Australoheros* sp. (6,20%) e *C. alburnus* (5,36%).

A ANOSIM também apresentou resultado significativo para diferenças sazonais na biomassa de espécies coletadas com rede de arrasto ($R = 0,216$, $p = 0,001$) (Tabela 4). Estas diferenças na biomassa de espécies foram evidentes entre outono e primavera ($R = 0,280$, $p = 0,001$), outono e verão ($R = 0,253$, $p = 0,004$), inverno e primavera ($R = 0,260$, $p = 0,001$) e entre inverno e verão ($R = 0,362$, $p = 0,001$).

Através das análises de SIMPER, as espécies que mais contribuíram para a dissimilaridade na biomassa entre as estações foram: entre outono e primavera, com 82,65% de dissimilaridade, *A. eigenmanniorum* (18,43%), *J. multidentata* (15,42%), *H. igneus* (10,90%) e *C. interruptus* (9,59%); entre outono e verão, com 85,49% de dissimilaridade, *J. multidentata* (32,02%), *H. luetkenii* (12,00%), *H. igneus* (9,28%) e *C. alburnus* (8,77%); entre primavera e inverno, com 78,81% de dissimilaridade, *A. eigenmanniorum* (16,23%), *J. multidentata* (14,60%), *C. interruptus* (8,86%), *H. igneus* (8,66%) e *C. voga* (8,49%); e entre verão e inverno, com 86,90% de dissimilaridade, *J. multidentata* (28,81%), *H. luetkenii* (11,56%) e *H. igneus* (8,17%).

Analisando de forma espaço-temporal os indivíduos amostrados com rede de arrasto, a espécie mais abundante e com maior biomassa no ponto B1A foi *J. multidentata* em todas as estações, exceto nos meses de inverno, quando *O. ledae*, *C. alburnus* e *A. eigenmanniorum* foram mais abundantes e pesadas. No ponto B2A, *J. multidentata* e *H. luetkenii* foram mais abundantes e pesadas nos meses de verão, *C. interruptus* nos meses de primavera e de

inverno, enquanto *A. eigenmanniorum* foi mais abundante e pesada nos meses de outono e de primavera. Ainda em B2A, algumas espécies apresentaram altos valores de biomassa e baixos valores de abundância devido à amostragem de indivíduos adultos nos meses de inverno, como *H. malabaricus* e *G. brasiliensis*. No ponto B3A, *J. multidentata* foi abundante e pesada nos meses de verão, outono e primavera; *C. alburnus* nos meses de verão; *C. interruptus* nos meses de inverno e de primavera; *H. igneus* nos meses de primavera, verão e inverno; e *A. eigenmanniorum* e *H.luetkenii* nos meses de outono. Ainda em B3A, algumas espécies apresentaram altos valores de biomassa e baixos valores de abundância devido à amostragem de indivíduos adultos, é o caso de *C. voga* nos meses de inverno e de primavera, e de *C. portalegrense* nos meses de verão. Em B4A, *H. igneus* foi a espécie mais abundante e pesada em todas as estações, seguida de *H.luetkenii*, no entanto sua biomassa foi baixa em todas as estações. Ainda em B4A, algumas espécies apresentaram altos valores de biomassa e baixos valores de abundância devido à amostragem de indivíduos adultos, é o caso de *C. voga* e *G. brasiliensis* nos meses de inverno; *S. marmoratus*, *C. portalegrense*, *H. malabaricus*, *G. brasiliensis* e *C. lepidota* nos meses de primavera; e *H. malabaricus*, *C. portalegrense* e *S. marmoratus* nos meses de verão.

Os gráficos NMDS dos dados de abundância das espécies coletadas com rede de espera somente mostraram dissimilaridades sazonais (Figuras 23a e 23b). A ANOSIM não apresentou resultado significativo para diferenças espaciais na abundância de espécies coletadas com rede de espera ($R = -0,019$, $p = 0,630$), mas apresentou resultado significativo para diferenças sazonais ($R = 0,245$, $p < 0,001$) (Tabela 4). Estas diferenças na abundância foram evidentes entre outono e verão ($R = 0,271$, $p = 0,010$), entre inverno e primavera ($R = 0,362$, $p < 0,001$) e entre inverno e verão ($R = 0,527$, $p < 0,001$).

Segundo as análises de SIMPER, nas redes de espera, as espécies que mais contribuíram para a dissimilaridade sazonal na abundância foram: entre outono e verão, com 82,54% de dissimilaridade, *G. brasiliensis* (14,42%), *C. voga* (14,31%), *L. grossidens* (11,09%), *H.luetkenii* (7,86%) e *T. lucenai* (7,34%); entre inverno e primavera, com 89,83% de dissimilaridade, *C. voga* (19,26%), *L. grossidens* (17,38%), *Astyanax* sp. 2 (10,61%), *H.luetkenii* (9,08%) e *O. ledae* (8,76%); e entre inverno e verão, com 88,87% de dissimilaridade, *L. grossidens* (18,01%), *C. voga* (16,78%), *Astyanax* sp. 2 (9,69%) e *G. brasiliensis* (9,05%).

Os NMDS dos dados de biomassa das espécies coletadas com rede de espera não mostraram diferenças espaciais (Figura 23c), mas mostraram dissimilaridades sazonais (Figura 23d), conforme a ANOSIM corroborou. Esta não apresentou resultado significativo para diferenças espaciais em biomassa das espécies coletadas com redes de espera ($R = 0,003$, $p = 0,428$), mas apresentou resultado significativo para diferenças sazonais ($R = 0,215$, $p < 0,001$) (Tabela 4). Estas diferenças na biomassa foram evidentes entre outono e verão ($R = 0,183$, $p = 0,022$), inverno e primavera ($R = 0,359$, $p < 0,001$) e entre inverno e verão ($R = 0,543$, $p < 0,001$).

As espécies que mais contribuíram para a dissimilaridade na biomassa entre as estações, segundo as análises de SIMPER, foram: entre outono e verão, com 82,20% de dissimilaridade, *G. brasiliensis* (21,16%), *C. voga* (14,06%), *L. anus* (13,01%), *H. malabaricus* (10,70%) e *T. lucenai* (8,62%); entre inverno e primavera, com 90,01% de dissimilaridade, *C. voga* (26,61%), *H. malabaricus* (18,06%) e *L. grossidens* (9,59%); e entre inverno e verão, com 87,80% de dissimilaridade, *C. voga* (26,66%), *G. brasiliensis* (13,23%), *L. grossidens* (10,01%) e *H. malabaricus* (8,57%).

Apesar de não terem sido verificadas diferenças espaciais significativas na abundância e biomassa das espécies amostradas nas redes de espera, analisando de forma espaço-temporal, os indivíduos mais abundantes e pesados por ponto foram *G. brasiliensis*, *C. voga* e *L. anus* nos meses de outono; *O. ledae*, *C. voga* e *O. jenynsii* nos meses de inverno; *Astyanax* sp. 1 e *H. malabaricus* nos meses de primavera; e *G. brasiliensis* e *T. lucenai* nos meses de verão, no ponto B1E. No ponto B2E, *H. luetkenii*, *L. grossidens*, *G. brasiliensis* e *O. ledae* foram mais abundantes e pesadas nos meses de outono; *L. grossidens* e *C. voga* nos meses de inverno; *G. brasiliensis*, *H. luetkenii* e *H. malabaricus* nos meses de primavera; e *L. grossidens*, *G. brasiliensis* e *C. voga* nos meses de verão. No ponto B3E, *C. voga* foi a espécie mais abundante e pesada nos meses de outono; *Astyanax* sp. 2, *C. voga* e *O. jenynsii* nos meses de inverno; *H. luetkenii*, *C. voga*, *G. brasiliensis*, *H. malabaricus* e *L. anus* nos meses de primavera; e *A. dissensus*, *Astyanax* sp. 1, *L. grossidens* e *L. anus* nos meses de verão.

A abundância e a biomassa de indivíduos amostrados com rede de arrasto foram maiores do que com redes de espera na lagoa dos Barros (Tabela 1, Figura 24). Os resultados da ANOVA mostraram que a abundância e a biomassa dos indivíduos coletados com rede de

arrasto diferem significativamente entre as estações do ano e entre os pontos amostrais. No entanto, para as redes de espera, os resultados somente foram significativos para diferenças sazonais na abundância e na biomassa (Tabela 5).

A diversidade de espécies encontrada na rede de arrasto foi menor do que nas redes de espera, enquanto a dominância foi maior (Tabela 1, Figura 24). Os resultados da ANOVA mostraram que a diversidade e a dominância de espécies em ambos os amostradores diferem sazonalmente de forma significativa. Além disso, a diversidade e a dominância de espécies na rede de arrasto diferem significativamente entre os pontos amostrais, enquanto o mesmo não ocorre para as redes de espera (Tabela 5).

A equitabilidade de espécies encontrada na rede de arrasto foi menor do que nas redes de espera na lagoa dos Barros (Tabela 1, Figura 24). A ANOVA mostrou que a equitabilidade de espécies em ambos os amostradores não difere significativamente sazonal nem espacialmente (Tabela 5).

Os resultados das regressões múltiplas permitiram identificar o fotoperíodo como o principal preditor da abundância de espécies nas redes de arrasto e espera na lagoa dos Barros (Tabela 6). Os resultados mostraram ainda que 52,14% ($r^2 = 0,524$) da variação na abundância na rede de arrasto, e 33,19% ($r^2 = 0,331$) nas redes de espera, foram explicadas por esta variável. O fotoperíodo também foi o principal preditor da biomassa de espécies na rede de arrasto, onde 48,93% ($r^2 = 0,489$) de sua variação foi explicada por esta variável (Tabela 6). A vegetação foi o principal preditor da diversidade e dominância de espécies amostradas com rede de arrasto, mostrando que 26,06% ($r^2 = 0,260$) da variação da diversidade e 14,96% ($r^2 = 0,149$) da variação da dominância foi explicada por esta variável. Para as redes de espera, o fotoperíodo e a profundidade foram os principais preditores da diversidade e da dominância, explicando 38,44% ($r^2 = 0,384$) e 36,28% ($r^2 = 0,362$) da variação destes índices (Tabela 6).

Os primeiros dois eixos da análise de correspondência canônica (ACC) explicaram 33,65% da variação na distribuição da abundância das espécies de peixes coletados com rede de arrasto na lagoa dos Barros. Os descritores ambientais considerados significativos na distribuição da ictiofauna foram a vegetação, substrato, profundidade e temperaturas do ar e da água (Tabela 7). O modelo de ACC da variação da abundância de espécies coletadas com rede de arrasto em função das variáveis ambientais foi significativo ($F = 4,488$, $p < 0,005$). A variação dos dados ambientais explicaram 44,61% ($r^2 = 0,446$) da abundância de espécies. Os

resultados da ACC sugerem que dois grupos de espécies apresentaram maior abundância em locais com maiores temperaturas do ar e da água: um grupo formado por *L. grossidens*, *P. platana*, *G. lacustris*, *G. brasiliensis*, *J. multidentata*, *G. gymnogenys* e *C. alburnus*, e outro grupo formado por *B. gauderio*, *H. meridionalis*, *E. trilineata*, *C. stenopterus*, *C. saladensis*, *H. malabaricus*, *C. lepidota* e *Astyanax jacuhiensis*. Por outro lado, *Cynopoecilus multipapillatus*, *Pimelodella australis*, *O. jenynsii*, *C. interruptus*, *A. eigenmanniorum*, *A. dissensus*, *C. paleatus*, *H. leucofrenatus* e *O. ledae* apresentaram maior abundância em locais com menores valores de temperatura da água e ar. Um grupo formado pelas espécies *B. gauderio*, *H. meridionalis*, *E. trilineata*, *C. stenopterus*, *C. saladensis*, *H. malabaricus*, *C. lepidota*, *H. boulengeri*, *Australoheros* sp., *C. portalegrense*, *H. igneus*, *C. ibicuiensis*, *P. doriae*, *A. anisitsii*, *C. zebra*, *C. voga*, *G. rhabdotus*, *O. robustus* e *P. caudimaculatus*, e outro grupo formado por *O. jenynsii* e *C. multipapillatus*, apresentou maiores valores de abundância em locais com vegetação abundante, substrato complexo (lodoso) e maior profundidade. No extremo oposto, dois grupos, um formado por *O. ledae* e *H. leucofrenatus*, e outro formado por *J. multidentata*, *C. alburnus*, *G. gymnogenys*, *G. brasiliensis*, *G. lacustris*, *P. platana* e *L. grossidens*, ocorreram em maior abundância em locais com vegetação menos abundante, substrato menos complexo (arenoso) e em menor profundidade (Figura 25a).

Os primeiros dois eixos da análise de correspondência canônica explicaram 20,12% da variação na distribuição em abundância das espécies de peixes coletados com redes de espera na lagoa dos Barros. Os descritores ambientais, considerados significativos na distribuição da ictiofauna foram as temperaturas da água e do ar, fotoperíodo, profundidade e pluviosidade (Tabela 8). O modelo de ACC da variação da abundância de espécies coletadas com redes de espera em função das variáveis ambientais foi significativo ($F = 2,195$, $p = 0,010$). A variação dos dados ambientais explicaram 28,16% ($r^2 = 0,281$) da variação da abundância de espécies. Os resultados da ACC sugerem que dois grupos ocorreram em maior abundância em locais com maiores temperaturas do ar e da água e fotoperíodo: um grupo formado por *T. lucenai*, *L. anus*, *G. brasiliensis*, *Astyanax* sp. 1 e *A. dissensus*, e outro grupo formado por *H. luetkenii* e *H. malabaricus*. Por outro lado, *O. robustus*, *O. jenynsii*, *Astyanax* sp. 2, *O. ledae*, *L. grossidens* e *C. voga* apresentaram maior abundância em locais com menores valores de temperatura da água e ar e fotoperíodo. *Odontesthes ledae*, *L. grossidens* e *Astyanax* sp. 2 ocorreram em maior abundância em locais mais profundos e com menores valores de pluviosidade, enquanto dois grupo de espécies, um formado por *H. luetkenii* e *H.*

malabaricus, e outro formado por *Astyanax* sp. 1, *G. brasiliensis*, *T. lucenai* e *L. anus* parecem preferir locais menos profundos e com maior pluviosidade (Figura 25b).

LAGOA CORVINA

Foram capturados 35.760 exemplares de peixes, sendo 35.375 com rede de arrasto e 385 com redes de espera, totalizando uma biomassa de 43.258,437 g, sendo 18.100,810 g com rede de arrasto e 25.157,630 g com redes de espera. Estes indivíduos foram distribuídos em oito Ordens, 17 Famílias e 49 espécies sendo, na rede de arrasto, oito Ordens, 14 Famílias e 40 espécies e, nas redes de espera, cinco Ordens, 12 Famílias e 28 espécies (Tabela 8).

As ordens Characiformes e Cyprinodontiformes foram as mais representativas em número de indivíduos, correspondendo a 86,49% (30.930 indivíduos) e 5,53% (1.977 indivíduos), respectivamente. Analisando por tipo de amostrador, Characiformes e Cyprinodontiformes foram mais representativas em número de indivíduos na rede de arrasto, correspondendo a 86,96% (30.763 indivíduos) e 5,59% (1.977 indivíduos), respectivamente (Figura 26a), enquanto nas redes de espera Characiformes e Siluriformes foram mais representativas, com 43,38% (167 indivíduos) e 23,11% (89 indivíduos), respectivamente (Figura 27a).

De forma geral, Characiformes e Siluriformes foram mais representativas em número de espécies, correspondendo a 44,90% (22 espécies) e 22,45% (11 espécies), respectivamente. Analisando por tipo de amostrador, Characiformes e Labriformes foram mais representativas em número de espécies na rede de arrasto, correspondendo a 47,50% (19 espécies) e 20,00% (oito espécies), respectivamente (Figura 26b), enquanto nas redes de espera Characiformes e Siluriformes foram mais representativas, com 42,86% (12 espécies) e 25,00% (sete espécies), respectivamente (Figura 27b).

Quanto ao número de espécies, de forma geral, estas Ordens estão representadas principalmente pelas Famílias Characidae (34,69%, com 17 espécies), Cichlidae (16,33%, com oito espécies) e Loricariidae (10,20%, com cinco espécies). Levando-se em consideração o tipo de amostrador, as Famílias mais representativas são, na rede de arrasto, Characidae (37,50%, com 15 espécies) e Cichlidae (20,00%, com oito espécies) (Figura 28a). O mesmo padrão ocorreu nas redes de espera, onde Characidae (32,14%, com nove espécies), Cichlidae

(21,43%, com seis espécies) e Loricariidae (10,71%, com três espécies) foram as Famílias mais representativas em número de espécies (Figura 28b).

Do total de indivíduos capturados, cinco espécies corresponderam a 90,44% do total: *C. alburnus* (69,10%), *H. luetkenii* (7,31%), *J. multidentata* (5,23%), *A. eigenmanniorum* (4,40%) e *P. platana* (4,40%). Oito espécies contribuíram com 72,42% em biomassa: *C. alburnus* (16,79%), *L. anus* (12,03%), *G. brasiliensis* (10,60%), *H. malabaricus* (8,89%), *C. voga* (7,98%), *A. eigenmanniorum* (5,79%), *O. jenynsii* (5,27%) e *H. luetkenii* (5,07%).

Levando-se em consideração os diferentes amostradores, na rede de arrasto, cinco espécies perfizeram 91,32% do total de indivíduos capturados: *C. alburnus* (69,85%), *H. luetkenii* (7,32%), *J. multidentata* (5,29%), *A. eigenmanniorum* (4,43%) e *P. platana* (4,43%) (Figura 29a). Em relação ao peso, cinco espécies participaram com 78,13% da biomassa total no arrasto: *C. alburnus* (40,12%), *A. eigenmanniorum* (12,86%), *H. luetkenii* (10,96%), *G. brasiliensis* (9,33%) e *J. multidentata* (4,86%) (Figura 29b). Nas redes de espera, nove espécies perfizeram 75,59% do total de indivíduos capturados: *L. anus* (14,81%), *L. grossidens* (13,25%), *G. brasiliensis* (9,35%), *Astyanax* sp. 1 (8,57%), *C. voga* (7,53%), *O. jenynsii* (7,01%), *H. luetkenii* (6,23%), *H. malabaricus* (4,42%) e *O. ledae* (4,42%) (Figura 30a), enquanto em relação ao peso, sete espécies participaram com 79,96% da biomassa total na espera: *L. anus* (20,69%), *H. malabaricus* (13,83%), *C. voga* (13,68%), *G. brasiliensis* (11,52%), *O. jenynsii* (8,51%), *L. grossidens* (5,87%) e *Astyanax* sp. 1 (5,86%) (Figura 30b).

Na rede de arrasto, levando-se em consideração o total de indivíduos capturados em cada ponto amostral, três espécies corresponderam a 87,36% do total no ponto C1A: *C. alburnus* (78,08%), *P. platana* (5,79%) e *J. multidentata* (3,49%), enquanto seis espécies contribuíram com 76,57% da biomassa: *C. alburnus* (52,38%), *A. eigenmanniorum* (6,50%), *G. brasiliensis* (5,46%), *J. multidentata* (4,35%), *P. platana* (4,01%) e *H. luetkenii* (3,87%) (Figura 31a). No ponto amostral C2A, cinco espécies corresponderam a 93,00% do total de indivíduos amostrados: *C. alburnus* (53,72%), *H. luetkenii* (16,76%), *J. multidentata* (8,80%), *A. eigenmanniorum* (7,83%) e *C. ibicuiensis* (5,89%), enquanto cinco espécies contribuíram com 84,26% em biomassa: *C. alburnus* (26,68%), *A. eigenmanniorum* (19,84%), *H. luetkenii* (18,74%), *G. brasiliensis* (13,59%) e *J. multidentata* (5,41%) (Figura 31b).

Nas redes de espera, sete espécies corresponderam a 68,49% do total de indivíduos amostrados no ponto C1E: *L. grossidens* (24,66%), *L. anus* (10,96%), *O. jenynsii* (8,22%), *O.*

ledae (6,85%), *G. brasiliensis* (6,16%), *H. malabaricus* (6,16%) e *Astyanax* sp. 2 (5,48%), enquanto seis espécies contribuíram com 74,97% em biomassa: *L. anus* (23,40%), *H. malabaricus* (19,68%), *L. grossidens* (11,04%), *G. brasiliensis* (7,96%), *O. jenynsii* (6,49%) e *C. voga* (6,40%) (Figura 32a). No ponto amostral C2E, sete espécies corresponderam a 69,45% do total: *L. anus* (17,15%), *G. brasiliensis* (11,29%), *Astyanax* sp. 1 (10,88%), *C. voga* (9,62%), *H. luetkenii* (7,95%), *L. grossidens* (6,28%) e *O. jenynsii* (6,28%), enquanto seis espécies contribuíram com 77,35% em biomassa: *L. anus* (19,29%), *C. voga* (17,45%), *G. brasiliensis* (13,36%), *H. malabaricus* (10,80%), *O. jenynsii* (9,55%) e *Astyanax* sp. 1 (6,90%) (Figura 32b).

A frequência de ocorrência das espécies capturadas durante o período estudado na lagoa Corvina mostrou que 26 espécies foram consideradas constantes, sete acessórias e 16 acidentais. Para a rede de arrasto, 19 espécies foram constantes (*A. eigenmanniorum*, *C. ibicuihensis*, *C. interruptus*, *C. alburnus*, *H. igneus*, *H. luetkenii*, *O. jenynsii*, *C. zebra*, *C. paleatus*, *H. leucofrenatus*, *Australoheros* sp., *C. portalegrense*, *G. brasiliensis*, *G. gymnogenys*, *G. lacustris*, *P. platana*, *O. ledae*, *J. multidentata* e *P. caudimaculatus*), cinco acessórias e 16 acidentais, enquanto para as redes de espera, oito espécies foram consideradas constantes (*Astyanax* sp. 1, *O. jenynsii*, *O. robustus*, *H. malabaricus*, *T. lucenai*, *L. anus*, *G. brasiliensis* e *L. grossidens*), sete acessórias e 13 acidentais. Os dados de constância de ocorrência nos diferentes pontos amostrais podem ser observados na Tabela 8.

A curva do coletor obtida para cada arte de pesca, através das aleatorizações geradas a partir dos dados obtidos em campo, mostrou um aumento no número de espécies para cada coleta. A curva atingiu um platô horizontal a partir da nona amostragem para as espécies capturadas com a rede de arrasto (Figura 33a). O mesmo ocorreu para a curva que representa as espécies capturadas com a rede de espera, a qual atingiu um platô horizontal a partir da décima primeira coleta (Figura 33b). Para uma análise mais precisa, também foram realizadas curvas do coletor para cada ponto de coleta em ambos os amostradores (Figuras 34 e 35).

A riqueza de espécies esperada para ambos os métodos, obtida através do estimador Bootstrap, mostrou que 91,12% (40) das espécies estimadas para a rede de arrasto nesta lagoa foram amostradas, enquanto para as redes de espera, 90,32% (28) das espécies esperadas foram amostradas. Considerando o estimador de riqueza Bootstrap e o número de espécies capturadas, seriam esperadas, em amostragens futuras, quatro novas espécies coletadas com

rede de arrasto, e três novas espécies coletadas com redes de espera na lagoa Corvina. Para uma análise mais precisa, também foram calculadas a riqueza de espécies esperada para cada ponto de coleta em ambos os amostradores. A riqueza de espécies esperada para o ponto amostral C1A, mostrou que 87,60% (39) das espécies esperadas para este ponto foram amostradas, enquanto 92,70% (32) das espécies esperadas para o ponto C2A foram amostradas. Das espécies esperadas para C1E, 90,71% (21) foram amostradas, enquanto 88,29% (26) das espécies esperadas para C2E foram amostradas.

Analisando a variação da abundância e biomassa de espécies durante os meses de amostragem observou-se que os maiores valores ocorreram nos meses de verão de 2011 e de primavera de 2010 na rede de arrasto (Figura 36a). O mesmo não aconteceu para as redes de espera, onde os maiores valores de abundância e biomassa ocorreram nos meses de inverno e outono de 2010 (Figura 36b).

Das 49 espécies amostradas na lagoa Corvina, 19 (38,77%) foram coletadas com as duas artes de pesca. A rede de arrasto capturou 40 espécies (86,96%), 21 exclusivas a esse amostrador, enquanto as redes de espera capturaram 28 espécies (57,14%), nove exclusivas a este amostrador. Além disso, as espécies mais abundantes e com maior biomassa foram diferentes entre os amostradores, resultando em alta dissimilaridade.

Analisando os gráficos de NMDS para cada arte de pesca (Figura 37), verificamos uma clara dissimilaridade quanto à abundância e biomassa de espécies entre os diferentes amostradores. A ANOSIM apresentou resultado significativo para diferenças em abundância ($R = 0,825$, $p < 0,001$) e em biomassa de espécies ($R = 0,695$, $p < 0,001$). A análise SIMPER revelou dissimilaridade de 99,04% entre as amostras em relação à abundância (Tabela 9), e de 95,52% em relação à biomassa (Tabela 10).

Assim como verificado na lagoa dos Barros, provavelmente a maior abundância de espécies de pequeno porte e amostradas exclusivamente na rede de arrasto foram responsáveis para estabelecer a dissimilaridade entre os grupos. No entanto, em termos de biomassa, as espécies de maior porte e que foram numerosas nas amostragens com redes de espera contribuíram de forma mais expressiva para a diferença entre as amostras.

Os gráficos de ordenação em NMDS dos dados de abundância das espécies coletadas com rede de arrasto mostraram dissimilaridades espaciais (Figura 38a) e sazonais (Figura

38b). A ANOSIM apresentou resultado significativo para diferenças espaciais na abundância de espécies coletadas com rede de arrasto ($R = 0,176$, $p = 0,015$) (Tabela 11).

Através da análise de SIMPER, as espécies que mais contribuíram para a dissimilaridade espacial na abundância foram, com 67,58% de dissimilaridade, *C. alburnus* (59,42%), *H. luetkenii* (8,01%), *A. eigenmanniorum* (6,91%), *P. platana* (5,97%) e *J. multidentata* (5,97%).

A ANOSIM também apresentou resultado significativo para diferenças sazonais nas abundâncias de espécies coletadas com rede de arrasto ($R = 0,341$, $p < 0,001$) (Tabela 11). Estas diferenças foram evidentes entre verão e outono ($R = 0,448$, $p = 0,002$), verão e inverno ($R = 0,611$, $p = 0,004$), verão e primavera ($R = 0,566$, $p = 0,004$), e entre primavera e outono ($R = 0,342$, $p = 0,022$).

As espécies que mais contribuíram para a dissimilaridade sazonal na abundância na rede de arrasto, segundo as análises de SIMPER, foram: entre verão e outono, com 69,12% de dissimilaridade, *C. alburnus* (60,94%), *H. luetkenii* (14,42%), *J. multidentata* (6,67%) e *P. platana* (6,08%); entre verão e inverno foram, com 78,80% de dissimilaridade, *C. alburnus* (62,01%), *H. luetkenii* (13,77%), *J. multidentata* (5,95%) e *P. platana* (5,33%); entre verão e primavera, com 69,98% de dissimilaridade, *C. alburnus* (60,78%), *H. luetkenii* (11,96%) e *P. platana* (5,26%); e entre primavera e outono, com 64,34% de dissimilaridade, *C. alburnus* (41,73%), *A. eigenmanniorum* (13,87%), *J. multidentata* (10,11%) e *P. platana* (7,67%).

Os gráficos NMDS dos dados de biomassa das espécies coletadas com rede de arrasto não apresentaram dissimilaridades espaciais (Figura 38c), mas mostraram dissimilaridades sazonais (Figura 38d). A ANOSIM não apresentou resultado significativo para diferenças espaciais em biomassa de espécies coletadas com rede de arrasto ($R = 0,056$, $p = 0,125$), mas apresentou resultado significativo para diferenças sazonais ($R = 0,289$, $p < 0,001$) (Tabela 11). Estas diferenças na biomassa de espécies foram evidentes entre verão e outono ($R = 0,407$, $p = 0,002$), verão e inverno ($R = 0,438$, $p = 0,001$), verão e primavera ($R = 0,307$, $p = 0,026$), e entre primavera e outono ($R = 0,420$, $p = 0,004$).

Segundo as análises de SIMPER, as espécies que mais contribuíram para a dissimilaridade sazonal na biomassa na rede de arrasto foram: entre verão e outono, com 70,25% de dissimilaridade, *C. alburnus* (40,64%), *H. luetkenii* (18,40%), *A. eigenmanniorum* (11,59%) e *C. ibicuhiensis* (6,31%); entre verão e inverno, com 79,21% de dissimilaridade, *C.*

alburnus (40,81%), *H. luetkenii* (16,44%), *A. eigenmanniorum* (10,69%) e *C. ibicuiensis* (6,40%); entre verão e primavera, com 66,74% de dissimilaridade, *C. alburnus* (32,17%), *H. luetkenii* (13,97%), *A. eigenmanniorum* (12,37%) e *G. brasiliensis* (12,34%); e entre primavera e outono, com 71,37% de dissimilaridade, *C. alburnus* (21,23%), *G. brasiliensis* (20,57%), *A. eigenmanniorum* (16,02%) e *H. luetkenii* (5,94%).

Apesar de não terem sido verificadas diferenças espaciais significativas na biomassa das espécies amostradas com rede de arrasto, analisando de forma espaço-temporal, *C. alburnus* foi a espécie dominante em todas as estações do ano no ponto C1A, seguida de *P. platana* nos meses de verão e outono, e de *A. eigenmanniorum* nos meses de primavera e inverno. Ainda em C1A, algumas espécies apresentaram altos valores de biomassa e baixos valores de abundância devido à amostragem de indivíduos adultos, é o caso de *H. malabaricus* nos meses de inverno e *G. brasiliensis* nos meses de primavera. No ponto C2A, *C. alburnus* foi a espécie mais abundante em todas as estações do ano, apresentou os maiores valores de biomassa nos meses de outono e inverno e esteve entre as espécies mais pesadas nos meses de primavera e verão, seguida de *H. luetkenii* nos meses de verão, *C. ibicuiensis* e *P. platana* nos meses de outono, e *A. eigenmanniorum* nos meses de inverno e primavera. Ainda em C2A, algumas espécies apresentaram altos valores de biomassa e baixos valores de abundância devido à amostragem de indivíduos adultos, é o caso de *G. brasiliensis* e *H. malabaricus* nos meses de inverno, e *G. brasiliensis* nos meses de primavera.

Os gráficos de ordenação em NMDS dos dados de abundância das espécies coletadas com redes de espera não mostraram dissimilaridades espaciais (Figura 39a), mas mostraram dissimilaridades sazonais (Figura 39b). A ANOSIM não apresentou resultado significativo para diferenças espaciais em abundância ($R = -0,017$, $p = 0,595$), mas apresentou resultado significativo para diferenças sazonais ($R = 0,146$, $p = 0,019$) de espécies coletadas com rede de espera (Tabela 11). Estas diferenças na abundância de espécies foram evidentes entre inverno e primavera ($R = 0,304$, $p = 0,020$) e entre inverno e verão ($R = 0,250$, $p = 0,020$).

Através da análise de SIMPER, as espécies que mais contribuíram para a dissimilaridade sazonal na abundância foram: entre inverno e primavera, com 80,75% de dissimilaridade, *C. voga* (13,66%), *O. jenynsii* (10,96%), *L. anus* (10,65%), *Astyanax* sp. 1 (9,29%) e *O. ledae* (8,04%); e entre inverno e verão, com 85,19% de dissimilaridade, *L. anus*

(12,77%), *C. voga* (12,60%), *L. grossidens* (12,33%), *O. jenynsii* (9,16%) e *Astyanax* sp. 1 (8,00%).

Os gráficos de NMDS dos dados de biomassa das espécies coletadas com rede de espera não mostraram dissimilaridades espaciais (Figura 39c), enquanto sazonalmente mostraram dissimilaridades (Figura 39d). A ANOSIM não apresentou resultado significativo para diferenças espaciais na biomassa de espécies coletadas com rede de espera ($R = -0,095$, $p = 0,993$), mas apresentou resultado significativo para diferenças sazonais ($R = 0,115$, $p = 0,048$) (Tabela 11). Estas diferenças na biomassa foram evidentes entre inverno e primavera ($R = 0,277$, $p = 0,019$) e entre inverno e verão ($R = 0,239$, $p = 0,034$).

Através da análise de SIMPER, as espécies que mais contribuíram para a dissimilaridade sazonal na biomassa foram: entre inverno e primavera, com 84,01% de dissimilaridade, *C. voga* (24,96%), *L. anus* (17,06%), *O. jenynsii* (11,97%) e *H. malabaricus* (11,16%); e entre inverno e verão, com 86,13% de dissimilaridade, *C. voga* (23,74%), *L. anus* (16,06%), *O. jenynsii* (11,30%), *G. brasiliensis* (10,37%) e *H. malabaricus* (8,81%).

Apesar de não terem sido verificadas diferenças espaciais significativas na abundância e biomassa das espécies amostradas com redes de espera, analisando de forma espaço-temporal, os indivíduos que apresentaram os maiores valores de abundância e biomassa no ponto C1E foram *H. malabaricus*, *L. anus* e *Astyanax* sp. 1 nos meses de outono; *O. ledae*, *L. anus* e *C. voga* nos meses de inverno; *G. brasiliensis*, *O. jenynsii* e *L. anus* nos meses de primavera; e *L. grossidens* nos meses de verão. No ponto C2E, *G. brasiliensis*, *H. luetkenii*, *Astyanax* sp. 1, *L. anus*, *L. grossidens*, *C. voga* e *O. ledae* foram mais abundantes e pesadas nos meses de outono; *Astyanax* sp. 1, *C. voga* e *O. jenynsii* nos meses de inverno; *L. anus*, *H. luetkenii*, *G. brasiliensis* e *H. malabaricus* nos meses de primavera; e *L. anus* e *G. brasiliensis* nos meses de verão.

A abundância de indivíduos coletados com rede de arrasto foi maior do que com redes de espera (Tabela 8, Figura 40). Os resultados da ANOVA mostraram que a abundância de indivíduos coletados com ambos os amostradores diferiu sazonalmente de forma significativa. Os resultados do teste t também mostraram que o número de indivíduos coletados com rede de arrasto diferiu espacialmente de forma significativa. No entanto, o mesmo não ocorreu para as redes de espera, onde não existiu diferença espacial significativa no número de indivíduos (Tabela 12).

A biomassa dos indivíduos nas redes de espera foi maior do que na rede de arrasto (Tabela 8, Figura 40). A ANOVA mostrou que a biomassa de indivíduos coletados com ambos os amostradores diferiu sazonalmente de forma significativa. Os resultados do teste t mostraram que a biomassa de indivíduos coletados com ambos os amostradores não diferiu espacialmente de forma significativa (Tabela 12).

A diversidade de espécies encontrada na rede de arrasto foi menor do que nas redes de espera (Tabela 8, Figura 40). Os resultados da ANOVA mostraram que a diversidade diferiu sazonalmente de forma significativa na rede de arrasto, mas o mesmo não foi observado nas redes de espera. Os resultados do teste t mostraram que a diversidade de espécies em ambos os amostradores não diferiram espacialmente de modo significativo (Tabela 12).

A dominância de espécies (maior na rede de arrasto), e a equitabilidade (maior nas redes de espera) (Tabela 8, Figura 40) encontradas em ambos os amostradores não diferiram significativamente entre as estações do ano e nem entre os pontos amostrais (Tabela 12).

Os resultados das regressões múltiplas permitiram identificar a temperatura da água e a vegetação como os principais preditores da abundância de espécies na rede de arrasto na lagoa Corvina. Os resultados mostraram ainda que 51,71% ($r^2 = 0,517$) da variação na abundância na rede de arrasto foram explicadas por estas variáveis. O fotoperíodo foi o principal preditor da biomassa de espécies na rede de arrasto, onde 47,59% ($r^2 = 0,475$) de sua variação foi explicada por esta variável. A temperatura do ar e o fotoperíodo foram os principais preditores da diversidade de espécies coletadas com rede de arrasto, mostrando que 35,47% ($r^2 = 0,354$) da variação deste índice foi explicada por estas variáveis, enquanto para as redes de espera, a temperatura da água e a profundidade foram os principais preditores da diversidade, mostrando que 31,99% ($r^2 = 0,319$) da variação deste índice foi explicada por estas variáveis. As análises de variância, através de regressões múltiplas, identificaram o fotoperíodo como o principal preditor da dominância e da equitabilidade de espécies amostradas com rede de arrasto, mostrando que 32,76% ($r^2 = 0,327$) da variação da dominância e 24,63% ($r^2 = 0,246$) da variação da equitabilidade foram explicadas por estas variáveis (Tabela 13).

Os primeiros dois eixos da análise de correspondência canônica (ACC) explicaram 34,43% da variação na distribuição em abundância das espécies de peixes coletados com rede de arrasto na lagoa Corvina (Figura 41a). O descritor ambiental considerado significativo na

distribuição da ictiofauna foi a profundidade (Tabela 14). O modelo de ACC da variação da abundância de espécies coletadas com rede de arrasto em função das variáveis ambientais foi significativo ($F = 2,466$, $p = 0,016$). A variação das variáveis ambientais explicaram 46,53% ($r^2 = 0,465$) da abundância de espécies. Os resultados da ACC sugerem que *P. platana* apresentou maior abundância em locais menos profundos. Por outro lado *C. voga*, *P. caudimaculatus*, *O. jenynsii*, *P. australis*, *A. jacuhiensis*, *H. igneus*, *C. interruptus*, *Australoheros* sp., *A. eigenmanniorum*, *H. leucofrenatus*, *O. ledae*, *C. portalegrense* e *C. paleatus* apresentaram maior abundância em locais com maior profundidade. *Cyanocharax alburnus*, a espécie mais abundante em ambos os pontos amostrais, não pareceu estar associada com a variação dos valores de profundidade.

Os primeiros dois eixos da análise de correspondência canônica explicaram 23,56% da variação na distribuição em abundância das espécies de peixes coletados com redes de espera (Figura 41b). Os descritores ambientais considerados significativos na distribuição da ictiofauna foram as temperaturas da água e do ar e o fotoperíodo (Tabela 14). O modelo de ACC da variação da abundância de espécies coletadas com redes de espera em função das variáveis ambientais foi significativo ($F = 1,562$, $p = 0,049$). A variação das variáveis ambientais explicaram 33,57% ($r^2 = 0,335$) da variação da abundância de espécies. Os resultados da ACC sugerem que *L. grossidens*, *G. lacustris*, *G. brasiliensis*, *T. lucenai*, e *L. anus* ocorreram em maior abundância em locais com maiores temperaturas do ar e da água e fotoperíodo. Por outro lado, um grupo formado por *O. ledae*, *C. voga*, *C. paleatus*, *Astyanax* sp. 1, *Astyanax* sp. 2 e *O. jenynsii* apresentou maior abundância em locais com menores valores de temperatura da água e ar e fotoperíodo.

DISCUSSÃO

MÉTODOS DE COLETA

A obtenção de dados quantitativos é um dos maiores problemas em estudos sobre ecologia de peixes e os métodos de amostragem representam sua maior limitação (Pavanelli & Caramaschi, 1997).

É interessante considerar o quanto a metodologia empregada influenciou nos resultados obtidos no presente estudo nas lagoas dos Barros e Corvina. Existem numerosos métodos de coleta de peixes (Nielsen & Johnson, 1983), cada um com suas limitações dependendo do ambiente amostrado (Backiel & Welcomme, 1980). Weaver *et al.* (1993) ressaltam que cada arte de pesca amostra uma diferente composição de espécies, apresentando uma visão parcial da assembleia e variam de acordo com a eficiência da amostragem. Porém, com o uso de métodos combinados e complementares, minimizam-se as diferenças de seletividade e eficiência de cada método, alcançando-se uma representação mais precisa da estrutura da assembleia de peixes (Lundberg & McDade, 1990).

Sabe-se que as redes de espera são seletivas quanto ao tamanho dos indivíduos capturados e vários pesquisadores já dedicaram seus estudos na tentativa de avaliar a sua importância (Bagenal, 1972; Hubert, 1983; Peret, 1987; Degerman *et al.*, 1988; Jensen, 1990; Henderson & Nepszy, 1992; Weaver *et al.*, 1993). Por ser um método de amostragem passivo, está na dependência direta do comportamento dos indivíduos, o qual é afetado por fatores como a temperatura, fotoperíodo e transparência da água, além da morfologia e do tamanho dos peixes (Hayes, 1989; Reis & Pawson, 1999; Olin *et al.*, 2009). Contudo, diferente da maioria das lagoas costeiras do Rio Grande do Sul, as quais são rasas e apresentam uma grande abundância de vegetação aquática, as lagoas aqui estudadas permitiram, além do uso das redes de espera, o uso de um método de captura ativo, como a rede de arrasto, o que permite uma análise espacial mais completa da assembleia de peixes. A eficiência da rede de arrasto na captura de um número maior de táxons e indivíduos deve-se ao fato de a malha dessa arte de pesca ser menor, além de o método ser de busca ativa e não seletivo.

Assim, na interpretação dos resultados aqui obtidos, levamos em consideração o grau de seletividade de dois diferentes métodos de amostragem e que cada método de captura

possui suas limitações com relação aos diferentes tipos de ambientes e comportamentos dos peixes (Lagler, 1971; Hayes, 1983).

A partir dos resultados obtidos neste estudo verificamos que os menores indivíduos foram capturados com a rede de arrasto, enquanto os indivíduos de maior tamanho foram capturados, de forma geral, com as redes de espera. Além da seletividade dos métodos de amostragem, a evidente diferença de captura entre estas duas artes de pesca pode ser atribuída ao tamanho dos indivíduos e à forma de operação destes amostradores em campo. Provavelmente, o tempo de exposição das redes de espera, a profundidade em que foram colocadas e as características do substrato e da vegetação tenham influenciado no número de espécies e de indivíduos capturados. Além disso, conforme afirmam Bertaco *et al.* (1998), pode-se acrescentar que alguns tipos de ambientes são mais bem amostrados por um ou outro método (ambientes rasos, com a rede de arrasto, e locais mais profundos, com redes de espera).

Alguns estudos realizados na região tropical relatam problemas quanto à seletividade dos métodos de captura. A maioria destes problemas é relatada para o tamanho dos peixes (Saul, 1975), captura de espécies pelágicas e bentônicas (Silva, 1982), heterogeneidade do habitat (Garutti, 1988), e diferenças comportamentais (Vianna, 1989). Allen *et al.* (1992), estudando uma assembleia de peixes estuarina verificaram que a eficiência da rede de arrasto foi diretamente dependente do tamanho e do comportamento dos indivíduos. Além disso, as características do habitat também influenciam na eficiência das amostragens. Ambientes onde a água tem maior transparência ou onde há grande quantidade de matéria vegetal restringem o uso de algumas metodologias de amostragem (Sabino & Corrêa e Castro, 1990; São-Tiago, 1990).

Álvarez-Rubio *et al.* (1986) apontam que a diversidade, sensível ao tipo de método de amostragem, poderia aumentar quanto menor fosse o tamanho da malha utilizada, provavelmente porque as redes de espera com malhas maiores deixariam escapar grande parte de indivíduos de espécies de pequeno porte que, em número, poderiam ser dominantes.

A relação entre a seletividade dos amostradores e o tamanho corporal dos peixes coletados (Saul, 1975; Silva, 1982; Allen *et al.*, 1992) também foi observado no presente estudo. Analisando a assembleia de peixes dos ambientes estudados, percebe-se claramente que os dois métodos de amostragem foram complementares, uma vez que a rede de arrasto

capturou exemplares de espécies de pequeno porte e jovens de espécies de grande porte na zona litoral, situação que não seria possível com o uso apenas das redes de espera. As redes de espera completaram a amostragem com indivíduos de maior tamanho e que se localizam na zona pelágica em maiores profundidades.

Na lagoa dos Barros, a rede de arrasto foi bastante eficiente, pois das 51 espécies coletadas nesta lagoa, 46 foram amostradas com esta arte de pesca, sendo 23 espécies coletadas exclusivamente com este amostrador. Apenas cinco espécies foram capturadas exclusivamente com as redes de espera (*A. pantaneiro*, *T. lucenai*, *L. anus*, *Rineloricaria longicauda* e *Rineloricaria quadrensis*).

Na lagoa Corvina a rede de arrasto foi igualmente eficiente, pois das 49 espécies coletadas, 40 foram amostradas com esta arte, sendo 20 espécies coletadas exclusivamente com este método. Das 28 espécies amostradas com redes de espera, nove foram capturadas exclusivamente com este amostrador (*A. pantaneiro*, *Astyanax* sp. 1, *Astyanax* sp. 2, *T. lucenai*, *Hoplosternum littorale*, *Rhamdia quelen*, *L. anus*, *R. quadrensis* e *L. grossidens*).

Na lagoa dos Barros, *H. luetkenii*, *O. jenynsii*, *C. voga*, *H. malabaricus* e *G. brasiliensis* foram abundantes e frequentes nas capturas com ambos os amostradores, enquanto na lagoa Corvina, o mesmo ocorreu para *H. luetkenii*, *O. jenynsii* e *G. brasiliensis*. A representatividade das espécies em abundância e biomassa de indivíduos, e o tamanho dos peixes capturados, no entanto, diferiram entre os amostradores. Caracídeos de pequeno porte, tais como *H. igneus*, *H. luetkenii* e *C. interruptus* e o anablepídeo *J. multidentata* na lagoa dos Barros, e o caracídeo *C. alburnus* na lagoa Corvina, estiveram entre as espécies que mais contribuíram para a dissimilaridade de abundância entre as amostras, uma vez que foram capturadas exclusivamente com a rede de arrasto (exceto *H. luetkenii*). Já as espécies de grande porte, tais como *C. voga*, *G. brasiliensis* e *H. malabaricus* na lagoa dos Barros, e *L. anus*, *H. malabaricus* e *C. voga* na lagoa Corvina, estiveram entre as que mais contribuíram para a dissimilaridade de biomassa entre as amostras, apesar de amostradas com ambos os tipos de redes (com exceção de *L. anus*).

Em ambas as lagoas as redes de espera foram ineficientes na captura de espécies de pequeno porte que foram mais abundantes na rede de arrasto. Mesmo o uso de redes de espera com malhas de menor tamanho não foi suficiente para estimar a abundância e a biomassa dessas espécies, tal como verificado em amostragens nas lagoas Caconde (Hartz, 1997), lagoa

das Custódias (Fialho, 1998) e nas lagoas costeiras estudadas por Artioli (2012) onde alguns desses pequenos peixes sequer foram coletados. Por outro lado, os resultados mostraram que estimativas de abundância de espécies de grande porte e interesse comercial, como *L. anus*, aparentemente só são possíveis com o uso de redes de espera, assim como observado por Artioli (2012).

Estes resultados confirmam os pressupostos de que as técnicas ativas e passivas são complementares na captura de peixes (Olin *et al.*, 2009), e que o uso exclusivo de uma técnica de amostragem pode subestimar a riqueza de espécies (Artioli, 2012). Estudos que utilizaram somente redes de espera, como Schifino *et al.* (2004), coletaram 22 espécies na lagoa Fortaleza, enquanto Artioli (2012), utilizando redes de arrasto e espera, coletaram 39 espécies na mesma lagoa, resultando também em padrões de dominância diferenciados.

A maior representatividade de espécies na rede de arrasto deve-se às características das assembleias ícticas destas lagoas, formadas basicamente por espécies de pequeno porte que se localizam junto às margens, área de abrangência deste método de coleta, sendo as populações destas espécies bem representadas em número de indivíduos.

A baixa similaridade na abundância e na biomassa de indivíduos entre os diferentes amostradores em ambas as lagoas estudadas, e o fato de haver espécies exclusivas a um ou outro amostrador, pode estar relacionada aos habitats propícios para refúgio, alimentação e/ou reprodução das espécies amostradas. Assim, a presença de espécies como pequenos Characiformes e Cyprinodontiformes, muito mais abundantes e/ou exclusivos nas capturas com rede de arrasto, pode ser resultado de diferenças na disponibilidade de alimento entre os diferentes ambientes amostrados com cada tipo de rede, o que influencia consideravelmente cada assembleia. Outro fator importante é o pequeno tamanho destes indivíduos, que encontram refúgios na vegetação de suas margens. Assim, os locais amostrados com redes de espera, por serem ambientes “abertos” e com pouca vegetação, não seriam ambientes propícios para o desenvolvimento de algumas espécies de peixes.

ASSEMBLEIAS DE PEIXES

Estudos sobre a ictiofauna das lagoas costeiras da bacia do rio Tramandaí demonstram o quanto estes ambientes são ricos e diversificados. Esta caracterização se deve a este

ambiente apresentar uma grande variedade de corpos d'água, compreendendo rios, banhados, lagoas isoladas e/ou interconectadas e estuário. Malabarba & Isaia (1992) listaram 73 espécies de peixes exclusivas de água doce nesta região, sendo que destas, 78% ocorrem na região da planície costeira e, recentemente, Malabarba *et al.* (2013) listaram 94 espécies de peixes de água doce na bacia do rio Tramandaí.

Nas lagoas costeiras estudadas no sistema do rio Tramandaí (Silva, 1982 (lagoas Armazém e Tramadaí); Hartz, 1997 (lagoa Caconde); Fialho, 1998 (lagoa das Custódias); Schifino, 2002 e Schifino *et al.*, 2004 (lagoa Fortaleza); Artioli, 2012 (lagoas Itapeva, Quadros, Malvas, Fortaleza, Rondinha e Barros)) e em lagoas costeiras pertencentes à bacia da laguna dos Patos (Chao *et al.*, 1985 (laguna dos Patos); Loebmann & Vieira, 2005 (lagoa do Peixe); Garcia *et al.*, 2006 (lagoas do sistema hidrológico do Taim); Artioli *et al.*, 2009 (lagoa Mangueira)), a maioria das espécies amostradas foi tipicamente de água doce, e as ordens mais representativas foram Characiformes e Siluriformes, seguindo o padrão proposto por Lowe-McConnell (1999) para ictiofauna sul-americana.

Embora a composição da ictiofauna possa variar, Characiformes, Siluriformes e Labriformes são os grupos de água doce característicos de sistemas costeiros (Barnes, 1980; Fernando & Holcik, 1982; Day *et al.*, 1989). Além disso, os Characiformes parecem prevalecer em ambientes lênticos, conforme verificado por Castro & Arcifa (1987), Sunaga & Verani (1991), Palmeira (1993), Veríssimo (1994), Hartz (1997), Fialho (1998), Schifino *et al.* (2004), Artioli *et al.* (2009), Dufech & Fialho (2009) e Artioli (2012).

Nas lagoas dos Barros e Corvina foram capturadas mais da metade das espécies de peixes citadas para a região da bacia do rio Tramandaí por Malabarba *et al.* (2013). Algumas espécies encontradas pertencem a outras bacias hidrográficas, principalmente a da laguna dos Patos, a qual ocupa a maior extensão no Estado (Malabarba, 1989), exceção feita a *Crenicichla maculata*, *G. lacustris*, *R. quadrensis* e *O. ledae*, endêmicas da bacia do rio Tramandaí. Assim, a abundância destas espécies nas lagoas dos Barros e Corvina conferem uma maior importância a estas lagoas estudadas do ponto de vista da conservação da sua biodiversidade.

A riqueza de espécies é um dos parâmetros mais importantes nos estudos de assembleias, uma vez que procura estimar a quantidade de peixes existentes em um determinado local. Este também é um dos parâmetros mais difíceis de determinar na região

Neotropical, principalmente em virtude da grande diversidade de formas e hábitos apresentados pelos peixes, o que faz com que as amostragens apresentem distorções causadas pelos métodos utilizados nas coletas (Santos & Ferreira, 1999).

A riqueza, a composição, a abundância e a biomassa das espécies coletadas foram diferentes em cada tipo de amostrador nas lagoas aqui estudadas. As assembleias de peixes das lagoas dos Barros e Corvina foram compostas, principalmente, por espécies das ordens Characiformes, Siluriformes e Labriformes em ambos os amostradores. No entanto, a representatividade numérica de espécies das diferentes Ordens foi diferente entre os tipos de amostradores, semelhante ao observado por Artioli (2012) em lagoas costeiras da bacia do rio Tramandaí. Levando-se em consideração a quantidade de indivíduos amostrados, ambas as lagoas apresentaram o mesmo padrão, sendo compostas em maior parte por indivíduos das ordens Characiformes e Cyprinodontiformes na rede de arrasto, enquanto nas redes de espera foi maior a ocorrência de Characiformes, Siluriformes e Clupeiformes. Assim, a seletividade observada dos amostradores sugeriu que cada tipo de arte de pesca representou diferentes assembleias de peixes.

Muitos estudos sugerem que na maioria das comunidades animais há poucas espécies abundantes e muitas espécies representadas por poucos indivíduos (Matthews, 1998). Esta afirmação foi confirmada nos resultados do presente estudo, onde as assembleias de peixes nas lagoas dos Barros e Corvina se caracterizaram pelo predomínio de poucas espécies abundantes em ambos os métodos de amostragem e com distribuição espacial restrita. Quinn (1980) e Day *et al.* (1989) reforçam estes resultados, afirmando que a assembleia de peixes em ambientes temperados é dominada por poucas espécies abundantes e, além disso, as variações sazonais de temperatura e luminosidade refletiriam períodos de condições abióticas desfavoráveis para determinadas espécies. Além disso, o fato de as lagoas dos Barros e Corvina serem oligotróficas, com baixa produção primária (concentração de nutrientes), pode ser um dos fatores responsáveis pela baixa quantidade de espécies mais abundantes.

Na lagoa dos Barros apenas seis espécies apresentaram abundância relativa superior a 5% na rede de arrasto (*J. multidenata*, *H. igenus*, *H. luetkenii*, *C. interruptus*, *A. eigenmanniorum* e *C. alburnus*), e sete apresentaram abundância relativa superior a 5% nas redes de espera (*L. grossidens*, *C. voga*, *G. brasiliensis*, *H. luetkenii*, *Astyanax* sp. 1, *Astyanax* sp. 2 e *O. ledae*). Na lagoa Corvina três espécies apresentaram abundância relativa superior a

5% na rede de arrasto (*C. alburnus*, *H. luetkenii* e *J. multidentata*), enquanto sete apresentaram abundância relativa superior a 5% nas redes de espera (*L. anus*, *L. grossidens*, *G. brasiliensis*, *Astyanax* sp. 1, *C. voga*, *O. jenynsii* e *H. luetkenii*).

Também foi observado que as espécies nas lagoas dos Barros e Corvina que ocorreram somente em alguns dos pontos de coleta tiveram como característica em comum a raridade nas coletas. Este é o caso de *Gymnotus* aff. *carapo*, *Brachyhyopomus draco*, *B. gauderio* e *S. marmoratus* que só foram amostradas na lagoa dos Barros no ponto B4A, e *A. pantaneiro* e *R. quadrensis* somente amostradas no ponto B3E. O mesmo ocorreu na lagoa Corvina, onde *A. anisitsi*, *Mimagoniates inequalis*, *C. saladensis*, *Heptapterus sympterygium*, *Phalloptychus iheringii*, *B. draco* e *S. marmoratus* somente foram amostradas no ponto C1A, *H. littorale* somente coletada em C2E, e *R. quelen* somente amostrada em C1E.

Esta distribuição restrita a determinados locais poderia ser explicada porque as condições ambientais encontradas nos pontos onde foram amostradas não sejam propícias para o desenvolvimento destas espécies, ou então, que tenham sido capturadas ao acaso. Este padrão de ocorrência também pode ser resultado da variação entre as espécies na capacidade de dispersão, ou alternativamente, da seletividade de habitat e interações populacionais. Possivelmente, as espécies com distribuição espacial mais ampla são abundantes nas lagoas e não apresentam limitação para a dispersão devido às estratégias adaptativas que as capacitam a explorar os ambientes sazonalmente. Por outro lado, espécies com distribuição espacial restrita podem apresentar limitada capacidade de dispersão, sem estratégias adaptativas evidentes para a exploração sazonal de outros ambientes (Granado-Lorencio *et al.*, 2005).

Garutti (1988) afirma que a constância de ocorrência de espécies de peixes é importante na caracterização de qualquer ponto em um curso d'água. É também uma medida que pode evidenciar um possível efeito das variações sazonais sobre as assembleias (Uieda, 1984). Considerando as diferentes artes de pesca empregadas, o número de espécies constantes foi elevado em ambas as lagoas e observou-se que as espécies constantes também foram as mais abundantes. O alto número de espécies constantes é consequência do caráter isolado destes corpos d'água, enquanto em rios, ou em sistemas interligados, a composição é mais dinâmica, não ocorre grande deslocamento de peixes de um ambiente a outro, e a ocorrência de espécies constantes é menor (Lowe-McConnell, 1975). Resultados semelhantes

foram observados por Lucena *et al.* (1994), Hartz (1997), Bruschi Jr. (1998), Fialho (1998), Schifino *et al.* (2004) e Dufech & Fialho (2009).

Variações espaciais

Uma questão central em ecologia é estudar como as condições ambientais e os processos bióticos determinam a abundância e a distribuição das espécies (Brown, 1984). Os padrões espaciais e sazonais em assembleias de peixes são resultados de complexas relações ecológicas entre as espécies, estando limitados pelas características ambientais de cada ecossistema e pela sua composição, os quais estabelecem mecanismos de variações espaço-temporais no uso do espaço limitado (Welcomme, 1979).

Ricklefs (1987) chamou a atenção que estas explicações jamais serão respondidas em uma escala local. Contudo, fatores locais incluindo variáveis bióticas e abióticas, como o tamanho e volume do corpo d'água, profundidade, temperatura (e, conseqüentemente, o fotoperíodo), pluviosidade, vegetação e tipo de substrato, determinam o sucesso ou o fracasso das espécies e das assembleias na extensão dos corpos d'água dentro dos limites da distribuição geográfica dos peixes. Hinch *et al.* (1991), levando em consideração esta afirmativa, revisaram estudos feitos em lagos de clima temperado e verificaram que a maioria destes trabalhos são realizados em um ou poucos ambientes, e consideram que estudos em pequena escala temporal e espacial somente levam em consideração os processos bióticos na determinação da estrutura de uma assembleia (competição e predação), eliminando o papel de muitas variáveis abióticas. Por outro lado, estudos em larga escala têm demonstrado que variações biogeográficas e gradientes físicos e químicos dos corpos d'água são os responsáveis por muitos dos padrões de composição e abundância de peixes em lagos norte-americanos.

Nas lagoas aqui estudadas, certamente só será possível explicar com maior segurança as variações espaciais e sazonais nas abundâncias das espécies se estudos em maior escala forem realizados. Ou seja, mais lagoas a serem estudadas na mesma região biogeográfica e por um período maior de tempo. Estudar somente as lagoas dos Barros e Corvina no período de 12 meses não capacita plenamente o pesquisador a explicar seus processos de estrutura e dinâmica das assembleias de peixes. Desta forma, o presente estudo nas lagoas dos Barros e Corvina seria uma mera “fotografia” das assembleias de peixes destas lagoas e de como elas

se comportam neste curto período de tempo. Reforça-se, assim, a importância de estudos em longo prazo, tão difíceis, hoje, de serem realizados (Hartz, 1997).

A ocorrência de uma determinada espécie em um dado local pode depender de vários fatores, tais como os ambientais, como a variação das temperaturas da água e do ar (Magnuson *et al.*, 1979; Jaureguizar *et al.*, 2003; Finstad, 2005; Li & Gelwick, 2005; Wolter, 2007; Cussac *et al.*, 2009), pluviosidade (Agostinho *et al.*, 1995; Matthews, 1998; Garcia & Vieira, 2001; Garcia *et al.*, 2003; Lake, 2003; Freitas & Garcez, 2004; Thomé-Souza & Chao, 2004; Magalhães *et al.*, 2007; Sousa & Freitas, 2008; Saccol-Pereira & Fialho, 2010), profundidade (Schlosser, 1982; Petry *et al.*, 2003), e os fatores comportamentais, como estratégias reprodutivas, relações predador-presa, competição e, principalmente, da disponibilidade de alimento (Amezcu-Linares, 1977; Junk *et al.*, 1983; Rahel, 1984; Savino & Stein, 1989; Gophen *et al.*, 1993; Venugopal & Winfield, 1993).

Os ambientes amostrados (zonas litoral e pelágica) com as diferentes artes de pesca em ambas as lagoas apresentaram características peculiares, que influenciaram direta e indiretamente na ictiofauna de cada um destes locais.

Conforme os indivíduos apresentam diferenças na probabilidade de colonizar um tipo de ambiente, devido à capacidade de dispersão e efeitos da variação entre os habitats, um grupo de ambientes com características físicas similares pode apresentar-se diferente no que diz respeito à composição de espécies (Olden *et al.*, 2001). Essa afirmação corrobora alguns dos resultados encontrados no presente estudo ao sugerir que existe uma diferenciação no uso dos habitats pelas espécies de peixes amostradas com rede de arrasto, levando à formação de diferentes grupos de espécies co-ocorrentes. No presente estudo, os grupos de espécies co-ocorrentes que mais se diferenciaram são representados por aquelas espécies características de locais com maior ou menor quantidade de vegetação, tipos diferenciados de substrato e diferentes profundidades, o que levou à diferenciação na abundância de indivíduos entre os pontos amostrais.

Na lagoa dos Barros, os resultados dos gráficos de ordenação e das análises de similaridade e de variância revelaram uma marcante diferença espacial na abundância e biomassa das espécies coletadas com rede de arrasto. No entanto, o mesmo não foi observado para as redes de espera. As análises de SIMPER, na rede de arrasto, mostraram diferenças espaciais na abundância de espécies causadas principalmente por *H. igneus*, *J. multidentata*,

H. luetkenii, *C. interruptus*, *A. eigenmanniorum*, *C. alburnus* e *O. ledae*, e diferenças espaciais na biomassa causadas principalmente por *J. multidentata*, *H. igneus*, *A. eigenmanniorum*, *H. luetkenii*, *C. interruptus*, *C. alburnus*, *C. voga*, *H. malabaricus*, *C. portalegrense*, *Australoheros* sp. e *G. brasiliensis*.

Relacionando as espécies mais abundantes e com maiores valores de biomassa com os locais amostrados com rede de rasto na lagoa Barros, verificamos que no ponto B1A (o qual apresenta substrato arenoso, escassa vegetação e baixa profundidade), *J. multidentata* foi a espécie dominante neste ambiente. Esta espécie é característica de ambientes rasos de fundo arenoso com escassa vegetação (Fontoura *et al.*, 1994; Goyenola *et al.*, 2011; Malabarba *et al.*, 2013). No ponto B2A (substrato composto por areia e lodo, vegetação pouco abundante e profundidade moderada), as espécies mais abundantes, frequentes e com maior biomassa foram *J. multidentata*, *C. interruptus*, *H. luetkenii* e *A. eigenmanniorum*, sendo as três últimas geralmente associadas a ambientes com maior quantidade de vegetação (Dufech & Fialho, 2009). Em B3A (substrato composto por areia e lodo, vegetação marginal e submersa abundante, vegetação emergente pouco abundante e profundidade moderada, com poças temporárias junto à lagoa de junho a novembro), as espécies mais abundantes, frequentes e entre as mais pesadas foram *H. igneus*, *C. interruptus* e *J. multidentata*, sendo as duas primeiras geralmente associadas a locais com maior quantidade de vegetação e fundo arenoso ou lodoso (Dufech & Fialho, 2009). O ponto B4A (substrato lodoso, vegetação muito abundante e maior profundidade) foi o local de amostragem mais protegido da ação dos ventos e as espécies mais abundantes, frequentes e entre as mais pesadas foram *H. igneus* e *H. luetkenii*, comuns em ambientes com grande quantidade de vegetação aquática (Dufech & Fialho, 2009).

Na lagoa Corvina, os resultados dos gráficos de ordenação e das análises de similaridade e de variância revelaram uma marcante diferença espacial na abundância dos indivíduos coletados com rede de arrasto, mas não para a biomassa. Quanto às redes de espera, não foram verificadas diferenças espaciais significativas na abundância e na biomassa dos indivíduos amostrados. As análises de SIMPER, na rede de arrasto, mostraram diferenças espaciais na abundância de espécies causadas principalmente por *C. alburnus*, *H. luetkenii*, *A. eigenmanniorum*, *P. platana* e *J. multidentata*.

Relacionando as espécies mais abundantes com os locais amostrados com rede de arrasto na lagoa Corvina, verificamos que no ponto amostral C1A (substrato constituído por areia e, em menor proporção, lodo, vegetação marginal e emergente abundante, vegetação submersa pouco abundante e baixa profundidade), a espécie *C. alburnus* foi dominante, seguida de *P. platana*. Ambas as espécies são características de ambientes com substrato arenoso e escassa vegetação (Malabarba *et al.*, 2013). No ponto C2A (substrato semelhante a C1A, além de vegetação marginal abundante, enquanto as macrófitas submersas e emergentes são escassas e profundidade moderada), as espécies mais abundantes, frequentes e com altos valores de biomassa foram *C. alburnus* e *H. luetkenii*, seguidas de *J. multidentata*, *C. ibicuhiensis* e *A. eigenmanniorum*. *Cheirodon ibicuhiensis* é uma espécie característica de ambientes com substrato arenoso com vegetação marginal, enquanto, conforme citado anteriormente, *H. luetkenii* e *A. eigenmanniorum* preferem ambientes com maior quantidade de vegetação (Dufech & Fialho, 2009).

Apesar de não terem sido verificadas diferenças espaciais significativas nos valores de abundância e biomassa dos indivíduos capturados com redes de espera em ambas as lagoas, traçamos a seguir uma comparação entre os pontos de coleta em relação às suas espécies. Nos locais amostrados com redes de espera na lagoa dos Barros, o ponto B1E (substrato arenoso, vegetação escassa e profundidade muito alta) apresentou as seguintes espécies mais abundantes e entre as mais pesadas: *O. ledae*, *G. brasiliensis* e *C. voga*. Em B2E (com características ambientais semelhantes ao ponto B1E) as espécies mais abundantes e entre as mais pesadas estão *L. grossidens*, *G. brasiliensis*, *H. luetkenii* e *C. voga*, apesar de *G. brasiliensis* ser uma espécie característica de locais menos profundos (Malabarba *et al.*, 2013) e *H. luetkenii* estar comumente associada a ambientes com maior quantidade de vegetação (Dufech & Fialho, 2009). Em B3E (com características ambientais semelhantes aos pontos B1E e B2E), um local protegido da ação dos ventos, as espécies mais abundantes e entre as mais pesadas foram *C. voga*, *G. brasiliensis*, *L. anus*, *H. luetkenii*, *Astyanax* sp. 2 e *Astyanax* sp. 1. Na lagoa Corvina, no ponto amostral C1E (substrato arenoso, vegetação emergente escassa e profundidade muito alta), *L. grossidens* e *L. anus* foram as espécies mais abundantes e com altos valores de biomassa, enquanto no ponto C2E (com características ambientais semelhantes ao ponto C1E), *L. anus*, *G. brasiliensis*, *Astyanax* sp. 1 e *C. voga* foram as espécies mais abundantes e com altos valores de biomassa.

Os pontos amostrados com redes de espera em ambas as lagoas caracterizam-se, principalmente, por serem ambientes pelágicos de águas livres ou “abertos”. Este fator reflete consideravelmente na ictiofauna local, sendo algumas espécies de peixes características deste tipo de ambiente, como indivíduos adultos de *Astyanax* sp. 1, *Astyanax* sp. 2, *C. voga*, *L. anus*, *L. grossidens*, *T. lucenai*, *O. jenynsii* e *O. ledae*, e outras espécies nem tão características de águas “abertas”, como *G. brasiliensis*, *H. luetkenii* e *H. malabaricus*.

Lagoas subtropicais são caracterizadas pela maior dominância e abundância de peixes de pequeno porte, maior agregação de peixes nas margens em áreas vegetadas, maior abundância de peixes onívoros e menor de piscívoros (Jeppesen *et al.*, 2005; Meerhoff *et al.*, 2007; Teixeira de Mello *et al.*, 2009; Sinistro, 2010). A ictiofauna dos locais amostrados com rede de arrasto nas lagoas dos Barros e Corvina apresentaram este padrão. Os lambaris, e o anablepídeo *J. multidentata*, por serem espécies de pequeno porte, estão entre as espécies de peixes de água doce mais frequentes e abundantes na região subtropical (Géry, 1977; Teixeira de Mello *et al.*, 2009; Goyenola *et al.*, 2011) e parecem ter um grande impacto sobre os ecossistemas lacustres, por serem de grande importância como fonte de alimento para peixes piscívoros (Barbieri & Barbieri, 1988). Resultados semelhantes foram encontrados por Smith & Barrella (2000) em lagoas marginais do rio Sorocaba, onde Characiformes de pequeno porte foram mais abundantes na assembleia. Além disso, Agostinho & Júlio Jr. (1999), estudando peixes da bacia do alto rio Paraná, também relatam que as comunidades das lagoas são compostas em sua maioria por espécies de pequeno porte e indivíduos jovens das espécies de grande porte.

A variação na quantidade de vegetação, profundidade e os diferentes tipos de substrato encontrados nos diferentes pontos amostrados com rede de arrasto em ambas as lagoas caracterizaram-se como um importante habitat para muitas espécies de peixes, onde se refugiam de seus predadores e, ao mesmo tempo, encontram seu alimento e locais para reprodução.

A importância da vegetação para peixes de água doce é bem documentada nos trabalhos de Gorman & Karr (1978), Argermeier & Karr (1983), Rozas & Odum (1987) e Pusey *et al.* (1993). A vegetação aquática consiste em um biótopo que apresenta uma alta produção e tem grande importância ecológica por servir de abrigo (Werner *et al.*, 1981; Venugopal & Winfield, 1993), fonte de alimento e local de desova para várias espécies de

animais aquáticos e terrestres (Junk, 1973; Welcomme, 1979, 1985; Castro & Arcifa, 1987; Schaefer *et al.*, 1994), propiciando assim uma maior diversidade de microhabitats (Delariva *et al.*, 1994; Persson & Eklöv, 1995; Jeppesen *et al.*, 1997; Meschiatti *et al.*, 2000; Casatti *et al.*, 2003; Mazzeo *et al.*, 2003; Meerhoff *et al.*, 2003; Moretti *et al.*, 2003; Pfeifer & Pitoni, 2003; Pelicice & Agostinho, 2006) sendo, além disso, um bom local de forrageio para peixes piscívoros. Segundo Veríssimo (1994), as macrófitas aquáticas são um ótimo estoque de alimento, principalmente plâncton, para alevinos. Muitas espécies de peixes utilizam a associação de pequenos organismos que vivem ao redor dos caules e raízes das plantas aquáticas como fonte alimentar, principalmente insetos, microcrustáceos e moluscos, bem como se alimentam da própria vegetação. Além disso, os locais de alimentação de peixes coincidem, geralmente, com os de maior densidade de espécies (Benedito-Cecílio, 1994).

A quantidade de matéria orgânica encontrada no substrato em alguns pontos amostrais também pode ter influenciado a ictiofauna local, pois além de servir de alimento para várias espécies de peixes, principalmente àquelas consideradas detritívoras, como os birus (Hartz *et al.*, 1997) e os cascudos (Bowen, 1983), serve como fonte alimentar para diversos invertebrados aquáticos que são considerados o principal item da dieta de várias espécies de peixes.

Segundo Álvarez-Rubio *et al.* (1986) a abundância de peixes pode flutuar desde espécies muito comuns até raras, podendo algumas ser abundantes em número de indivíduos, mas diferir substancialmente em peso. Assim, quando se observa a biomassa das assembleias de peixes coletadas com rede arrasto nas lagoas dos Barros e Corvina, verifica-se que nem todas as espécies que apresentaram alta abundância numérica também o foram em biomassa, sendo que espécies de pequeno porte, bastante abundantes em número, não o foram em biomassa. Estes maiores valores de biomassa passam a ser representados por espécies de tamanho maior, que apresentam um peso maior. Esta afirmação foi observada no presente estudo, onde espécies reprodutivamente maduras de grande porte, dominantes nos locais amostrados com redes de espera, também foram ocasionalmente encontradas nas áreas amostradas com rede de arrasto, porém em número reduzido de indivíduos, como a traíra (*H. malabaricus*), os peixes-cachorro (*O. jenynsii* e *O. robustus*), a joaninha (*C. lepidota*) e o biru (*C. voga*).

Em sistemas lacustres, Robinson & Wilson (1994) e Grossman *et al.* (1998), verificaram que a diversificação do habitat parece ser o principal mecanismo que permite a coexistência de peixes, enquanto Jackson *et al.* (1992) sugeriram que as diferenças relacionadas com os habitats e os efeitos de predação, em vez de competição, é o que estrutura as assembleias de peixes em lagoas. Embora não haja consenso sobre o papel da competição na estruturação de assembleias de peixes em lagoas, a ampla literatura associada à partilha de recursos sugere que a competição pode desempenhar um papel importante na organização local das assembleias (Ross, 1986). Atualmente, os estudiosos de ecologia de peixes defendem que a competição pode ser importante, mas somente ao lado de uma variedade de outros fatores, tais como variações dos parâmetros químicos e físicos da água, heterogeneidade espacial, produtividade do habitat, predação, entre outros (Pianka, 1983; Wiens, 1984; Krebs, 1986).

Assim, acreditamos que as variações espaciais verificadas na abundância e biomassa nas assembleias de peixes amostradas com rede de arrasto das lagoas dos Barros e Corvina foram ocasionadas por diversos fatores, tais como preferências por diferentes características físicas de cada local amostrado, épocas do ano, estratégias reprodutivas e alimentares, relações predador-presa, competição, entre outros.

Variações sazonais

Do mesmo modo que a importância das espécies pode variar espacialmente, suas abundâncias também podem mudar sazonalmente (Begon *et al.*, 1990), e o mesmo pode ser aplicado às suas biomassas. As diferenças sazonais de abundância e biomassa das espécies amostradas foram evidenciadas não só pela comparação dos dados em análises de ordenação, como também corroboradas pelas análises de similaridade e de variância, para ambos os amostradores, em ambas as lagoas.

A abundância e a biomassa total das assembleias de peixes das lagoas dos Barros e Corvina foram maiores nos meses de primavera e verão. Levando-se em consideração o tipo de amostrador, a rede de arrasto segue o mesmo padrão para a abundância e biomassa total das lagoas. No entanto, para as redes de espera, os maiores valores de abundância e biomassa ocorreram nos meses de outono e inverno em ambas as lagoas.

Na rede de arrasto na lagoa dos Barros, as análises de SIMPER mostraram diferenças sazonais na abundância de indivíduos causadas principalmente pelas espécies *H. igneus*, *J. multidentata*, *C. interruptus*, *H. luetkenii*, *A. eigenmanniorum* e *C. alburnus*, e diferenças sazonais na biomassa causadas principalmente por *J. multidentata*, *H. igneus*, *A. eigenmanniorum*, *H. luetkenii*, *C. interruptus*, *C. alburnus* e *C. voga*. Já na lagoa Corvina, as análises de similaridade percentual na rede de arrasto, mostraram diferenças sazonais na abundância causadas principalmente por *C. alburnus*, *H. luetkenii*, *J. multidentata*, *P. platana* e *A. eigenmanniorum*, e diferenças sazonais na biomassa causadas principalmente por *C. alburnus*, *H. luetkenii*, *A. eigenmanniorum*, *G. brasiliensis* e *C. ibicuiensis*.

Podemos relacionar a variação sazonal da abundância e da biomassa das espécies citadas anteriormente aos seus respectivos períodos reprodutivos e, conseqüentemente, às áreas preferenciais de habitat para desova, alimentação e abrigo, conforme discutido a seguir. Além disso, vários trabalhos sugerem que alterações na abundância e diversidade de espécies nas assembleias de peixes estejam relacionadas a uso de diferentes habitats associados com atividades de alimentação (Winemiller, 1989; Copp & Jurajda, 1993; Piet & Guruge, 1997; Grenouillet *et al.*, 2002; Okun *et al.*, 2005; Saccol-Pereira, 2008; Saccol-Pereira & Fialho, 2010).

Jenynsia multidentata é encontrada preferencialmente em locais rasos, com substrato arenoso e de vegetação escassa a moderada (Fontoura *et al.*, 1994; Mai *et al.*, 2007; Goyenola *et al.*, 2011). Apresenta dieta omnívora, alimentando-se de macrófitas, algas, adultos e larvas de insetos aquáticos, microcrustáceos e peixes juvenis (Mai *et al.*, 2006; Quintans *et al.*, 2009; Fernández *et al.*, 2012). Além disso, possui alta capacidade reprodutiva (Fontoura *et al.*, 1994; Novaes & Andreatta, 1996; Mai *et al.*, 2007), sendo que o seu ciclo anual pode contar com duas coortes: indivíduos nascidos de dezembro a março reproduzem de setembro a novembro, e os nascidos de setembro a novembro se reproduzem a partir de março (Garcia *et al.*, 2004). Na lagoa dos Barros esta espécie apresentou elevados valores de abundância e biomassa em quase todas as estações do ano nos pontos amostrais B1A e B3A, e também nos meses de verão em B2A, coincidindo com seu período reprodutivo.

Exemplares adultos do peixe-rei *O. ledae* são encontrados na coluna d'água em locais sem vegetação ou próximos a manchas de junco e com fundo arenoso (Kleerekoper, 1945; Becker, 1995; Fialho, 1998; Hartz, 1997; Dufech & Fialho, 2009), alimentando-se

principalmente de zooplâncton (Becker *et al.*, 2003). Os indivíduos maduros são encontrados nos meses de inverno e primavera, e sua desova ocorre ao longo de todo o ano (Becker, 1995). Os juvenis são encontrados em margens rasas de substrato arenoso com escassa vegetação, característica apresentada pelo ponto B1A na lagoa dos Barros, onde a abundância de juvenis desta espécie foi elevada, especialmente nos meses de inverno. Possivelmente esta espécie de peixe-rei utiliza as águas rasas de substrato arenoso e escassa vegetação deste ponto amostral como área de berçário.

O clupeídeo *P. platana* é comumente encontrado em ambientes abertos sem vegetação (Malabarba *et al.*, 2013), onde alimenta-se de microcrustáceos e organismos do zooplâncton (Aguiaro *et al.*, 2003). Reproduz-se durante os meses de primavera e verão (Fialho *et al.*, 2000). Esta espécie foi particularmente abundante na lagoa Corvina nos pontos C1A e C2A, nos meses de verão e outono.

Entre os lambaris, *C. alburnus* é encontrada principalmente nas margens com substrato arenoso, sem vegetação e próxima a manchas de juncos (Malabarba *et al.*, 2013). Apresenta dieta insetívora-zooplancívora, consumindo microcrustáceos, Diptera e Collembola, estes últimos vivendo associados a folhas ou raízes submersas de macrófitas aquáticas (Vilella *et al.*, 2002). Seu período reprodutivo é longo, dos meses de inverno aos de verão, com desovas parceladas e mais intensas quando as temperaturas estão mais elevadas (Aguzzoli, 2009; Artioli *et al.*, 2009). Esta espécie foi bastante abundante e pesada na lagoa dos Barros no ponto B1A nos meses de inverno e no ponto B3A nos meses de verão, enquanto na lagoa Corvina esta espécie foi dominante em todas as estações do ano nos pontos C1A e C2A. *Astyanax eigenmanniorum* geralmente está associada a locais com maior quantidade de vegetação (Dufech & Fialho, 2009), onde se alimenta principalmente de vegetais e insetos (Vilella *et al.*, 2002; Saccol-Pereira, 2008). Seu período reprodutivo é longo, iniciando nos meses de inverno e estendendo-se até os meses de verão (Fialho, 1998; Gelain, 2000). Esta espécie apresentou altos valores de abundância e biomassa na lagoa dos Barros nos pontos B1A nos meses de inverno, em B2A nos meses de outono e primavera, e em B3A nos meses de outono, enquanto na lagoa Corvina foi abundante e pesada nos meses de primavera e inverno nos pontos C1A e C2A. *Hyphessobrycon igneus* é encontrada próxima às margens junto a grandes quantidades de macrófitas aquáticas (Dufech & Fialho, 2009), onde apresenta dieta invertívora, com preferência por organismos planctônicos (Soneira *et al.*, 2006). Seu período reprodutivo é longo, dos meses de inverno aos de verão, com mais de uma

coorte reprodutiva no ano e desova parcelada com picos em setembro, outubro e fevereiro (Longoni, 2012). Esta espécie foi dominante em quase todas as estações no ponto B3A e foi a espécie mais abundante e pesada no ponto B4A na lagoa dos Barros. *Hyphessobrycon luetkenii* apresenta preferência por locais com maior quantidade de vegetação (Graciolli *et al.*, 2003; Dufech & Fialho, 2009), onde alimenta-se de plantas, algas e microcrustáceos (Graciolli *et al.*, 2003). Seu período reprodutivo pode se intensificar nos meses de primavera e verão, desovando nos meses de outono e inverno (Fialho, 1998). Na lagoa dos Barros esta espécie apresentou altos valores de abundância e biomassa nos meses de verão em B2A, nos meses de outono em B3A, e em todas as estações do ano no ponto B4A, porém com baixa biomassa. Na lagoa Corvina esta espécie foi abundante e pesada nos meses de verão no ponto C2A.

Cheirodon interruptus está geralmente associada a locais de substrato arenoso ou lodoso com maior quantidade de vegetação (Dufech & Fialho, 2009). Sua dieta é composta, em grande parte, por itens de origem vegetal, enquanto sedimento, microcrustáceos e insetos autóctones são menos frequentes (Dias, 2007). Seu período reprodutivo é longo, iniciando em setembro e estendendo-se até fevereiro, com desovas parceladas (Oliveira *et al.*, 2002). Esta espécie foi abundante na lagoa dos Barros nos pontos B2A e B3A nos meses de primavera e inverno, onde também apresentou altos valores de biomassa. *Cheirodon ibicuiensis* é normalmente encontrada junto às margens com grande concentração de macrófitas aquáticas e preferencialmente em substrato arenoso (Dufech & Fialho, 2009), onde se alimenta de matéria vegetal e algas (Dias, 2007). Apresenta período reprodutivo longo, entre setembro a fevereiro, com desovas parceladas (Oliveira *et al.*, 2002). Embora os jovens desta espécie estejam presentes durante quase todo o ano, são mais frequentes nos meses de fevereiro e agosto, sugerindo ser este principal período de recrutamento. Esta espécie foi bastante abundante e pesada na lagoa Corvina nos meses de outono no ponto amostral C2A.

Algumas espécies amostradas na rede de arrasto apresentaram altos valores de biomassa e baixos valores de abundância devido à amostragem de indivíduos adultos em alguns pontos amostrais em ambas as lagoas. Na lagoa dos Barros, é o caso das espécies *H. malabaricus* e *G. brasiliensis* (amostradas nos meses de inverno) no ponto B2A; *C. voga* (nos meses de inverno e primavera) e *C. portalegrense* (nos meses de verão) no ponto B3A; e *C. voga* e *G. brasiliensis* (nos meses de inverno), *S. marmoratus*, *C. portalegrense*, *H. malabaricus*, *G. brasiliensis* e *C. lepidota* (nos meses de primavera), e *H. malabaricus*, *C.*

portalegrense e *S. marmoratus* (nos meses de verão) no ponto B4A. Na lagoa Corvina, o mesmo ocorreu para as espécies *H. malabaricus* (nos meses de inverno) e *G. brasiliensis* (nos meses de primavera) no ponto amostral C1A; e *G. brasiliensis* e *H. malabaricus* (nos meses de inverno) e *G. brasiliensis* (nos meses de primavera) em C2A.

Na lagoa dos Barros, as análises de SIMPER nas redes de espera, mostraram diferenças sazonais na abundância de espécies causadas principalmente por *C. voga*, *L. grossidens*, *G. brasiliensis*, *Astyanax* sp. 2, *H. luetkenii*, *O. ledae* e *T. lucenai*, e diferenças sazonais na biomassa causadas principalmente por *C. voga*, *G. brasiliensis*, *L. grossidens*, *H. malabaricus*, *L. anus* e *T. lucenai*. Já na lagoa Corvina, as análises de similaridade percentual nas redes de espera, mostraram diferenças sazonais na abundância de espécies causadas principalmente por *C. voga*, *L. anus*, *O. jenynsii*, *Astyanax* sp. 1, *L. grossidens* e *O. ledae*, e diferenças sazonais na biomassa causadas principalmente por *C. voga*, *L. anus*, *O. jenynsii*, *H. malabaricus* e *G. brasiliensis*.

Assim como inferido anteriormente para as espécies mais abundantes amostradas com a rede de arrasto, podemos relacionar a variação sazonal da abundância e da biomassa das espécies coletadas com redes de espera citadas acima aos seus respectivos períodos reprodutivos e, conseqüentemente, às áreas preferenciais de habitat para reprodução, alimentação e abrigo, conforme discutido a seguir.

O manjubão *L. grossidens* é comumente encontrado na coluna d'água associado a manchas de junco (Fialho, comunicação pessoal). Quando jovem alimenta-se de microcrustáceos e quando adulto é essencialmente ictiófago, mas também pode consumir crustáceos e insetos (Bortoluzzi *et al.*, 2006; Oliveira-Neto *et al.*, 2010). Seu período reprodutivo é longo, dos meses de outono aos de inverno (García *et al.*, 2010) e os jovens são encontrados durante todo o ano, com maior abundância nos meses de primavera, verão e outono (Costa & Conceição, 2009; Anacleto & Gomes, 2010). Esta espécie apresentou maior abundância e biomassa na lagoa dos Barros nos meses de outono, inverno e verão no ponto amostral B2E, e nos meses de verão no ponto B3E. Na lagoa Corvina, foi mais abundante e pesada nos meses de verão no ponto C1E, e nos meses de outono em C2E.

O ciclídeo *G. brasiliensis* é uma espécie característica de locais de baixa profundidade (Malabarba *et al.*, 2013), alimentando-se de invertebrados e algas que captura junto ao substrato (Abelha & Goulart, 2004). Sua reprodução ocorre entre os meses de primavera e

verão (Mazzoni & Iglesias-Rios, 2005). Esta espécie foi bastante abundante e pesada na lagoa dos Barros, especialmente no ponto B1E nos meses de outono e verão, no ponto B2E nos meses de outono, primavera e verão, e no ponto B3E nos meses de primavera. Também foi abundante e com altos valores de biomassa na lagoa Corvina, nos meses de primavera no ponto C1E, e nos meses de outono, primavera e verão em C2E.

O peixe-rei *O. ledae* é geralmente encontrado na coluna d'água, onde alimenta-se de zooplâncton (Becker *et al.*, 2003). Indivíduos maduros são mais comumente observados durante os meses de inverno e no começo da primavera, enquanto a desova ocorre ao longo de todo o ano (Becker, 1995). *Odontesthes ledae* apresentou valores de abundância e biomassa elevados nos meses de outono e inverno na lagoa dos Barros nos pontos amostrais B1E e B2E. O mesmo ocorreu na lagoa Corvina, onde esta espécie apresentou altos valores de abundância e biomassa nos meses de inverno em C1E, e nos meses de outono em C2E.

Entre os Characiformes, o biru *C. voga* é encontrado em menores profundidades, junto ao substrato, onde se alimenta de detritos e fitoplâncton (Hartz & Barbieri, 1993a; Schifino, 1997; Corrêa & Piedras, 2008). Seu período reprodutivo é longo, dos meses de inverno ao fim da primavera (Schifino *et al.*, 1998). Esta espécie foi bastante abundante e pesada na lagoa dos Barros, especialmente nos meses de outono e inverno no ponto B1E, nos meses de inverno e verão em B2E, e nos meses de outono, inverno e primavera em B3E. Na lagoa Corvina esta espécie também apresentou elevados valores de abundância e biomassa, especialmente nos meses de inverno em C1E, e nos meses de outono e inverno em C2E. A traíra *H. malabaricus* é normalmente encontrada junto à vegetação aquática (Dufech & Fialho, 2009), mas foi abundante nas amostragens com redes de espera, capturada na zona pelágica. A alimentação dos alevinos desta espécie é composta por plâncton, quando jovens alimentam-se de insetos e crustáceos, e quando adultos passam a apresentar o hábito carnívoro (Malabarba *et al.*, 2013). Reproduz-se entre os meses de inverno e verão (Malabarba *et al.*, 2013). Na lagoa dos Barros, foi amostrada em grande abundância e biomassa nos meses de primavera nos três pontos amostrados com redes de espera, enquanto na lagoa Corvina, foi mais abundante e pesada nos meses de outono em C1E, e nos meses de primavera em C2E. *Oligosarcus jenynsii* é encontrada na coluna d'água, apresentando o hábito alimentar carnívoro tendendo à piscivoria (Hartz *et al.*, 1996; Hermes-Silva *et al.*, 2004, Nunes & Hartz, 2006). Seu período reprodutivo se estende dos meses de inverno até a primavera (Hartz *et al.*, 1997; Fialho *et al.*, 1998; Nunes *et al.*, 2004). Esta espécie foi bastante abundante e pesada

nos meses de inverno na lagoa dos Barros nos pontos B1E e B3E, enquanto na lagoa Corvina apresentou o mesmo padrão de abundância e biomassa nos meses de inverno em C2E, sendo também bastante abundante nos meses de primavera no ponto C1E.

Apesar do lambari *H.luetkenii* apresentar preferência por locais com maior quantidade de vegetação (Graciolli *et al.*, 2003; Dufech & Fialho, 2009), esta espécie foi bastante abundante nas redes de espera nos meses de outono e primavera nos pontos B2E e B3E na lagoa dos Barros, e em C2E na lagoa Corvina.

Entre os Siluriformes, o cascudo-viola *L. anus* está geralmente associado ao substrato arenoso ou lodoso e com vegetação escassa, apresentando maior atividade diurna (Petry & Schulz, 2000). É uma espécie omnívora, alimentando-se de matéria vegetal e zooplâncton (Petry & Schulz, 2000), e sua reprodução ocorre nos meses de primavera e verão (Bruschi Jr. *et al.*, 1997). Esta espécie apresentou os maiores valores de abundância e biomassa nos meses de outono no ponto B1E, e nos meses de primavera e verão em B3E, na lagoa dos Barros. Na lagoa Corvina, *L. anus* foi a espécie que apresentou os maiores valores de abundância e biomassa, especialmente nos meses de outono, inverno e primavera no ponto C1E, e nos meses de outono, inverno e verão em C2E. *Trachelyopterus lucenai* ocorre geralmente em ambientes mais profundos, sendo mais ativa à noite, escondendo-se entre a vegetação durante o dia (Moresco & Bemvenuti, 2005; Saccol-Pereira & Fialho, 2010). Apresenta dieta omnívora, alimentando-se principalmente de insetos e peixes (Becker, 1998; Moresco & Bemvenuti, 2005). Seu período reprodutivo estende-se dos meses de outubro a março, com maior atividade em novembro e dezembro (Becker, 2001; Braun, 2005; Marques *et al.*, 2007; Milani & Fontoura, 2007). *Trachelyopterus lucenai* foi especialmente abundante e pesada nos meses de verão na lagoa dos Barros, no ponto B1E.

A abundância de peixes e o número de espécies em muitos ambientes de clima temperado apresentam um pico durante os meses quentes e um declínio para o mínimo durante o inverno (Allen & Horn, 1975; Day *et al.*, 1981; Moyle *et al.*, 1986). Segundo Day *et al.* (1981) e Moyle *et al.* (1986), este padrão de distribuição temporal é comumente evidenciado em ambientes de clima temperado e estes ciclos na composição, abundância e distribuição das espécies de peixes são muito influenciados pelas migrações sazonais para desova, ciclos reprodutivos e recrutamento de grande número de peixes jovens que utilizam os ambientes mais protegidos como área de berçário (Botton & Jones, 1990).

Analisando as espécies que apresentaram a maior abundância e biomassa, verificamos que estes altos valores, provavelmente, se devem a presença dos adultos destas espécies que se reproduzem e se alimentam nestes locais e dos juvenis que utilizam estes locais como abrigo, sendo estes os fatores que possibilitam a maior captura de espécies. Bottom & Jones (1990), Hook (1991), Hartz (1997) e Fialho (1998) vêm a corroborar tais resultados, uma vez que afirmam que a variação sazonal da abundância, biomassa e composição, bem como a distribuição das espécies estaria na dependência de locais para reprodução, abrigo e, principalmente, alimentação quando os itens alimentares se tornam mais disponíveis, com o intuito de garantir o sucesso reprodutivo. Este fato pode ser corroborado através do estudo realizado por Ozório (1993), onde foi verificada uma grande intensidade de predação sobre a macrofauna bentônica por parte dos peixes, principalmente durante o verão. Segundo Bennemann *et al.* (2000), o alimento foi o que melhor segregou as espécies de peixes estudadas no rio Tibagi, permitindo entender as interações interespecíficas dentro da assembleia. Allen & Horn (1975), Cain & Dean (1976) e Bottom & Jones (1990) em estuários de regiões temperadas, Lucena *et al.* (1994) na praia de Itapuã, Hartz (1997) na lagoa Caconde, e Fialho (1998) na lagoa das Custódias, relatam que nos períodos de primavera e verão há maior produtividade tanto em número de indivíduos como em biomassa.

A diminuição no número de indivíduos capturados nas redes de espera no período de primavera e verão pode ter sido ocasionada por uma menor atividade das espécies ou estas terem se deslocado para outras áreas das lagoas em função da temperatura e fotoperíodo. Além disso, algumas espécies poderiam se localizar em regiões mais profundas em determinadas épocas do ano ou se deslocando ativamente em função, por exemplo, de atividades alimentares ou reprodutivas. Assim como encontrado nas redes de espera, Chao *et al.* (1985) na lagoa dos Patos, e Saccol-Pereira & Fialho (2010) no Delta do rio Jacuí, evidenciaram uma maior abundância da ictiofauna nos meses de outono.

Como a maioria das espécies de peixes amostrados, pelo menos na rede de arrasto, se reproduz nos meses de primavera e verão, o período de maior produção primária representa uma maior oferta de recursos para os novos indivíduos (Güntzel, 1995; Konrath, 1995; Tedesco, 1995; Rodrigues, 1996; Hartz, 1997). A sazonalidade reprodutiva em peixes de regiões temperadas estaria associada a um aumento do fotoperíodo e da disponibilidade de alimento, além da temperatura (Mckaye, 1984; Payne, 1986). No entanto, em ambientes tropicais, variações no fotoperíodo e na temperatura são muito pequenas, sendo a

pluviosidade e a disponibilidade de habitats os fatores responsáveis pela sazonalidade em rios, riachos e lagos (Goulding, 1980). Segundo Hook (1991), a variação sazonal na abundância relativa está na dependência da época de desova e recrutamento, e cada espécie alcança sua máxima abundância numérica quando os juvenis são recrutados dentro da população.

Além disso, a variação dos fatores ambientais são um dos muitos fatores que possibilitam o aparecimento de uma determinada espécie em uma assembleia (Putman, 1994), e a influência destes fatores no desencadeamento dos processos reprodutivos em peixes já foi bastante discutida (Vazzoler & Menezes, 1992).

Índices ecológicos e fatores ambientais

Entender a assembleia de organismos e como ela muda em número de espécies e abundância de indivíduos tem sido uma questão que sempre interessou aos ecólogos (Magurran, 1988). A diversidade de espécies é uma característica importante nas assembleias, estando relacionada à sua estabilidade e as condições ambientais a qual está exposta (Pielou, 1975; Pianka, 1983; Krebs, 1986). A diversidade não engloba apenas a riqueza, mas também a equitabilidade com que o número de indivíduos está distribuído entre as diferentes espécies. Neste trabalho optou-se pelo emprego do índice de diversidade de espécies de Shannon & Wiener juntamente com os índices de dominância de Simpson e equitabilidade de Pielou (Pielou, 1975) não apenas por serem os mais usados, mas também com o intuito de se poder traçar comparações entre os ambientes. O índice de Simpson expressa a concentração de dominância, sendo que seu valor aumenta à medida que a diversidade diminui (Pielou, 1975).

A análise de assembleias somente através da utilização de índices de diversidade nem sempre apresenta informações biológicas consistentes, pois não levam em consideração aspectos qualitativos que indicam quais espécies estão presentes e suas funções na assembleia (Washington, 1984; Wootton, 1990). Sendo assim, estes índices de diversidade devem ser complementados com outras técnicas, como as análises estatísticas multivariadas, que são capazes de demonstrar diferenças quali-quantitativas na composição das espécies. Segundo Tonn *et al.* (1983), a utilização de métodos multivariados permite resumir eficientemente os dados biológicos podendo relacioná-los aos fatores abióticos e, assim, apresentá-los de forma simplificada, de fácil entendimento e de utilização comparativa.

As medidas de diversidade são usualmente utilizadas para descrever as tendências temporais na estrutura das assembleias de peixes (Pielou, 1966). As mudanças sazonais no ambiente interferem em todos os aspectos do ciclo de vida dos peixes, como a alimentação, a reprodução, o crescimento e o deslocamento. Segundo Lowe-McConnell (1999), a movimentação dos peixes para se alimentar ou reproduzir está ligada a mudanças sazonais e outras mudanças físicas no ambiente.

Quanto à influência da temperatura, Hartz *et al.* (1996b) observaram ainda que, nos períodos mais frios, o espectro de alimentos consumidos pelas espécies, de um modo geral, tende a diminuir, com a ingestão de poucos itens. No entanto, nos meses quentes, ocorre uma maior abundância e diversidade de itens alimentares disponíveis para os peixes.

Além da temperatura, a iluminação (fotoperíodo) corresponde a um dos diversos estímulos ambientais que podem influenciar sistemas biológicos, afetando aspectos fisiológicos, de crescimento, reprodução e comportamento (Navarro, 2010). Além disso, o fotoperíodo é um fator-chave na sincronização da atividade locomotora em peixes (Yokota & Oishi, 1992; Bayarri *et al.*, 2004).

Para explicar se os padrões sazonais e espaciais de abundância, biomassa, diversidade, dominância e equitabilidade de espécies de peixes poderiam ser explicados em função das características ambientais (espaciais) e sazonais das lagoas estudadas, foram realizadas análises de variância e de regressões múltiplas. Estas mostraram que a variação das características ambientais em função dos índices ecológicos determinaram épocas e ambientes diferenciados, mais propícios, ou menos, para abrigo, alimentação e reprodução para as espécies nas lagoas dos Barros e Corvina.

Na lagoa dos Barros, com relação à rede de arrasto, os maiores valores de abundância e biomassa observados nos meses de primavera e verão estiveram relacionados aos maiores valores do fotoperíodo nestas estações. Possivelmente estas relações ocorreram em decorrência da maior atividade das espécies nos períodos com maior iluminação, e consequentemente, mais quentes, no intuito de buscar locais para alimentação e reprodução, além da maior disponibilidade de alimento presente. O fato de haver correlação com os valores de biomassa pode ser resultado do aumento do número de indivíduos de maior peso e tamanho encontrado durante os meses mais quentes. Este aumento ocorreu possivelmente porque, neste período, boa parte dos indivíduos atinge a maturação e o pleno

desenvolvimento. Além disso, a maturação gonadal da maioria das espécies também acarreta em um acréscimo no peso dos indivíduos devido ao aumento das gônadas, sobretudo nas fêmeas (Saccol-Pereira & Fialho, 2010).

A diversidade (maior nos meses de primavera) e a dominância de espécies (menor nos meses de primavera) na rede de arrasto na lagoa dos Barros foram influenciadas significativamente pela quantidade de vegetação, reforçando a hipótese de que algumas espécies preferem alguns locais em detrimento de outros, possivelmente em função do período reprodutivo, visto a grande quantidade de juvenis amostrados nestes ambientes marginais. A variação espacial dos valores da diversidade revelou que os pontos B3A e B2A foram os mais diversos, mesmo não apresentando a maior riqueza de espécies, devido a maior equitabilidade e menor dominância. O ponto B3A foi o local com o segundo maior número de espécies, provavelmente por estar associado à presença sazonal de poças temporárias em conexão com a lagoa. As características ambientais do ponto B3A possivelmente proporcionaram maior disponibilidade de abrigo contra predadores e alimento para adultos e juvenis, além de ser um local propício para a reprodução, explicando-se assim a maior abundância de espécies adultas e juvenis de *H. igneus*, *C. interruptus*, *J. multidentata*, *C. alburnus*, *A. eigenmanniorum*, *H. luetkenii*, *P. caudimaculatus*, *C. multipapilatus*, *C. portalegrense*, *H. boulengeri*, *C. voga* e *A. anisitsi*. Da mesma forma, as características ambientais do ponto B2A possivelmente proporcionaram vantagens para adultos e juvenis de *J. multidentata*, *C. interruptus*, *H. luetkenii*, *A. eigenmanniorum*, *H. igneus*, *C. alburnus*, *G. brasiliensis*, *G. lacustris*, *C. voga* e *O. jenynsii* que vêm a este local para se proteger, reproduzir e se alimentar. A importância da vegetação para peixes de água doce fornecendo refúgio contra predadores, áreas de forrageamento e locais para desova já foi discutida anteriormente. Por outro lado, os pontos amostrais B1A e B4A foram os menos diversos e com os maiores valores de dominância de espécies e, conseqüentemente, menor equitabilidade. Isto se deve a maior dominância de *J. multidentata* no ponto B1A, e de *H. igneus* em B4A.

Com relação às redes de espera na lagoa dos Barros, os maiores valores de abundância observados nos meses de outono e inverno estão relacionados aos menores valores do fotoperíodo nestas estações, possivelmente em decorrência da maioria das espécies capturadas com este método estarem nestas áreas pelágicas, longe das margens da lagoa, se alimentando e/ou reproduzindo. Ainda em relação às redes de espera, as análises espaciais não revelaram

diferença espacial significativa nos valores de diversidade, dominância e equitabilidade de espécies, mas seguiu um padrão, onde os valores de diversidade se mostraram elevados, com uma alta equitabilidade e baixa dominância de espécies. No entanto, sazonalmente, os valores de diversidade e dominância de espécies nas redes de espera se mostraram significativos, demonstrando que a ocorrência de determinadas espécies em algumas estações do ano pode ocorrer em função dos seus períodos reprodutivos. A diversidade (maior nos meses de outono e inverno) e a dominância de espécies (menor nos meses de outono e inverno) foram influenciadas principalmente pelo fotoperíodo (menor nos meses de outono e inverno) e pela profundidade (menor nos meses de outono). Acreditamos que estes índices foram influenciados sazonalmente principalmente pela abundância das espécies *G. brasiliensis* (mais abundantes nos meses de primavera e verão), *C. voga* e *L. grossidens* (mais abundantes nos meses de outono e inverno), conforme as análises de similaridades percentuais demonstraram. A associação de espécies com preferência por menores profundidades foi influenciada principalmente por *C. voga* e *G. brasiliensis*, que apresentam preferência por locais menos profundos (Malabarba *et al.*, 2013).

Na lagoa Corvina, com relação à rede de arrasto, os maiores valores de abundância e biomassa observados nos meses de primavera e verão estiveram relacionados aos maiores valores da temperatura da água e fotoperíodo na primavera e verão e da maior disponibilidade de vegetação. Possivelmente estas relações ocorreram em decorrência da maior disponibilidade de alimento e de locais para reprodução para as espécies mais abundantes, além da maior atividade destas nos períodos mais quentes. A diversidade de espécies (maior nos meses de primavera) foi influenciada significativamente pela temperatura do ar e fotoperíodo, maiores nos meses de primavera e verão. Além disso, o fotoperíodo também foi o preditor da dominância (menor nos meses de primavera) e da equitabilidade (maior nos meses de primavera) de espécies. Os dados espaciais da diversidade revelaram que o ponto C2A se mostrou mais diverso, mesmo não apresentando a maior riqueza de espécies, devido a maior equitabilidade e menor dominância. Apesar da alta dominância de *C. alburnus* em ambos os pontos amostrados com rede de arrasto na lagoa Corvina, possivelmente o ponto amostral C2A apresentou características ambientais que proporcionaram maior disponibilidade de abrigo contra predadores e alimento para uma maior quantidade de espécies, além de ser um local propício para a reprodução, explicando-se assim a maior abundância de espécies adultas e juvenis de *H.luetkenii*, *J. multidenata*, *A. eigenmanniorum*,

C. ibicuihensis e *G. brasiliensis*. O ponto C1A também apresentou características ambientais que proporcionaram abrigo, alimento e locais para reprodução de espécies, verificado pelas abundâncias de *J. multidentata*, *A. eigenmanniorum*, *H. luetkenii*, *C. ibicuihensis*, *H. igneus*, *C. interruptus*, *G. brasiliensis*, *P. caudimaculatus*, *C. paleatus*, *O. jenynsii*, *G. lacustris* e *G. gymnogenys*. No entanto, diferentemente de C2A, o ponto C1A, além de apresentar maior dominância de *C. alburnus*, também apresentou uma elevada abundância de adultos e juvenis de *P. platana* e juvenis de *O. ledae*, o que nos leva a considerar que estas espécies utilizam estes locais como áreas de reprodução e berçário.

Com relação às redes de espera na lagoa Corvina, os maiores valores de abundância e biomassa foram observados nos meses de outono e inverno possivelmente em decorrência da maioria das espécies capturadas estarem nestas partes da lagoa se alimentando e/ou reproduzindo. No entanto, as análises espaciais e sazonais não revelaram diferença significativa nos valores de dominância e equitabilidade de espécies, mas seguiu um padrão, onde os valores de diversidade se mostraram elevados nos meses de outono e inverno, com uma alta equitabilidade e baixa dominância de espécies. A diversidade de espécies (maior nos meses de outono e inverno) foi influenciada principalmente pela temperatura da água (menor nos meses de outono e inverno) e pela profundidade (menor nos meses de outono). A diversidade possivelmente foi influenciada pela abundância e maior dominância das espécies *L. anus*, *G. brasiliensis* e *L. grossidens* (mais abundantes nos meses de primavera e verão), *O. jenynsii* e *C. voga* (mais abundantes nos meses de inverno) e *Astyanax* sp. 1 (mais abundante nos meses de outono e inverno), conforme o as análises de similaridades percentuais comprovaram. A associação de espécies com preferência por maiores profundidades foi influenciada principalmente por *L. anus*, *C. voga* e *G. brasiliensis*, espécies que apresentam preferência por locais mais profundos (Malabarba *et al.*, 2013) (com exceção de *G. brasiliensis*).

Na lagoa dos Barros, para a rede de arrasto, a análise de correspondência canônica mostrou que cinco variáveis ambientais (temperaturas da água e do ar, quantidade de vegetação, profundidade e tipo de substrato) foram responsáveis por quase 35% da variabilidade dos dados de abundância numérica das espécies. Além disso, Artioli (2012) observou que a alta abundância de peixes foi esperada para as lagoas ao norte do sistema do rio Tramandaí nos meses com maiores temperaturas. Dentre as espécies associadas aos maiores valores de temperatura estão *L. grossidens*, *P. platana*, *G. lacustris*, *G. brasiliensis*, *J.*

multidentata, *G. gymnogenys* e *C. alburnus*, *B. gauderio*, *H. meridionalis*, *E. trilineata*, *C. stenopterus*, *C. saladensis*, *H. malabaricus*, *C. lepidota* e *A. jacuhiensis*, enquanto *C. multipapilatus*, *P. australis*, *O. jenynsii*, *C. interruptus*, *A. eigenmanniorum*, *A. dissensus*, *C. paleatus*, *H. leucofrenatus* e *O. ledae* apresentaram o comportamento inverso, preferindo temperaturas mais baixas. Algumas espécies estiveram associadas com maior quantidade de vegetação, substrato mais complexo (lodoso) e maior profundidade, como *E. trilineata*, *C. stenopterus*, *C. saladensis*, *H. malabaricus*, *C. lepidota*, *H. boulengeri*, *Australoheros* sp., *C. portalegrense*, *H. igneus*, *C. ibicuiensis*, *P. doriae*, *A. anisitsii*, *C. zebra*, *C. voga*, *G. rhabdotus*, *O. robustus*, *P. caudimaculatus*, *O. jenynsii* e *C. multipapilatus*, enquanto *O. ledae*, *H. leucofrenatus*, *J. multidentata*, *C. alburnus*, *G. gymnogenys*, *G. brasiliensis*, *G. lacustris*, *P. platana* e *L. grossidens* preferiram ambientes de substrato arenoso, com escassa vegetação e menor profundidade.

Para as redes de espera na lagoa dos Barros, cinco variáveis ambientais (temperaturas da água e do ar, pluviosidade, fotoperíodo e profundidade) responderam por cerca de 20% da variabilidade dos dados de abundância numérica das espécies. Dentre as espécies que apresentaram preferência por maiores valores de temperatura e fotoperíodo estão *T. lucenai*, *L. anus*, *G. brasiliensis*, *Astyanax* sp. 1, *A. dissensus*, *H. luetkenii* e *H. malabaricus*, enquanto *O. robustus*, *O. jenynsii*, *Astyanax* sp. 2, *O. ledae*, *L. grossidens* e *C. voga* apresentaram o comportamento inverso. As espécies também foram fortemente influenciadas pela profundidade e pela pluviosidade. Cabe ressaltar que nem sempre os meses de maior pluviosidade corresponderam aos de maior profundidade, talvez isso tenha ocorrido em função das datas de coleta não corresponderem exatamente aos períodos de média pluviométrica mensal para a região. *Odontesthes ledae*, *L. grossidens* e *Astyanax* sp. 2 apresentaram correlação com maior profundidade e menor pluviosidade, enquanto *H. luetkenii*, *H. malabaricus*, *Astyanax* sp. 1, *G. brasiliensis*, *T. lucenai* e *L. anus* estiveram relacionadas a menor profundidade e maior pluviosidade.

Na lagoa Corvina, para a rede de arrasto, a análise de correspondência canônica mostrou que a profundidade foi a variável ambiental que respondeu por quase 35% da variabilidade dos dados de abundância numérica das espécies. As espécies associadas aos maiores valores de profundidade foram *C. voga*, *P. caudimaculatus*, *O. jenynsii*, *P. australis*, *A. jacuhiensis*, *H. igneus*, *C. interruptus*, *Australoheros* sp., *A. eigenmanniorum*, *H. leucofrenatus*, *O. ledae*, *C. portalegrense* e *C. paleatus*, enquanto *P. platana* esteve associada

a locais menos profundos. Para as redes de espera, três variáveis ambientais (temperaturas da água e do ar e fotoperíodo) responderam por quase 25% da variabilidade dos dados de abundância numérica das espécies. *Lycengraulis grossidens*, *G. lacustris*, *G. brasiliensis*, *T. lucenai*, e *L. anus* apresentaram correlação positiva com as temperaturas e o fotoperíodo, enquanto *O. ledae*, *C. voga*, *C. paleatus*, *Astyanax* sp. 1, *Astyanax* sp. 2 e *O. jenynsii* apresentaram o padrão inverso.

Acreditamos que esta maior capturabilidade de algumas espécies nos meses mais quentes e outras nos meses mais frios, em períodos de maior ou menor pluviosidade, e em locais com variação na quantidade de vegetação, substrato e profundidade, possivelmente esteve relacionada a locais e períodos mais propícios para as atividades alimentares, reprodutivas e de busca por abrigo.

A temperatura influencia potencialmente todos os processos fisiológicos e comportamentais dos peixes (Hutchinson, 1975). Essa variável é crítica para o entendimento da dinâmica de uma assembleia de peixes, bem como para a compreensão de como o calor passa através do ambiente que estes indivíduos ocupam e de como os membros de uma assembleia respondem às variações térmicas (Oliveira & Goulart, 2000). Magnuson *et al.* (1979) afirmam que os peixes em lagoas são marcadamente influenciados pela distribuição espacial de gradientes de temperatura, com diferentes temperaturas interferindo na seleção de habitats de várias espécies.

O fotoperíodo (ou a penetração da luz na coluna d'água) é uma das mais importantes variáveis que direta ou indiretamente influenciam os tipos de peixes que ocorrem em uma assembleia em lagoas (Rodríguez & Lewis, 1997). A distribuição vertical de diferentes comprimentos de onda da luz no ambiente aquático desempenha um papel essencial na produção de calor e na determinação da localização da produção primária, a qual fornece oportunidades alimentares, além de permitir o desenvolvimento de atividades comportamentais reprodutivas e de forrageamento (Matthews, 1998).

O aumento da temperatura e do fotoperíodo, além da disponibilidade de alimento, têm sido descritos como os elementos que favorecem o início do período reprodutivo de muitas espécies de peixes (McKaye, 1984; Payne, 1986), e a sua conseqüente maior atividade aumenta a suscetibilidade à captura. Ainda, o aumento da riqueza e abundância de peixes em função das temperaturas foi verificado em lagoas costeiras subtropicais (Hartz, 1997; Fialho,

1998; Schiffino *et al.*, 2002; Artioli, 2007; Artioli, 2012). A associação de períodos quentes e chuvosos do ano também favorece outros grupos de animais que podem se tornar possíveis presas para os peixes, como as larvas de insetos aquáticos (Ozório, 1993; Cenzano & Würdig, 2006). Somado a isto, nos ambientes pouco profundos, as melhores condições de oxigenação da superfície, aliadas à maior disponibilidade tanto de abrigos contra os predadores, quanto de alimentos, fornecido pela vegetação marginal, deve conferir vantagens às formas capazes de melhor explorá-las.

As lagoas estudadas estão sob influência de clima subtropical, sendo assim, não ocorrem períodos claramente definidos de maior e menor pluviosidade (Dufech & Fialho, 2009), e tal como observado em regiões temperadas, as variações sazonais de temperatura e luminosidade refletiriam períodos de condições abióticas favoráveis a determinadas espécies e desfavoráveis a outras. Além disso, muitos estudos realizados nesta região (Azevedo *et al.*, 2000; Lampert, 2003; Giora, 2004; Gonçalves *et al.*, 2005, além dos mencionados a seguir) indicam que o período reprodutivo das espécies está geralmente associado ao fotoperíodo e/ou à temperatura.

Estudos demonstram que as espécies aqui relacionadas às maiores temperaturas têm seus períodos reprodutivos sazonalmente relacionados a períodos mais quentes e, geralmente, com maior duração de fotoperíodo, como *L. grossidens* (Anacleto & Gomes, 2010), *P. platana* (Fialho *et al.*, 2000), *G. lacustris* (Hartz, 1997), *G. brasiliensis* (Mazzoni & Iglesias-Rios, 2005), *J. multidentata* (Fontoura *et al.*, 1994; Mai *et al.*, 2007; Goyenola *et al.*, 2011), *G. gymnogenys* (Longoni, 2009), *C. alburnus* (Artioli *et al.*, 2003), *B. gauderio* (Giora *et al.*, 2014), *H. meridionalis* (Menni & Almiron, 1994), *E. trilineata* (Giora, 2004), *C. stenopterus* (Abilhoa *et al.*, 2009), *C. saladensis* (Dias, comunicação pessoal), *H. malabaricus* (Barbieri, 1989), *C. lepidota* (Fernandes *et al.*, 2013), *T. lucenai* (Becker, 2001; Braun, 2005; Marques *et al.*, 2007; Milani & Fontoura, 2007), *L. anus* (Bruschi Jr. *et al.*, 1997) e *A. jacuhiensis* (Bertaco *et al.*, 1998). No entanto, outras espécies têm seus períodos reprodutivos relacionados a menores temperaturas e fotoperíodo, como *C. multipapilatus* (Dias, comunicação pessoal), *O. jenynsii* (Hartz *et al.*, 1997; Fialho *et al.*, 1998; Nunes *et al.*, 2004), *A. eigenmanniorum* (Fialho, 1998; Gelain, 2000), *C. paleatus* (Bervian & Fontoura, 1994), *C. voga* (Schifino *et al.*, 1998) e *O. ledae* (Becker, 1995).

Somado a estes dados, estudos também comprovam a preferência de algumas espécies por ambientes mais vegetados, com substrato complexo e/ou mais profundo, particularmente em função de seus hábitos alimentares, como é o caso dos peixes-elétricos *E. trilineata* (omnívora com tendência à insetivoria (Giora, 2004; Giora *et al.*, 2005; Malabarba *et al.*, 2013)) e *B. gauderio* (que alimenta-se de larvas de insetos aquáticos e microcrustáceos (Giora & Malabarba, 2009; Malabarba *et al.*, 2013; Giora *et al.*, 2014)), dos lambaris *H. meridionalis* (omnívoro com tendência à invertivoria (Escalante, 1983; Escalante & Meni, 1999)), *A. anisitsi* (que alimenta-se de microcrustáceos (Hahn & Loureiro-Crippa, 2006; Santana-Porto & Andrian, 2009)), *C. stenopterus* (invertívora, alimentando-se de organismos bentônicos (Saccol-Pereira, 2008; Malabarba *et al.*, 2013)), *H. boulengeri* (invertívoro (Grosser & Hahn, 1981; Malabarba *et al.*, 2013)), *H. igneus* (Dufech & Fialho, 2009), *C. ibicuihensis* (Dufech & Fialho, 2009), *C. interruptus* (Dufech & Fialho, 2009), *A. eigenmanniorum* (Malabarba *et al.*, 2013), *P. doriae* (insetívoro, alimentando-se de insetos capturados na superfície da água (Graciolli *et al.*, 2003; Malabarba *et al.*, 2013)), dos birus *C. saladensis* (iliófaga, se alimentando de detritos e fitoplâncton no substrato (Malabarba *et al.*, 2013)) e *C. voga* (detritívora, Hartz, 1997), da traíra *H. malabaricus* (Dufech & Fialho, 2009), do canivete-zebra *C. zebra* (invertívoro (Casatti & Castro, 2006; Cetra *et al.*, 2011; Malabarba *et al.*, 2013)), jovens dos peixes-cachorro *O. robustus* e *O. jenynsii* (Dias, comunicação pessoal), dos ciclídeos *C. lepidota* (carnívora, consumindo peixes, crustáceos, insetos e moluscos (Hartz, 1997; Saccol-Pereira, 2008; Malabarba *et al.*, 2013)), *Australoheros* sp. (alimenta-se de insetos e crustáceos aquáticos, pequenos peixes e plantas (Hartz, 1997; Yafe *et al.*, 2002; Malabarba *et al.*, 2013)), *C. portalegrense* (omnívora bentônica, ingerindo insetos e peixes (Hartz, 1997; Malabarba *et al.*, 2013)) e *G. rhabdotus* (omnívora, alimentando-se de zooplâncton, algas, detritos e larvas de insetos (Yafe *et al.*, 2002; Reis & Malabarba, 1988)), do barrigudinho *P. caudimaculatus* (omnívora, alimentando-se de algas e pequenos invertebrados aquáticos (Malabarba *et al.*, 2013)), de jovens de *P. australis* (Dias, comunicação pessoal) e do peixe-anual *C. multipapilatus* (invertívoro (Malabarba *et al.*, 2013)).

No entanto, outras espécies preferem ambientes rasos com menor quantidade de vegetação e substrato arenoso, como jovens do peixe-rei *O. ledae* (embora os adultos apresentem correlação positiva com maiores profundidades, segundo Becker, 1995), do cascudinho *H. leucofrenatus* (herbívoro (Aranha *et al.*, 1998; Malabarba *et al.*, 2013)) e do

limpa-fundo *C. paleatus* (omnívoro ou invertívoro (Fernández *et al.*, 2012; Gubiani *et al.*, 2012; Malabarba *et al.*, 2013)), do barrigudinho *J. multidentata* (Fontoura *et al.*, 1994), do lambari *C. alburnus* (Malabarba *et al.*, 2013), dos carás *G. gymnogenys* (omnívora, com hábitos diversificados, podendo se alimentar de detritos, frutos, sementes, peixes, moluscos, microcrustáceos e larvas de insetos (Sacol-Pereira, 2008; Longoni, 2009; Selmo, 2010; Malabarba *et al.*, 2013)), *G. brasiliensis* (Malabarba *et al.*, 2013) e *G. lacustris* (invertívora, alimentando-se de larvas de insetos e crustáceos (Hartz, 1997; Malabarba *et al.*, 2013)), e dos clupeiformes *P. platana* (planctófaga ou onívora (Aguiaro *et al.*, 2003; Malabarba *et al.*, 2013)) e jovens de *L. grossidens*, embora os adultos apresentem correlação positiva com maiores profundidades (Dias, comunicação pessoal).

A aplicação da teoria da biogeografia de ilhas (MacArthur & Wilson, 1967; Debinski & Holt, 2000) para sistemas aquáticos, prevê maior riqueza de espécies em lagoas maiores, mais profundas e menos isoladas do que em sistemas menores, mais rasos e isolados. Os trabalhos de Barbour & Brown (1974) e de Tonn & Magnuson (1982) discutem os fatores que afetam a diversidade e a riqueza de assembleias ícticas em lagoas de clima temperado. Barbour & Brown (1974), constataram que a latitude e a área foram os fatores determinantes no aumento da diversidade comparando lagos norte-americanos e africanos. Tonn & Magnuson (1982), em lagos americanos, encontraram como fatores determinantes no aumento da riqueza de espécies a severidade climática, complexidade do habitat (diversidade da vegetação), e também a área do corpo d'água. Minns (1989) e Angermeier & Schlosser (1989), verificaram que a área e profundidade foram os indicadores no aumento da riqueza de espécies. Eadie *et al.* (1986), Jackson & Harvey (1989) e Scheffer *et al.* (2006) também observaram maior riqueza de espécies em lagos grandes, profundos e menos isolados. Estes trabalhos vêm a evidenciar a ampla utilidade da teoria da biogeografia de ilhas proposta por MacArthur & Wilson (1967).

No entanto, em lagoas isoladas pequenas e rasas de clima temperado, outros fatores que conduzem à diversidade podem explicar seu elevado número de espécies (Williams *et al.*, 2003), e não necessariamente um equilíbrio entre colonização e extinção, como predito na teoria de biogeografia de ilhas (MacArthur & Wilson, 1967). Assim, os efeitos de processos nas lagoas podem superar os efeitos da área e da conectividade (Scheffer *et al.*, 2006). Fatores locais, como a produtividade (muitas vezes associada a um estado de água transparente ou turva), geralmente são cruciais para explicar os padrões de riqueza de espécies (Scheffer *et*

al., 1993), sendo que águas com baixa turbidez, muitas vezes acompanhada pela dominância de macrófitas submersas, são geralmente mais ricas em espécies de peixes (Jeppesen *et al.*, 1997, 1998; Declerck *et al.*, 2005). A vegetação aquática também pode desempenhar um papel fundamental nesses sistemas lacustres, modulando interações ecológicas através da modificação da heterogeneidade de habitats e, portanto, levando a uma maior riqueza de espécies, diferentemente do que foi previsto pela teoria da biogeografia de ilhas (Scheffer *et al.*, 2006). Além disso, em sistemas conectados os peixes podem deslocar-se livremente, optando por algumas áreas em detrimento de outras e, mesmo em regiões temperadas, onde as variações climáticas impõem sérias limitações, o número de espécies pode se manter inalterado (Artioli, 2012).

Os padrões de estrutura das assembleias de peixes em lagoas subtropicais têm se mostrado diferentes quando comparados a lagoas de clima temperado, e estudos apontam para uma elevada riqueza de espécies de peixes em lagoas costeiras rasas subtropicais (Garcia *et al.*, 2006; Artioli *et al.*, 2009; Teixeira de Mello *et al.*, 2009; Artioli, 2012). Em lagoas subtropicais, a maior riqueza e densidade de peixes ocorrem geralmente dentro das áreas com vegetação submersa, mais do que em outros habitats, independentemente da área da lagoa ou do seu estado trófico (Meerhoff *et al.*, 2003, 2007; Iglesias *et al.*, 2007; Teixeira de Mello *et al.*, 2009). Além disso, em regiões subtropicais, onde a amplitude de variações climáticas é menor, as espécies podem manter-se por longos períodos, mesmo em lagoas isoladas (Artioli, 2012).

Assim como verificado por Artioli (2012), ao contrário do cenário ambiental proposto por Kruk *et al.* (2009) para lagos rasos subtropicais (prevê maior riqueza de peixes em lagos grandes, claros e dominados por plantas), os resultados aqui obtidos permitem inferir que lagoas isoladas, pequenas e claras podem abrigar tantas espécies de peixes quanto lagoas maiores, conectadas e com maior turbidez, tal como verificado para outros grupos de organismos (Scheffer *et al.*, 2006).

Se traçarmos um paralelo quanto à riqueza de espécies encontrada na lagoa dos Barros e na lagoa Corvina, levando-se em consideração apenas as suas áreas e volume, verifica-se que a lagoa dos Barros (9,2 km² de área e 41,432 m³10⁶ de volume) é um pouco mais rica que a lagoa Corvina (0,5 km² de área e 1,728 m³10⁶ de volume), uma vez que na primeira foram amostradas 51 espécies, e na segunda, 49 espécies. No entanto, devemos levar em

consideração que os esforços amostrais foram diferentes em cada lagoa e, para afirmarmos estas diferenças com maior certeza, análises baseadas na captura por unidade de esforço (CPUE) devem ser realizadas para uma comparação concreta entre as assembleias destas lagoas.

Desconsiderado a padronização das amostragens, nossos resultados não parecem se aplicar na teoria de biogeografia de ilhas, ao contrário do verificado para lagoas de clima temperado. Artioli (2012) verificou o mesmo em seu estudo, ao observar os padrões de riqueza em lagoas do sistema do rio Tramandaí, verificando que tanto as lagoas grandes e conectadas, como as menores e isoladas apresentaram um número semelhante de espécies. Fialho (1998) traçou um paralelo quanto à riqueza encontrada nas lagoas Custódias e na lagoa Caconde (estudada por Hartz, 1997), localizadas proximamente, levando em consideração apenas a área de cada lagoa, e verificou que a lagoa das Custódias (9 km²) é menos rica que a lagoa Caconde (4 km²), uma vez que na primeira foram amostradas 32 espécies, e na segunda, 35 espécies. Porém, quando a autora analisou, além da área, a arte de pesca empregada, revelou que a lagoa das Custódias possui uma riqueza considerável, uma vez que foi utilizada apenas redes de espera nas amostragens, enquanto que Hartz (1997) empregou, além desta, rede de arrasto.

Assim, considera-se que as assembleias de peixes das lagoas dos Barros e Corvina apresentaram-se bastante diversas, principalmente em número de espécies. Além disso, os resultados obtidos neste estudo permitem inferir que as assembleias de peixes nas lagoas dos Barros e Corvina, as quais fazem parte da mesma bacia hidrográfica, apresentam semelhanças na composição de espécies devido às semelhanças entre os dois ambientes, apesar de não podermos traçar comparações devido aos diferentes esforços amostrais.

Assim, as assembleias de peixes das lagoas dos Barros e Corvina apresentaram um padrão de distribuição sazonal em ambos os amostradores, e também espacial para os indivíduos amostrados com rede de arrasto que, além da influência das variáveis ambientais, também parecem estar associadas a comportamentos alimentares e/ou reprodutivos das espécies. Conhecer o período reprodutivo das espécies que compõem estas assembleias, bem como seus hábitos alimentares e como ocorre a partilha dos recursos entre os peixes nestes ambientes, é fundamental para um maior entendimento das suas estruturas, sabendo-se que

todo o tipo de informação sobre a biologia das espécies e do ambiente onde vivem, é vital para qualquer tipo de ação conservacionista.

CONCLUSÕES

As assembleias de peixes das lagoas dos Barros e Corvina, representadas pelas espécies capturadas com rede de arrasto e redes de espera, caracterizaram-se por um considerável número de espécies. Esses dados são muito importantes, pois esta região de estudo foi considerada de elevada importância biológica no contexto da zona costeira brasileira por apresentar ambientes heterogêneos e produtivos, abrigando uma grande diversidade biológica e alto endemismo de espécies ícticas.

O maior número de espécies encontradas nas duas lagoas foi representado principalmente pelas ordens Characiformes e Labriformes na rede de arrasto, e Characiformes e Siluriformes nas redes de espera.

Os graus de seletividade dos diferentes métodos de amostragem e as características físicas dos locais amostrados influenciaram nos resultados obtidos, sendo que indivíduos de pequeno porte foram capturados com a rede de arrasto na zona litoral, enquanto os de grande porte foram capturados, de forma geral, com as redes de espera na zona pelágica.

Sazonalmente, em ambas as lagoas, foram observadas maior abundância e biomassa de indivíduos nos meses de primavera e verão na rede de arrasto, enquanto nas redes de espera, os maiores valores de abundância e biomassa foram registrados nos meses de outono e inverno. As análises mostraram que a variação das características ambientais em função dos índices ecológicos determinaram épocas e habitats diferenciados, mais propícios, ou menos, para abrigo, alimentação e reprodução para as espécies nas lagoas dos Barros e Corvina.

Na lagoa dos Barros, na rede de arrasto, as espécies mais frequentes e abundantes em número de indivíduos foram *J. multidentata*, *H. igneus*, *H. luetkenii*, *C. interruptus*, *A. eigenmanniorum* e *C. alburnus*, enquanto, em relação à biomassa, *J. multidentata*, *A. eigenmanniorum*, *H. igneus*, *H. luetkenii*, *C. portalegrense*, *H. malabaricus*, *C. interruptus*, *C. voga* e *C. alburnus* foram as espécies mais representativas. Nas redes de espera, as espécies mais frequentes e abundantes foram *L. grossidens*, *C. voga*, *G. brasiliensis*, *H. luetkenii*, *Astyanax* sp. 1, *Astyanax* sp. 2 e *O. ledae*, enquanto em relação à biomassa, *C. voga*, *G. brasiliensis*, *H. malabaricus*, *L. anus* e *L. grossidens* foram as mais representativas.

Foram verificadas diferenças espaciais e sazonais na abundância, biomassa, diversidade e dominância das espécies coletadas com rede de arrasto na lagoa dos Barros, sendo o fotoperíodo e a vegetação os principais fatores responsáveis por estas variações. No entanto, para as redes de espera, somente diferenças sazonais nestas características foram observadas, sendo os fatores responsáveis por estas variações o fotoperíodo e a profundidade.

Além disso, na lagoa dos Barros, a abundância apresentou relação com as variáveis ambientais, sendo que as temperaturas da água e do ar, a quantidade de vegetação, a profundidade e os diferentes tipos de substrato foram os fatores mais importantes na distribuição de espécies amostradas com rede de arrasto, enquanto as temperaturas, a pluviosidade, o fotoperíodo e a profundidade foram determinantes para as espécies amostradas nas redes de espera.

Na lagoa Corvina, na rede de arrasto, entre as espécies mais abundantes estão *C. alburnus*, *H. luetkenii*, *J. multidentata*, *A. eigenmanniorum* e *P. platana*, enquanto em relação à biomassa, *C. alburnus*, *A. eigenmanniorum*, *H. luetkenii*, *G. brasiliensis* e *J. multidentata* foram as mais representativas. Nas redes de espera, *L. anus*, *L. grossidens*, *G. brasiliensis*, *Astyanax* sp. 1, *C. voga*, *O. jenynsii*, *H. luetkenii*, *H. malabaricus* e *O. ledae* foram as espécies mais frequentes e abundantes e número de indivíduos e biomassa.

A abundância, a biomassa e a diversidade de espécies amostradas na rede de arrasto na lagoa Corvina variaram ao longo do ano, e a abundância variou entre os diferentes pontos amostrais, mostrando seu caráter sazonal e espacial. As temperaturas da água e do ar, a quantidade de vegetação e o fotoperíodo foram os principais responsáveis pelas variações da abundância, biomassa e dos índices ecológicos. Nas redes de espera, os valores de abundância e biomassa das espécies também variaram ao longo do período estudado, demonstrando características sazonais, mas não espaciais. Além disso, a diversidade nas redes de espera foi influenciada principalmente pela temperatura da água e a profundidade.

A abundância apresentou relação com as variáveis ambientais, sendo que a profundidade foi o fator mais importante na distribuição de espécies amostradas com rede de arrasto, enquanto as temperaturas da água e do ar e o fotoperíodo foram determinantes para as espécies amostradas nas redes de espera na lagoa Corvina.

Acreditamos que a maior capturabilidade de algumas espécies nos meses mais quentes e outras nos meses mais frios, com maior ou menor fotoperíodo, em períodos de maior ou

menor pluviosidade, e em locais com características ambientais diferenciadas quanto à vegetação, profundidade e tipo de substrato, possivelmente esteve relacionada a locais e períodos mais propícios para as atividades alimentares, reprodutivas e de busca por abrigo.

Além disso, os resultados obtidos neste estudo permitem inferir que as assembleias de peixes nas lagoas dos Barros e Corvina apresentam semelhanças na composição de espécies devido às semelhanças entre os dois ambientes, apesar de não podermos traçar comparações devido aos diferentes esforços amostrais.

Assim, as assembleias de peixes das lagoas dos Barros e Corvina apresentam um padrão de distribuição sazonal em ambos os amostradores, e também espacial para os indivíduos amostrados com rede de arrasto, que além da influência das variáveis ambientais, também parecem estar associadas a comportamentos alimentares e/ou reprodutivos das espécies.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abelha, M. C. F. & E. Goulart. 2004. Oportunismo trófico de *Geophagus brasiliensis* (Quoy & Gaimard, 1824) (Osteichthyes, Cichlidae) no reservatório de Capivari, estado do Paraná, Brasil. *Acta Scientiarum*, 26(1): 37-45.
- Abilhoa, V., L. C. de Lima, M. Â. P. Torres & P. R. B. Valério. 2009. Estrutura populacional, hábitos alimentares e aspectos reprodutivos de *Charax stenopterus* (COPE, 1894) (Teleostei, Characidae): uma espécie introduzida no reservatório do Passaúna, Sul do Brasil. *Estudos em Biologia*, 31(73/74/75): 15-21.
- Agostinho, A. A. & H. F. Júlio Jr. 1999. Peixes da bacia do Alto rio Paraná. Pp. 374-400. In: Lowe-McConnell, R. H. (Ed.). *Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais*, São Paulo, Edusp, 536p.
- Agostinho, A. A., A. E. A. M. Vazzoler & S. M. Thomaz. 1995. The High river Paraná basin: limnological and ichthyological aspects. Pp. 59-103. In: Tundisi, J. G., C. E. M. Bicudo & T. Matsumura-Tundisi (Eds.). *Limnology in Brazil*. Rio de Janeiro, ABC/SBL, 376p.
- Aguiaro, T., C. W. C. Branco, J. R. Verani & E. P. Caramaschi. 2003. Diet of the clupeid fish *Platanichthys platana* (Regan 1917) in two different Brazilian coastal lagoons. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 46(2): 215-222.
- Aguzzoli, T. V. 2009. Análise comparada de parâmetros reprodutivos na história de vida de *Cyanocharax alburnus* e *Bryconamericus iheringii* (Ostariophysi, Characidae) em trechos superiores do rio dos Sinos, Rio Grande do Sul, Brasil. Unpublished MSc. Thesis, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 59p.
- Albrecht, M. P. & C. M. Silveira. 2001. Alimentação de *Loricariichthys anus* (Teleostei; Loricariidae) nas lagoas Marcelino e Peixoto, Planície Costeira do Rio Grande do Sul. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 13(2): 79-85.
- Allen, D. M., S. K. Service & M. V. O. Matthews. 1992. Factors influencing the collections efficiency of estuarine fishes. *Transactions of the American Fisheries Society*, 121(2): 234-244.

- Allen, L. G. & M. H. Horn. 1975. Abundance, diversity and seasonality of fishes in Colorado lagoon, Alamitos Bay, California. *Estuarine and Coastal Marine Science*, 3(3): 371-380.
- Álvarez-Rubio, M., F. Amezcua-Linares & A. Yáñez-Arancibia. 1986. Ecología y estructura de las comunidades de peces en el sistema lagunar Teacapán-Agua Brava, Nayarit México. *Anales Del Instituto de Ciencias Del Mar y Limnología Universidade Nacional Autónoma de México*, 13(1): 185-242.
- Amezcua-Linares, F. 1977. Generalidades ictiológicas Del sistema lagunar costero de Huizache-Caimanero, Sinaloa, Mexico. *Anales del Instituto de Ciencias Del Mar y Limnología de la Universidad Nacional Autónoma de Mexico*, 4(1): 1-26.
- Anacleto, E. I. & E. A. T. Gomes. 2010. Relações tróficas no plâncton em um ambiente estuarino tropical: Lagoa dos Patos (RS), Brasil. *Saúde & Ambiente em Revista*, 1(2): 26-39.
- Angermeier, P. L. & J. R. Karr. 1983. Fish communities along environmental gradients in a system of tropical streams. *Environmental Biology of Fishes*, 9(2): 117-135.
- Angermeier, P. L. & Schlosser, I. J. 1989. Species-area relationships for stream fishes. *Ecology*, 70(5): 1450-1462.
- Aranha, J. M. R., D. F. Takeuti & T. M. Yoshimura. 1998. Habitat use and food partitioning of the fishes in a coastal stream of Atlantic Forest, Brasil. *Revista de Biologia Tropical*, 6: 951-959.
- Artioli, L. G. S. 2007. Estrutura da assembleia de peixes da lagoa Mangueira (RS - Brasil). Unpublished MSc. Thesis, Universidade Federal de Rio Grande, Rio Grande, 56p.
- Artioli, L. G. S. 2012. As assembleias de peixes da zona litoral de lagoas costeiras subtropicais do sistema do rio Tramandaí/RS: aspectos amostrais, variações espaciais e temporais de descritores ecológicos e suas relações com a variabilidade ambiental. Unpublished Ph.D. Dissertation, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 96p.
- Artioli, L. G. S., J. P. Vieira, A. M. Garcia & M. A. Bemvenuti. 2009. Distribuição, dominância e estrutura de tamanhos da assembleia de peixes da lagoa Mangueira, sul do Brasil. *Iheringia, Série Zoologia*, 99(4): 409-418.

- Artioli, L. G. S., P. Carvalho Neto, R. Maia & C. B. Fialho. 2013. First record of the non-native species *Acestrorhynchus pantaneiro* Menezes, 1992 (Characiformes, Acestrorhynchidae) in the Tramandaí River system, Rio Grande do Sul, Brazil. Pan-American Journal of Aquatic Sciences, 8(1): 51-54.
- Artioli, L. G. S., P. Carvalho-Neto, R. Maia & C. B. Fialho. 2013 First record of the non-native species *Acestrorhynchus pantaneiro* Menezes, 1992 (Characiformes, Acestrorhynchidae) in the Tramandaí River system, Rio Grande do Sul, Brazil. Pan-American Journal of Aquatic Sciences, 8(1): 51-54.
- Artioli, L. G. S., P. H. S. Prates, F. Diefenthaler & N. F. Fontoura. 2003. Período reprodutivo e alimentação de *Astyanax alburnus* no canal Cornélios, Capão da Canoa, Rio Grande do Sul. Biociências, 11(2): 115-122.
- Azevedo, M. A., L. R. Malabarba & C. B. Fialho. 2000. Reproductive biology of the inseminated Glandulocaudinae *Diapoma speculiferum* Cope (Actinopterygii: Characidae). Copeia, 2000(4): 983-989.
- Backiel, T. & R. L. Welcomme. 1980. Guidelines for sampling fish in inland waters. EIFAC Technical Paper, 33. 176p.
- Bagenal, T. B. 1972. The variability of the catch from gill net set for pike *Esox lucius* L. Freshwater Biology, 2(1): 77-82.
- Barbieri, G. & M. C. Barbieri. 1988. Ageing of *Parodon tortuosus* (Eigenmann & Norris, 1900) (Osteichthyes, Parodontidae) from the Passa Cinco River, Brasil. Journal of Fish Biology, 33(5): 819.
- Barbieri, G. 1989. Dinâmica da reprodução e crescimento de *Hoplias malabaricus* (Bloch, 1794) (Osteichthyes, Erythrinidae) da Represa do Monjolinho, São Carlos/SP. Revista Brasileira de Zoologia, 6(2): 225-233.
- Barbour, C. D. & J. H. Brown. 1974. Fish species diversity in lakes. The American Naturalist, 108(962): 473-489.
- Barnes, R. S. K. 1980. Coastal lagoons: the natural history of a neglected habitat. New York, Cambridge University Press, 106p.

- Bayarri, M. J., J. A. Muñoz-Cueto, J. F. López-Olmeda, L. M. Vera, M. A. Rol de Lama, J. A. Madrid & F. J. Sánchez-Vázquez. 2004. Daily locomotor activity and melatonin rhythms in Senegal sole (*Solea senegalensis*). *Physiology & Behaviour*, 81(4): 577-583.
- Becker, F. G. 1995. Dinâmica de reprodução, alimentação e crescimento de três espécies de peixe-rei (*Odontesthes*), em lagoas costeiras do litoral norte do Rio Grande do Sul (Pisces, Atheriniformes). Unpublished MSc. Thesis, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 149p.
- Becker, F. G. 1998. Feeding habits of *Trachelyopterus lucenai* (Pisces, Auchenipteridae) in lake Guaíba, RS, Brazil. *Biociências*, 6(1): 89-98.
- Becker, F. G. 2001. Observations on the reproduction, sex ratio and size composition of *Trachelyopterus lucenai* (Teleostei, Auchenipteridae) in lake Guaíba, RS, Brazil. *Biociências*, 9(1): 85-96.
- Becker, F. G., W. Bruschi Jr. & A. C. Peret. 2003. Age and growth of three *Odontesthes* species from southern Brazil (Atherinopsidae), with reference to phylogenetic constraints in their life-history. *Brazilian Journal of Biology*, 63(4): 567-578.
- Begon, M., J. L. Harper & C. R. Townsend. 1990. *Ecología: individuos, poblaciones y comunidades*. Barcelona, Omega, 886p.
- Benedito-Cecílio, E. 1994. Dominância, uso do ambiente e associações interespecíficas na ictiofauna do reservatório de Itaipú e alterações decorrentes do represamento. Unpublished Ph.D. Dissertation, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 173p.
- Bennemann, S. T., O. A. Shibatta & J. C. Garavello. 2000. *Peixes do rio Tibagi: uma abordagem ecológica*. Londrina, EDUEL, 62p.
- Bertaco, V. A., Z. M. S. Lucena & F. G. Becker. 1998. Variação espacial e temporal na abundância de *Astyanax bimaculatus* e *Astyanax fasciatus* (Characidae) no lago Guaíba, Rio Grande do Sul, Brasil. *Comunicações do Museu de Ciência e Tecnologia da PUCRS, Série Zoologia*, 11(1): 61-89.
- Bervian, G. & N. F. Fontoura. 1994. Dinâmica populacional da ictiofauna da lagoa Fortaleza, Cidreira, Rio Grande do Sul. III. *Corydoras paleatus* (Jenyns, 1842) (Teleostei, Callichthyidae). *Biociências*, 2(1): 15-23.

- Böhlke, J. E., S. H. Weitzman & N. A. Menezes. 1978. Estado atual da sistemática dos peixes de água doce da América do Sul. *Acta Amazonica*, 8(4): 657-677.
- Bortoluzzi, T., A. da C. Aschenbrenner, C. da R. da Silveira, D. C. Roos, E. D. Lepkoski, J. A. Martins, M. G. Goulart, E. Querol & M. V. Querol. 2006. Hábito alimentar da sardinha prata, *Lycengraulis grossidens* (Spix & Agassiz, 1829), (Pisces, Engraulidae), rio Uruguai médio, sudoeste do Rio Grande do Sul, Brasil. *Biodiversidade Pampeana*, 4(1): 11-23.
- Bottom, D. L. & K. K. Jones. 1990. Species composition, distribution, and invertebrate prey of fish assemblages in the Columbia River Estuary. *Progress in Oceanography*, 25(1): 243-270.
- Bowen, S. H. 1983. Detritivory in neotropical fish communities. *Environmental Biology of Fishes*, 9(2): 137-144.
- Braun, A. S. 2005. Biologia reprodutiva e identificação do uso de lagoa marginal como sítio de reprodução para espécies dominantes da ictiofauna da Lagoa do Casamento, sistema nordeste da Laguna dos Patos, RS. Unpublished Ph.D. Dissertation, Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 145p.
- Braun, S., D. dos S. Lewis & N. F. Fontoura. 2000. Biologia reprodutiva de *Cheirodon ibicuihensis* (Eigenmann, 1915) na lagoa Fortaleza, Cidreira, Rio Grande do Sul, Brasil (Teleostei: Characidae: Cheirodontinae). *Comunicações do Museu de Ciências e Tecnologia PUCRS, Série Zoologia*, 13(2): 159-166.
- Brazner, J. C. & E. W. Beals. 1997. Patterns in fish assemblages from coastal wetland and beach habitats in Green Bay, Lake Michigan: a multivariate analysis of abiotic and biotic forcing factors. *Canadian Journal of Aquatic Sciences*, 54(8): 1743-1761.
- Brown, J. H. 1984. On the relationship between abundance and distribution of species. *American Naturalist*, 124(2): 255-279.
- Bruschi Jr., W. & A. C. Peret. 1996. Ecologia populacional de *Loricariichthys anus* (Valenciennes, 1840) da lagoa Emboaba, Osório, RS (Pisces, Loricariidae). *Boletim do Instituto de Biociências*, 55(2): 53-57.

- Bruschi Jr., W. 1998. Influência de despejos urbanos sobre a ictiofauna das lagoas costeiras Marcelino e Peixoto, Osório, RS, Brasil. Unpublished Ph.D. Thesis, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 114p.
- Bruschi Jr., W., A. C. Peret, J. R. Verani & C. B. Fialho. 1997a. Crescimento de *Loricariichthys anus* (Valenciennes, 1840) na lagoa Emboaba, Osório, RS. Boletim do Instituto de Pesca, 24(único): 65-71.
- Bruschi Jr., W., A. C. Peret, J. R. Verani & C. B. Fialho. 1997b. Reprodução de *Loricariichthys anus* (Valenciennes, 1840) da lagoa Emboaba, Osório, RS, Brasil. Revista Brasileira de Biologia, 57(4): 677-685.
- Buckup, P. A., N. A. Menezes & M. S. Ghazzi. 2007. Catálogo das espécies de peixes de água doce do Brasil. Rio de Janeiro, Museu Nacional, 195p.
- Cain, R. L. & J. M. Dean. 1976. Annual occurrence, abundance and diversity of fish in a South Carolina Intertidal Creek. Marine Biology, 36(4): 369-379.
- Cain, S. A. 1938. The species-area curve. American Midland Naturalist, 19: 573-581.
- Carvalho, F. R., L. R. Malabarba, A. J. Lenz, C. K. Fukakusa, T. de F. R. Guimarães, J. A. Sanabria & A. C. de Moraes. 2012. Ictiofauna da Estação Experimental Agronômica da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, sul do Brasil: composição e diversidade. Revista Brasileira de Biociências, 10(1): 26-47.
- Casatti, L. & R. M. C. Castro. 2006. Testing the ecomorphological hypothesis in a headwater riffles fish assemblage of the rio São Francisco, southeastern Brazil. Neotropical Ichthyology, 4(2): 203-214.
- Casatti, L., H. F. Mendes & K. M. Ferreira. 2003. Aquatic macrophytes as feeding site for small fishes in the Rosana reservoir, Paranapanema river, southeastern Brazil. Brazilian Journal Biology, 63(2): 213-222.
- Castro, R. M. C. & M. S. Arcifa. 1987. Comunidades de peixes de reservatórios no sul do Brasil. Revista Brasileira de Biologia, 47(4): 493-500.
- Cenzano, C. S. S. & N. L. Würdig. 2006. Spatial and temporal variations of the benthic macrofauna in different habitats of a lagoon of the northern coastal system of Rio Grande do Sul State, Brazil. Acta Limnologica Brasiliensia, 18(2): 153-163.

- Cetra, M., G. R. Rondinelli & U. P. Souza. 2011. Resource sharing by two nectobenthic freshwater fish species of streams in the Cachoeira river basin (BA). *Biota Neotropica*, 11(1): 87-95.
- Chao, L. N., L. E. Pereira & J. P. Vieira. 1985. Estuarine fish community of the Patos Lagoon, Brazil. A baseline study. Pp. 429-450. In: Yáñez-Arancibia, A. (Ed.). *Fish community ecology in estuaries and coastal lagoons: Towards an ecosystem integration*. Mexico, Drunam Press, 654p.
- Clarke, K. R. & R. N. Gorley. 2006. *Primer v6: user manual/tutorial*. Plymouth, Plymouth Marine Laboratory.
- Clarke, K. R. & R. W. Warwick. 1994. *Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation*. Plymouth, Plymouth Marine Laboratory, 859p.
- Clarke, K. R. 1993. Non-parametric multivariate analysis of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology*, 18(1): 117-143.
- Colwell, R. K. 2004. *EstimateS: Statistical Estimation of Species Richness and Shared Species from Samples, Version 7.00. User's guide and application*. Available at: <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates>. Access in November, 2011.
- Copp, G. H. & P. Jurajda. 1993. Do small riverine fish move inshore at night? *Journal of Fish Biology*, 43(Suppl. A): 229-241.
- Cordazzo, C. V. & U. Seeliger. 1988. *Guia ilustrado da vegetação costeira no extremo sul do Brasil*. Rio Grande, Editora FURG, 275p.
- Corrêa, F. & S. R. N. Piedras. 2008. Alimentação de *Cyphocharax voga* (Hensel, 1869) (Characiformes, Curimatidae) no arroio Corrientes, Pelotas, Rio Grande do Sul, Brasil. *Biotemas*, 21(1): 117-122.
- Costa, M. D. P. & J. M. S. Conceição. 2009. Composição e abundância de ovos e larvas de peixes na baía da Babitonga, Santa Catarina, Brasil. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, 4(3): 372-382.
- Cussac, V. E., D. A. Fernández, S. E. Gomez & H. L. López. 2009. Fishes of southern South America: a story driven by temperature. *Fish Physiology and Biochemistry*, 35(1): 29-42.

- Dajoz, R. 1983. *Ecologia geral*. 4ª ed. Petrópolis, Vozes, 472p.
- Day, J. H., S. J. M. Blaber & J. H. Wallace. 1981. Estuarine fishes. Pp. 199-221. In: Day, J. H. (Ed.). *Estuarine ecology with particular reference to southern Africa*. Rotterdam, A. A. Balkema, 419p.
- Day, J. W., C. A. S. Hall, W. M. Kemp & A. Yáñez-Arancibia. 1989. *Estuarine Ecology*. New York, John Wiley & Sons, 558p.
- Debinski, D. M. & R. D. Holt. 2000. A survey and overview of habitat fragmentation experiments. *Conservation Biology*, 14(2): 342-355.
- Declerck, S., J. Vandekerkhove, L. Johansson, K. Muylaert, J. M. Conde-Porcuna, K. Van der Gucht, C. Pérez-Martínez, T. Lauridsen, K. Schwenk, G. Zwart, W. Rommens, J. López-Ramos, E. Jeppesen, W. Vyverman, L. Brendonck & L. De Meester. 2005. Multi-group diversity in shallow lakes along gradients of phosphorus and water plant cover. *Ecology*, 86(7): 1905-1915.
- Degerman, E., P. Nyberg & M. Appelberg. 1988. Estimating the number of species and relative abundance of fish in oligotrophic Swedish lakes using multi-mesh gillnets. *Nordic Journal of Freshwater Research*, 64(1): 91-100.
- Delaney, P. J. V. 1965. *Fisiografia e geologia da superfície da Planície Costeira do Rio Grande do Sul*. Escola de Geologia da UFRGS, Publicação Especial 6, Porto Alegre, 105p.
- Delariva, R. L., A. A. Agostinho, K. Nakatani & G. Baumgartner. 1994. Ichthyofauna associated to aquatic macrophytes in the upper Parana river floodplain. *Revista Unimar*, 16(3): 41-60.
- Dias, T. S. 2007. *Estudo da dieta de oito espécies da subfamília Cheirodontinae (Characiformes: Characidae) em diferentes sistemas lacustres nos estados do Rio Grande do Norte e Rio Grande do Sul*. Unpublished MSc. Thesis, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 89p.
- Dufech, A. P. S. & C. B. Fialho. 2009. Estudo comparado da taxocenose de peixes em dois ambientes aquáticos do Parque Estadual de Itapuã, sul do Brasil. *Iheringia, Série Zoologia*, 99(2): 177-188.

- Dufech, A. P. S. 2009. Uso de assembleias de peixes como indicadoras de degradação ambiental nos ecossistemas aquáticos do Delta do Rio Jacuí, RS. Unpublished Ph.D. Dissertation, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 191p.
- Eadie, J. M., T. A. Hurly, R. D. Montgomerie & K. L. Teather. 1986. Lakes and rivers as islands: species-area relationships in the fish fauna of Ontario. *Environmental Biology of Fishes*, 15(2): 81-89.
- Escalante, A. L. 1983. Contribución al conocimiento de las relaciones tróficas de peces de agua dulce del area platense. III. Otras especies. *Limnobiós*, 2: 453-463.
- Escalante A. H. & R. C. Menni. 1999. Feeding ecology of the relict fish *Gymnocharacinus bergi*, a characid from southern South America. *Water SA*, 25: 529-532.
- Esteves, F. A., A. Caliman, J. M. Santangelo, R. D. Guariento, V. F. Farjalla & R. L. Bozelli. 2008. Neotropical coastal lagoons: An appraisal of their biodiversity, functioning, threats and conservation management. *Brazilian Journal of Biology*, 68(4): 967-981.
- Esteves, F. A., I. H. Ishii & A. F. M. Camargo. 1984. Pesquisas limnológicas em 14 lagoas do litoral do Estado do Rio de Janeiro. Pp. 441-452. In: Lacerda, L. D., D. S. D. Araújo, R. Cerqueira & B. Turcq (Orgs.). *Restingas: Origem, Estrutura e Processo*. Niterói, CEUFF, 559p.
- Fernandes, E. S. F., M. V. M. Querol, A. Hermeto, J. Toso, E. Pessano & C. C. Pivoto. 2013. Densidade e Biomassa de *Crenicichla lepidota*, no Corrego, Arroio Felizardo, Bacia do Rio Uruguai, RS, Brasil. *Anais do Salão Internacional de Ensino, Pesquisa e Extensão*, 5(2): 1-5.
- Fernandes, H. M., E. D. Bidone, L. H. Veiga & S. R. Patchineelam. 1994. Heavy-metal pollution assessment in the coastal lagoons of Jacarepaguá, Rio de Janeiro, Brazil. *Environmental Pollution*, 85(3): 259-264.
- Fernández, E. M., R. A. Ferriz, C. A. Bentos & G. R. López. 2012. Dieta y ecomorfología de la ictiofauna del arroyo Manantiales, provincia de Buenos Aires, Argentina. *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales*, 14(1): 1-13.
- Fernando, C. H. & J. Holcik. 1982. The nature of fish communities: a factor influencing the fishery potential and yields of tropical lakes and reservoirs. *Hydrobiologia*, 97(1): 127-140.

- Ferraro, L. W. & H. Hasenack. 2009. Clima. Pp. 26-31. In: Würdigg, N. L. & S. M. F. Freitas (Orgs.). Ecosistemas e Biodiversidade do litoral norte do RS. Porto Alegre, Editora Nova Prova, 287p.
- Fialho, C. B. & J. R. Verani. 1994. Dinâmica da alimentação de *Odontesthes aff. perugiae* (Evermann & Kendall, 1906) da lagoa Emboaba, RS, Brasil (Atheriniformes, Atherinidae). Comunicações do Museu de Ciências e Tecnologia PUCRS, Série Zoologia, 7(1): 29-40.
- Fialho, C. B. 1996. Biologia do peixe-rei *Odontesthes aff. perugiae* (Evermann & Kendall, 1906) da lagoa Emboaba. Boletim do Instituto de Biociências, 55(1): 47-52.
- Fialho, C. B. 1998. Estudo da ictiofauna da Lagoa das Custódias, Tramandaí, Rio Grande do Sul, Brasil. Unpublished Ph.D. Dissertation, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 205p.
- Fialho, C. B., D. M. Nunes & S. M. Hartz. 2000. Biologia reprodutiva de *Platanichthys platana* (Clupeidae) na lagoa das Custódias, Tramandaí, RS. Comunicações do Museu de Ciências e Tecnologia PUCRS, Série Zoologia, 13(2): 167-176.
- Fialho, C. B., J. R. Verani, A. C. Peret & W. Bruschi Jr. 1996. Dinâmica da reprodução de *Odontesthes aff. perugiae* (Evermann & Kendall, 1906) da lagoa Emboaba, RS, Brasil (Pisces, Atherinidae). Boletim do Instituto de Pesca, 23(único): 105-115.
- Fialho, C. B., L. C. Schifino & J. R. Verani. 1998. Biologia reprodutiva de *Oligosarcus jenynsii* (Gunther, 1864) da lagoa das Custódias, Tramandaí, RS, Brasil (Characiformes, Characidae). Revista Brasileira de Zoologia, 15(3): 775-782.
- Finstad, A. G. 2005. Effect of sampling interval and temperature on the accuracy of food consumption estimates from stomach contents. Journal of Fish Biology, 66(1): 33-44.
- Fonseca, O. J. M. 1991. Aspectos limnológicos da lagoa Emboaba, Planície Costeira Setentrional do Rio Grande do Sul: morfometria, hidroquímica e degradação de *Scirpus californicus* (C. A. Meyer) Steud. Unpublished Ph.D. Dissertation, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 247p.
- Fontoura, N. F., A. S. Braun, D. S. Lewis & G. D. B. Souto. 1994. Fish population dynamics of Lagoa Fortaleza, Cidreira, Rio Grande do Sul. II. *Jenynsia lineata* (Jenyns, 1842) (Teleostei, Anablepidae). Biociências, 2(1): 79-93.

- Fontoura, N. F., C. R. Weck, M. X. de T. Lutz & W. R. Koch. 1993. Dinâmica populacional da ictiofauna da lagoa Fortaleza, Cidreira, Rio Grande do Sul. I. *Astyanax alburnus* (Hensel, 1870) (Teleostei, Characiformes, Characidae). *Biociências*, 1(1): 77-94.
- Freitas, C. E. C. & R. C. S. Garcez. 2004. Fish communities of natural canals between floodplain lakes and Solimões-Amazonas River. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 16(3): 273-280.
- Freitas, S. M. F. 2003. Distribuição espaço-temporal da comunidade de macroinvertebrados bentônicos associados ao sedimento, e uso na interpretação da qualidade das águas das lagoas Marcelino, Peixoto e Pinguela, lagoas costeiras da bacia do rio Tramandaí, Osório, RS, Brasil, Unpublished MSc. Thesis, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 169p.
- Galacatos, K., D. J. Stewart & M. Ibarra. 1996. Fish community patterns of lagoons and associated tributaries in the Ecuadorian Amazon. *Copeia*, 1996(4): 875-894.
- Garcia, A. M. & J. P. Vieira. 2001. O aumento da diversidade de peixes no estuário da lagoa dos Patos durante o episódio El Niño 1997-1998. *Atlântica*, 23: 85-96.
- Garcia, A. M., J. P. Vieira, K. O. Winemiller & M. B. Raseira. 2004. Reproductive cycle and spatiotemporal variation in abundance of the one-sided livebearer *Jenynsia multidentata*, in Patos Lagoon, Brazil. *Hydrobiologia*, 515(1): 39-48.
- Garcia, A. M., M. A. Bemvenuti, J. P. Vieira, D. M. L. M. Marques, M. D. M. Burns, A. Moresco & M. V. L. Condi. 2006. Checklist comparison and dominance patterns of the fish fauna at Taim wetland, South Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 4(2): 261-268.
- Garcia, A. M., M. B. Raseira, J. P. Vieira, K. O. Winemiller & A. M. Grimm. 2003. Spatiotemporal variation in shallow-water freshwater fish distribution and abundance in a large subtropical coastal lagoon. *Environmental Biology of Fishes*, 68(3): 215-228.
- García, M. L., A. J. Jaureguizar & L. C. Protopino. 2010. From freshwater to the slope: fish community ecology in the Río de la Plata and the sea beyond. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 38(1): 81-94.
- Garutti, V. 1988. Distribuição longitudinal da ictiofauna em um córrego da região noroeste do Estado de São Paulo, bacia do rio Paraná. *Revista Brasileira de Biologia*, 48(4): 747-759.

- Gelain, D. 2000. Biologia de *Astyanax eigenmanniorum* (Cope, 1894) e *Hyphessobrycon luetkenii* (Boulenger, 1887) da Lagoa Fortaleza, município de Cidreira, RS, Brasil (Characiformes: Characidae). Unpublished MSc. Thesis, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 99p.
- Géry, J. 1977. Characoids of the world. New Jersey, T.F.H. Publications, 672p.
- Giora, J. & L. R. Malabarba. 2009. *Brachyhypopomus gauderio*, new species, a new example of underestimated species diversity of electric fishes in the southern South America (Gymnotiformes: Hypopomidae). *Zootaxa*, 2093: 60-68.
- Giora, J. 2004. Biologia reprodutiva e hábito alimentar de *Eigenmannia trilineata* López & Castello, 1966 (Teleostei, Sternopygidae) do Parque Estadual de Itapuã, Rio Grande do Sul, Brasil. Unpublished MSc. Thesis, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 92p.
- Giora, J., C. B. Fialho & A. P. S. Dufech. 2005. Feeding habit of *Eigenmannia trilineata* Lopez & Castello, 1966 (Teleostei: Sternopygidae) of Parque Estadual de Itapuã, RS, Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 3(3): 291-298.
- Giora, J., H. M. Tarasconi & C. B. Fialho. 2014. Reproduction and Feeding of the Electric Fish *Brachyhypopomus gauderio* (Gymnotiformes: Hypopomidae) and the Discussion of a Life History Pattern for Gymnotiforms from High Latitudes. *PLoS One*, 9(9): 1-11.
- Gomes, A. L. 1946. A review of *Microglanis*, a genus of South American catfishes with notes on related species. *Occasional Papers Museum Zoology*, 494(1): 1-19.
- Gomes, A. L. 1947. A small collection of fishes from Rio Grande do Sul, Brazil. *Miscellaneous Publications Museum of Zoology*, 67(1): 1-39.
- Gonçalves, T. K., M. A. Azevedo, L. R. Malabarba & C. B. Fialho. 2005. Reproductive biology and development of sexually dimorphic structures in *Aphyocharax anisitsi* (Ostariophysi: Characidae). *Neotropical Ichthyology*, 3(3): 433-438.
- Gönenç, I. E. & J. P. Wolflin. 2004. Coastal lagoons: ecosystem processes and modeling for sustainable use and development. New York, CRC Press, 528p.

- Gophen, M., P. B. O. Ochumba, U. Pollinger & L. S. Kaufman. 1993. Nile perch, *Lates niloticus* invasion in lake Victoria (East Africa). *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie*, 25: 856-859.
- Gorman, O. T. & J. R. Karr. 1978. Habitat structure and stream fish communities. *Ecology*, 59(3): 507-515.
- Goulding, M. 1980. *The fishes and the forest: explorations in amazon natural history*. Berkeley, California University Press, 280p.
- Goyenola, G., C. Iglesias, N. Mazzeo & E. Jeppesen. 2011. Analysis of the reproductive strategy of *Jenynsia multidentata* (Cyprinodontiformes, Anablepidae) with focus on sexual differences in growth, size, and abundance. *Hydrobiologia*, 673: 245-257.
- Gracioli, G., M. A. Azevedo & F. A. G. Melo. 2003. Comparative study of the diet of Glandulocaudinae and Tetragonopterinae (Ostariophysi: Characidae) in a small stream in southern Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 38(1): 95-103.
- Granado-Lorencio, C., C. R. M. Araújo-Lima & J. Lobón-Cerviá. 2005. Abundance - distribution relationships in fish assembly of the Amazonas floodplain lakes. *Ecography*, 28(4): 515-520.
- Granado-Lorencio, C., J. Lobón Cerviá & C. R. M. Araújo Lima. 2007. Floodplain lake fish assemblages in the Amazon River: directions in conservation biology. *Biodiversity and Conservation*, 16(3): 679-692.
- Grenouillet, G., D. Pont & K. L. Seip. 2002. Abundance and species richness as a function of food resources and vegetation structure: juvenile fish assemblages in rivers. *Ecography*, 25(6): 641-650.
- Grosser, K. M. & S. D. Hahn. 1981. Ictiofauna da lagoa Negra, Parque Estadual de Itapuã, Município de Viamão, RS, Brasil. *Iheringia, Série Zoologia*, 59(1): 45-64.
- Grossman, G. D., R. E. Ratajczak Jr., M. Crawford & M. C. Freeman. 1998. Assemblage organization in stream fishes: effects of environmental variation and interspecific interactions. *Ecological Monographs*, 68(3): 395-420.

- Gubiani, E. A., L. C. Gomes & A. A. Agostinho. 2012. Estimates of population parameters and consumption/biomass ratio for fishes in reservoirs, Paraná State, Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 10(1): 177-188.
- Güntzel, A. 1995. Estrutura e variações espaço-temporais da comunidade zooplanctônica na lagoa Caconde, Osório, RS. Unpublished MSc. Thesis, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 128p.
- Hahn, N. S. & V. E. Loureiro-Crippa. 2006. Estudo comparativo da dieta, hábitos alimentares e morfologia trófica de duas espécies simpátricas de peixes de pequeno porte associados à macrófitas aquáticas. *Acta Scientiarum, Biological Sciences*, 28(4): 359-364.
- Hammer, Ø., D. A. T. Harper & P. D. Ryan. 2001. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica*, 4(1): 1-9.
- Hartz, S. M. & G. Barbieri. 1993a. Dinâmica quantitativa da alimentação de *Cyphocharax voga* (Hensel, 1869) da lagoa Emboaba, RS, Brasil (Characiformes, Curimatidae). *Comunicações do Museu de Ciências e Tecnologia PUCRS, Série Zoologia*, 6(1): 63-74.
- Hartz, S. M. & G. Barbieri. 1993b. Growth of *Cyphocharax voga* (HENSEL, 1869) in Emboaba Lagoon, Rio Grande do Sul, Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 28(3): 169-178.
- Hartz, S. M. & G. Barbieri. 1994. Dinâmica da reprodução de *Cyphocharax voga* (Hensel, 1869) da lagoa Emboaba, RS, Brasil (Characiformes, Curimatidae). *Brazilian Journal of Biology*, 54(3): 459-468.
- Hartz, S. M. & G. Barbieri. 1995. Crescimento do peixe-cachorro, *Oligosarcus jenynsii* (Gunther, 1864), na lagoa Caconde, Rio Grande do Sul, Brasil (Teleostei, Characidae). *Boletim do Instituto de Pesca*, 22(2): 33-40.
- Hartz, S. M. 1997. Alimentação e estrutura da comunidade de peixes da lagoa Caconde, litoral norte do Rio Grande do Sul, Brasil. Unpublished Ph.D. Dissertation, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 282p.
- Hartz, S. M., A. G. Martins & A. C. Peret. 1994. Fecundidade de *Cyphocharax voga* (Hensel, 1869) na lagoa Emboaba, Rio Grande do Sul, Brasil (Characiformes, Curimatidae). *Iheringia, Série Zoologia*, 76(1): 161-165.

- Hartz, S. M., A. Martins & G. Barbieri. 1996a. Dinâmica da alimentação e dieta de *Oligosarcus jenynsii* (Gunther, 1864) na lagoa Caconde, Rio Grande do Sul (Teleostei, Characidae). Boletim do Instituto de Pesca, 23(único): 21-29.
- Hartz, S. M., C. M. Silveira & G. Barbieri. 1996b. Alimentação das espécies de *Astyanax* Baird & Girard, 1854 ocorrentes na lagoa Caconde, RS, Brasil (Teleostei, Characidae). Acta Scientiarum, Biological Sciences, 18(2): 269-281.
- Hartz, S. M., F. S. Vilella & G. Barbieri. 1997. Reproduction dynamics of *Oligosarcus jenynsii* (Characiformes, Characidae) in lake Caconde, Rio Grande do Sul, Brazil. Brazilian Journal of Biology, 57(2): 295-303.
- Hartz, S. M., J. R. Verani & G. Barbieri. 2000. Partilha de recursos entre as espécies de ciclídeos (Teleostei, Perciformes) em uma lagoa no litoral norte do Rio Grande do Sul, Brasil. Biociências, 8(1): 33-58.
- Hartz, S. M., W. Bruschi Jr. & M. V. Formehl. 1998. Idade e crescimento de *Gymnogeophagus lacustris* Reis & Malabarba, um Cichlidae endêmico da bacia hidrográfica do rio Tramandaí, Rio Grande do Sul, Brasil. Revista Brasileira de Zoologia, 15(3): 605-612.
- Hatzenbeler, G. R., M. A. Bozek, M. J. Jennings & E. E. Emmons. 2000. Seasonal Variation in Fish Assemblage Structure and Habitat Structure in the Nearshore Littoral Zone of Wisconsin Lakes. North American Journal of Fisheries Management, 20(2): 360-368.
- Hayes, J. W. 1989. Comparison between a fine mesh trap net and five other fishing gears for sampling shallow-lake fish communities in New Zealand. Journal of Marine and Freshwater Research, 23: 321-324.
- Hayes, M. L. 1983. Active fish capture methods. Pp. 123-145. In: Nielsen, L. A. & D. L. Johnson (Eds.). Fisheries Techniques. Maryland, American Fisheries Society, 468p.
- Henderson, B. A. & S. J. Nepszy. 1992. Comparison of catches in mono- and multifilament gill nets in lake Erie. North American Journal of Fisheries Management, 12(4): 618-624.
- Henderson, P. A. & W. G. R. Crampton. 1997. A comparison of fish diversity and abundance between nutrient-rich and nutrient-poor lakes in the Upper Amazon. Journal of Tropical Ecology, 13(2): 175-198.

- Hermes-Silva, S., S. Meurer & E. Zaniboni-Filho. 2004. Biologia alimentar e reprodutiva do peixe-cachorro (*Oligosarcus jenynsii* Günther, 1864) na região do alto rio Uruguai, Brasil. *Acta Scientiarum, Biological Sciences*, 26(1): 175-179.
- Hinch, S. G., N. C. Collins & H. H. Harvey. 1991. Relative abundance of littoral zone fishes: biotic interactions, abiotic factors, and postglacial colonization. *Ecology*, 72(4): 1314-1324.
- Hook, J. H. 1991. Seasonal variation in relative abundance and species diversity of fishes in south bay. *Contributions in Marine Science*, 32(1): 127-141.
- Hubert, W. A. 1983. Passive capture techniques. Pp. 98-111. In: Nielsen, L. A. & D. L. Johnson (Eds.). *Fisheries techniques*. Mariland, American Fisheries Society, 468p.
- Hutchinson, G. E. 1975. *A treatise on limnology*. v. 3. *Limnological botany*. New York, John Wiley & Sons, 660p.
- Iglesias, C., G. Goyenola, N. Mazzeo, M. Meerhoff, E. Rodó & E. Jeppesen. 2007. Horizontal dynamics of zooplankton in subtropical Lake Blanca (Uruguay) hosting multiple zooplankton predators and aquatic plant refuges. *Hydrobiologia*, 584(1): 179-189.
- Jackson, D. A. & H. H. Harvey. 1989. Biogeographic associations in fish assemblages: Local vs. Regional processes. *Ecology*, 70(5): 1472-1484.
- Jackson, D. A., K. M. Somers & H. H. Harvey. 1992. Null models and fish communities: evidence of non random patterns. *American Naturalist*, 139(4): 930-943.
- Jackson, D. A., P. R. Peres-Neto & J. D. Olden. 2001. What controls who is where in freshwater fish communities - the roles of biotics, abiotics, and spatial factors. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 58(1): 157-170.
- Jaureguizar, A. J., R. Menni, R. Guerrero & C. Lasta. 2003. Environmental factors structuring fish communities of the Rio de la Plata estuary. *Fisheries Research*, 66(2-3): 195-211.
- Jensen, J. W. 1990. Comparing fish catches taken with Gill nets of different combinations of mesh sizes. *Journal of Fish Biology*, 37(1): 99-104.
- Jeppesen, E., J. P. Jensen, M. Søndergaard, T. Lauridsen, L. J. Pedersen & L. Jensen. 1997. Top down control in freshwater lakes: the role of nutrient state, submerged macrophytes and water depth. *Hydrobiologia*, 342/343: 151-164.

- Jeppesen, E., M. Søndergaard, M. Søndergaard & K. Christoffersen. 1998. The Structuring Role of Submerged Macrophytes in Lakes. New York, Springer Verlag, 423p.
- Jeppesen, E., M. Søndergaard, N. Mazzeo, M. Meerhoff, C. Branco, V. Huszar & F. Scasso. 2005. Lake restoration and biomanipulation in temperate lakes: relevance for subtropical and tropical lakes. Pp. 331-359. In: Reddy, M. V. (Ed.). Restoration and Management of Tropical Eutrophic Lakes. Enfield, Science Publishers, 534p.
- Jost, H. & E. Soliani Jr. 1976. Mapeamento geológico e geomorfológico. In: Plano de integração para o desenvolvimento do litoral norte do Rio Grande do Sul. Adequação do uso do solo. Fundação de Economia e Estatística, Porto Alegre, 121p.
- Junk, W. J. 1973. Investigations on the ecology and production biology of the floating meadows (*Paspalo-Echinochloetum*) on the Middle Amazon. Part 2: The aquatic fauna in the root zone of the floating vegetation. *Amazoniana*, 4(1): 9-12.
- Junk, W. J., G. M. Soares & F. M. Carvalho. 1983. Distribution of fish species in a lake of the Amazon river floodplain near Manaus (lago Camaleão), with special reference to extreme oxygen conditions. *Amazoniana*, 7(4): 397-431.
- Junk, W. J., P. B. Bayley & R. E. Sparks. 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 106: 110-127.
- Kahle, D. & H. Wickham. 2013. ggmap: Spatial Visualization with ggplot2. *The R Journal*, 5(1): 144-161.
- Kjerfve, B. 1994. Coastal lagoon processes. Pp. 1-8. In: Kjerfve, B. (Ed.). Coastal lagoon processes. Amsterdam, Elsevier Oceanography Series, vol. 60, 576p.
- Kleerekoper, H. 1945. O peixe-rei. Ministério da Agricultura, Serviço de Informação Agrícola, Rio de Janeiro, 98p.
- Konrath, J. 1995. Flutuação temporal da taxa de fixação de carbono particulado, estrutura do fitoplâncton e fatores ambientais em uma lagoa costeira eutrófica (Lagoa Caconde, Osório/RS). Unpublished MSc. Thesis, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 128p.
- Krebs, C. J. 1986. Ecología: análisis experimental de la distribución y abundancia. Madrid, Ed. Pirámide S.A., 782p.

- Kruk, C., L. Rodriguez-Gallego, M. Meerhoff, F. Quintans, G. Lacerot, N. Mazzeo, F. Scasso, J. C. Paggi, E. T. H. M. Peeters & M. Scheffer. 2009. Determinants of biodiversity in subtropical shallow lakes (Atlantic coast, Uruguay). *Freshwater Biology*, 54(12): 2628-2641.
- Lagler, K. F. 1971. Capture, sampling and examination of fishes. Pp. 7-44. In: Ricker, W. E. (Ed.). *Methods for assessment of fish production in freshwaters*. Oxford and Edinburg, Blackwell, 313p.
- Lake, P. S. 2003. Ecological effects of perturbation by drought in flowing water. *Freshwater Biology*, 48(7): 1161-1172.
- Lampert, V. R. 2003. Biologia reprodutiva de duas espécies do gênero *Bryconamericus* (Characidae: Tetragonopterinae) dos sistemas dos rios Jacuí e Uruguai, RS. Unpublished MSc. Thesis, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 73p.
- Lampert, V. R., M. A. Azevedo & C. B. Fialho. 2003. Hábito alimentar de *Mimagoniates microlepis* Steindachner, 1876 (Characidae: Glandulocaudinae) do canal de ligação entre as lagoas Emboaba e Emboabinha, Rio Grande do Sul, Brasil. *Comunicações do Museu de Ciências e Tecnologia PUCRS, Série Zoologia*, 16(1): 3-16.
- Lanzer, R. M., B. V. C. Ramos & C. A. Marchett. 2013. Impactos ambientais do turismo em lagoas costeiras do Rio Grande do Sul. *Caderno Virtual de Turismo*, 13(1): 134-149.
- Lee, A. & B. Robertson. 2012. R330: An R package for Stats 330. R package version 1.0. 54p. Available at: <http://CRAN.R-project.org/package=R330>. Access in January, 2014.
- Lévêque, C., T. Oberdorff, D. Paugy, M. L. J. Stiassny & P. A. Tedesco. 2008. Global diversity of fish (Pisces) in freshwater. *Hydrobiologia*, 595(1): 545-567.
- Li, R. Y. & F. P. Gelwick. 2005. The relationship of environmental factors to spatial and temporal variation of fish assemblages in a floodplain river in Texas, USA. *Ecology of Freshwater Fish*, 14(4): 319-330.
- Lima, M. Q., A. A. Cunha, J. I. Sánchez-Botero & E. P. Caramaschi. 2008. Vertical segregation of two species of *Hyphessobrycon* (Characiformes: Characidae) in the Cabiúnas coastal lagoon, southeastern Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 6(4): 683-688.

- Lira, L., I. R. Martins, T. H. Araújo & E. A. Dehnhardt. 1976. Nota prévia sobre o comportamento da cunha salina no estuário de Tramandaí - Rio Grande do Sul. Anais da Universidade Federal Rural de Pernambuco, Ciências Biológicas, 3(1): 115-126.
- Loebmann, D. & J. P. Vieira. 2005. Distribuição espacial e abundância das assembléias de peixes no Parque Nacional da Lagoa do Peixe, Rio Grande do Sul, Brasil. Revista Brasileira de Zoologia, 22(3): 667-675.
- Longoni, L. S. 2009. Biologia alimentar e reprodutiva do cará *Gymnogeophagus gymnogenys* (Perciformes: Cichlidae) na região do Delta do Jacuí, Rio Grande do Sul. Unpublished Bachelors in Biological Sciences, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 42p.
- Longoni, L. S. 2012. Biologia Comparada da reprodução de *Hyphessobrycon igneus* e *Astyanax eigenmanniorum* (Characiformes: Characidae) na lagoa Bacopari, Rio Grande do Sul, Brasil. Unpublished MSc. Thesis, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 88p.
- Lopardo, N. 2002. Estudo hidrodinâmico e correlação com sólidos suspensos e turbidez na lagoa Itapeva do litoral norte do Estado do Rio Grande do Sul. Unpublished MSc. Thesis, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 168p.
- Loreau, M., S. Naeem, P. Inchausti, J. Bengtsson, J. P. Grime, A. Hector, D. U. Hooper, M. A. Huston, D. Raffaelli, B. Schmid, D. Tilman & D. A. Wardle. 2001. Biodiversity and ecosystem functioning: current knowledge and future challenges. Science, 294(5543): 804-808.
- Lowe-McConnell, R. H. 1975. Fish communities in tropical freshwaters. New York, Longman Inc., 337p.
- Lowe-McConnell, R. H. 1999. Estudos Ecológicos de Comunidades de Peixes Tropicais. São Paulo, Edusp, 536p.
- Lucena, C. A. S. de, A. da S. Jardim & E. S. Vidal. 1994. Ocorrência, distribuição e abundância da fauna de peixes da praia de Itapuã, Viamão, Rio Grande do Sul, Brasil. Comunicações do Museu de Ciências e Tecnologia da PUCRS, Série Zoologia, 7(1): 3-27.

- Lundberg, J. G. & L. A. McDade. 1990. Chapter 3: Systematics. Pp. 65-108. In: Schreck, C. & P. B. Moyle (Eds.). *Methods for Fish Biology*. Bethesda, Special Publication of the American Fisheries Society, 704p.
- MacArthur, R. H. & E. O. Wilson. 1967. *The Theory of Island Biogeography*. Princeton, Princeton University Press, 224p.
- Magalhães, M. F., P. Beja, I. J. Schlosser & M. J. Collares-Pereira. 2007. Effects of multi-year droughts on fish assemblages of seasonally drying Mediterranean streams. *Freshwater Biology*, 52(8): 1494-1510.
- Magnuson, J. J., L. B. Crowder & P. A. Medvick. 1979. Temperature as an ecological resource. *American Zoologist*, 19(1): 331-343.
- Magurran, A. E. 1988. *Ecological diversity and its measurement*. Princeton, Princeton University Press, 179p.
- Mai, A. C. G., A. M. Garcia & J. P. Vieira. 2006. Ecologia alimentar do barrigudinho *Jenynsia multidentata* (Jenyns, 1842) (Pisces: Cyprinodontiformes) no estuário da laguna dos Patos, Rio Grande do Sul, Brasil. *Comunicações do Museu de Ciências e Tecnologia da PUCRS, Série Zoologia*, 19(1): 3-18.
- Mai, A. C. G., A. M. Garcia, J. P. Vieira & M. G. Mai. 2007. Reproductive aspects of the one-sided livebearer *Jenynsia multidentata* (Jenyns, 1842) (Cyprinodontiformes) in the Patos Lagoon estuary, Brazil. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, 2(1): 40-46.
- Maia, R., L. G. S. Artioli & S. M. Hartz. 2013. Diet and reproductive dynamics of *Trachelyopterus lucenai* (Siluriformes: Auchenipteridae) in subtropical coastal lagoons in southern Brazil. *Zoologia*, 30(3): 255-265.
- Malabarba, L. R. & E. A. Isaia. 1992. The freshwater fish fauna of the rio Tramandaí drainage, Rio Grande do Sul, with a discussion of its local origin. *Comunicações do Museu de Ciência e Tecnologia PUCRS, Série Zoologia*, 5(1): 197-223.
- Malabarba, L. R. & R. E. Reis. 1987. Manual de técnicas para preparação de coleções zoológicas. *Sociedade Brasileira de Zoologia*, 36(1): 1-14.

- Malabarba, L. R. 1983. Redescricao e discussao da posicao taxonomica de *Astyanax hasemani* Eigenmann, 1914 (Teleostei, Characidae). *Comunicações do Museu de Ciências e Tecnologia da PUCRS*, 29(1): 177-199.
- Malabarba, L. R. 1989. Histórico sistemático e lista comentada das espécies de peixes de água doce do sistema da laguna dos Patos, Rio Grande do Sul, Brasil. *Comunicações do Museu de Ciências e Tecnologia da PUCRS, Série Zoologia*, 2(8): 107-179.
- Malabarba, L. R., P. Carvalho Neto, V. de A. Bertaco, T. P. Carvalho, J. F. dos Santos & L. G. S. Artioli. 2013. *Guia de Identificação dos Peixes da Bacia do Rio Tramandaí*. Porto Alegre, Via Sapiens, 140p.
- Marques, C. S., A. S. Braun & N. F. Fontoura. 2007. Estimativa de tamanho de primeira maturação a partir de dados de IGS: *Oligosarcus jenynsii*, *Oligosarcus robustus*, *Hoplias malabaricus*, *Cyphocharax voga*, *Astyanax fasciatus* (Characiformes), *Parapimelodus nigribarbis*, *Pimelodus maculatus*, *Trachelyopterus lucenai*, *Hoplosternum littorale*, *Loricariichthys anus* (Siluriformes) e *Pachyurus bonariensis* (Perciformes) no lago Guaíba e Laguna dos Patos, RS. *Biociências*, 15(2): 230-256.
- Matthews, W. J. 1998. *Patterns in Freshwater Fish Ecology*. New York, Chapman & Hall, 756p.
- Matthews, W. L. & H. W. Robinson. 1998. Influence of drainage connectivity, drainage area and regional species richness of fishes of the interior highlands in Arkansas. *The American Midland Naturalist*, 139(1): 1-19.
- Mazzeo, N., L. Rodríguez-Gallego, C. Kruk, M. Meerhoff, J. Gorga, G. Lacerot, F. Quintans, M. Loureiro, D. Larrea & F. García-Rodríguez. 2003. Effects of *Egeria densa* Planch. beds on a shallow lake without piscivorous fish. *Hydrobiologia*, 506-509: 591-602.
- Mazzoni, R. & R. Iglesias-Rios. 2005. Environmentally related life history variations in *Geophagus brasiliensis*. *Journal of Fish Biology*, 61(6): 1606-1618.
- McIlroy, D., R. Brownrigg, T. P. Minka & R. Bivand. 2014. mapproj: Map Projections. R package version 1.2-2. Available at: <http://CRAN.R-project.org/package=mapproj>. Access in November, 2014.
- McKaye, K. R. 1984. Behavioral aspects of cichlids reproductive strategies: patterns of territoriality and brood defense in Central American substratum spawners and African

- mouth brooders. Pp. 245-273. In: Potts, G. W. & R. J. Wootton (Eds.). Fish reproduction: strategies and tactics. London, Academic Press, 410p.
- Meerhoff, M., C. Iglesias, F. Teixeira de Mello, J. M. Clemente, E. Jensen, T. L. Lauridsen & E. Jeppesen. 2007. Effects of habitat complexity on community structure and predator avoidance behavior of littoral zooplankton in temperate *versus* subtropical shallow lakes. *Freshwater Biology*, 52(6): 1009-1021.
- Meerhoff, M., N. Mazzeo, B. Moss & L. Rodríguez-Gallego. 2003. The structuring role of free-floating *versus* submerged plants in a shallow subtropical lake. *Aquatic Ecology*, 37(4): 377-391.
- Menni, R. C. & A. E. Almiron. 1994. Reproductive seasonality in fishes of man-made ponds in temperate South America. *Neotropica*, 40(1): 75-85.
- Meschiatti, A. J., M. S. Arcifa & N. Fenerich-Verani. 2000. Fish communities associated with macrophytes in Brazilian floodplain lakes. *Environmental Biology of Fishes*, 2(1): 133-143.
- Milani, P. C. C. & N. F. Fontoura. 2007. Diagnóstico da pesca artesanal na lagoa do casamento, sistema nordeste da Laguna dos Patos: uma proposta de manejo. *Biociências*, 15(1): 82-125.
- Minns, C. K. 1989. Factors affecting fish species richness in Ontario lakes. *Transactions of the American Fisheries Society*, 118(5): 533-545.
- MMA/SBF (Ministério do Meio Ambiente/Secretaria de Biodiversidade e Florestas). 2006. Avaliação e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da Zona Costeira e Marinha. Brasília, MMA/SBF, 72p.
- Moresco, A. & M. A. Bemvenuti. 2005. Morphologic features and feeding analysis of the black catfish *Trachelyopterus lucenai* Bertoletti, Pezzi da Silva & Pereira, 1995 (Siluriformes, Auchenipteridae). *Acta Limnologica Brasiliensia*, 17(1): 37-44.
- Moretti, M. S., M. D. C. Goulart & M. Callisto. 2003. Avaliação rápida da macrofauna associada a *Eichhornia azurea* (Swartz) Kunth, 1843 e *Pontederia lanceolata* Nutt., 1818 (Pontederiaceae) na Baía do Coqueiro, Pantanal de Poconé (MT/Brasil). *Revista Brasileira de Zoociências*, 5(1): 7-22.

- Moss, D. 2000. Biodiversity in freshwaters - an issue of species preservation or system functioning? *Environmental Conservation*, 27(1): 1-4.
- Moyle, P. B., R. A. Daniels, B. H. Herbold & D. M. Baltz. 1986. Patterns of distribution and abundance of a non-coevolved assemblage of estuarine fishes in California. *Fishery Bulletin*, 84(1): 105-117.
- Navarro, F. K. S. P. 2010. Efeito do fotoperíodo na atividade locomotora e parâmetros fisiológicos em fêmeas do lambari *Astyanax bimaculatus*. Unpublished MSc. Thesis, Universidade Federal de Lavras, Lavras, 58p.
- Nielsen, L. A. & D. L. Johnson. 1983. *Fisheries Techniques*. Bethesda, American Fisheries Society Publications, 468p.
- Novaes, J. L. & J. V. Andreatta, 1996. Aspectos reprodutivos de *Jenynsia lineata* Jenyns, 1842 (Osteichthyes, Anablepidae) da Lagoa Rodrigo de Freitas, Rio de Janeiro. *Acta Biologica Leopoldensia*, 18(2): 129-136.
- Nunes, D. M. & S. M. Hartz. 2006. Feeding dynamics and ecomorphology of *Oligosarcus jenynsii* (Gunter, 1864) and *Oligosarcus robustus* (Menezes, 1969) in the lagoa Fortaleza, southern Brazil. 2006. *Brazilian Journal of Biology*, 66(1A): 121-132.
- Nunes, D. M., M. Pellanda & S. M. Hartz. 2004. Dinâmica reprodutiva de *Oligosarcus jenynsii* e *O. robustus* (Characiformes, Characidae) na Lagoa Fortaleza, Rio Grande do Sul, Brasil. *Iheringia, Série Zoologia*, 94(1): 5-11.
- Nupelia. 1987. Ictiofauna e biologia pesqueira I e II. Relatório Anual do Projeto Itaipu Binacional. Fundação Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 638p.
- Okada, E. K. A., A. A. Agostinho, M. Petrere-Júnior & T. Penczak. 2003. Factors affecting fish diversity and abundance in drying ponds and lagoons in the upper Paraná River basin, Brazil. *Ecohydrology & Hydrobiology*, 3(1): 97-110.
- Oksanen, J., F. G. Blanchet, R. Kindt, P. Legendre, P. R. Minchin, R. B. O'Hara, G. L. Simpson, P. Solymos, M. H. H. Stevens & H. Wagner. 2013. *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.0-10. Available at: <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>. Access in November 2014.

- Okun, N., R. Mendonça & T. Mehner. 2005. Diel shifts in community composition and feeding of juvenile fishes in the pelagic area of a large shallow lake. *Limnologica*, 35(1): 70-77.
- Olden, J. D., D. A. Jackson & P. R. Peres-Neto. 2001. Spatial isolation and fish communities in drainage lakes. *Oecologia*, 127: 572-585.
- Olin, M., T. Malinen & J. Ruuhijärvi. 2009. Gillnet catch in estimating the density and structure of fish community - Comparison of gillnet and trawl samples in a eutrophic lake. *Fisheries Research*, 96(1): 88-94.
- Oliveira Neto, J. F., H. L. Spach, R. Schwarz Jr. & H. A. Pichler. 2010. Fish Communities of two tidal creeks in the Pinheiros bay, State of Paraná, southern Brazil. *Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology*, 4(1): 47-54.
- Oliveira, C. L. C., C. B. Fialho & L. R. Malabarba. 2002. Período reprodutivo, desova e fecundidade de *Cheirodon ibicuihensis* Eigenmann, 1915 (Ostariophysi: Characidae) do arroio Ribeiro, Rio Grande do Sul, Brasil. *Comunicações do Museu de Ciências e Tecnologia da PUCRS, Série Zoologia*, 15(1): 3-14.
- Oliveira, E. F. & E. Goulart. 2000. Distribuição espacial de peixes em ambientes lênticos: interação de fatores. *Acta Scientiarum*, 22(2): 445-453.
- Ozório, C. P. 1993. Estrutura espacial e sazonal da macrofauna bentônica da lagoa das Custódias, Tramandaí (RS), Brasil: situações de verão e inverno. Unpublished MSc. Thesis, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 167p.
- Palmeira, S. da S. 1993. Estrutura de comunidades de peixes da planície inundável do rio Miranda - MS. Unpublished MSc. Thesis, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 110p.
- Pavanelli, C. S. & E. P. Caramaschi. 1997. Composition of the ichthyofauna of two small tributaries of the Paraná river, Porto Rico, Paraná state, Brazil. *Ichthyological Exploration of Freshwaters*, 8(1): 31-32.
- Payne, A. I. 1986. *The ecology of tropical lakes and rivers*. New York, John Wiley & Sons, 310p.

- Pelicice, F. M. & A. A. Agostinho. 2006. Feeding ecology of fishes associated with *Egeria* spp. patches in a tropical reservoir, Brazil. *Ecology of Freshwater Fish*, 15(1): 10-19.
- Peret, A. C. 1987. Seletividade amostral e sua aplicação em biologia pesqueira. Unpublished Ph.D. Dissertation, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 74p.
- Persson, L. & P. Eklöv. 1995. Prey refuges affecting interactions between piscivorous perch and juvenile perch and roach. *Ecology*, 76(1): 70-81.
- Petry, A. C. & U. H. Schulz. 2000. Ritmo de alimentação de juvenis de *Loricariichthys anus* (Siluriformes, Loricariidae) da lagoa dos Quadros, RS, Brasil. *Iheringia, Série Zoologia*, 89(1): 171-176.
- Petry, A. C., A. A. Agostinho & L. C. Gomes. 2003. Fish assemblages of tropical floodplain lagoons: exploring the role of connectivity in a dry year. *Neotropical Ichthyology*, 1(2): 111-119.
- Pfeifer, N. T. S. & V. L. L. Pitoni. 2003. Análise qualitativa estacional da fauna de moluscos límnicos no Delta do Jacuí, Rio Grande do Sul, Brasil. *Biociências*, 11(2): 145-158.
- Piana, P. A., L. C. Gomes & E. M. Cortez. 2006. Factors influencing *Serrapinnus notomelas* (Characiformes: Characidae) populations in upper Paraná river floodplain lagoons. *Neotropical Ichthyology*, 4(1): 81-86.
- Pianka, E. R. 1983. *Evolutionary ecology*. New York, Harper & Row, 416p.
- Pielou, E. C. 1966. The measurement of diversity in different types of biological collections. *Journal of Theoretical Biology*, 13(1): 131-144.
- Pielou, E. C. 1975. *Ecological diversity*. New York, John Wiley & Sons, 165p.
- Piet, G. J. & W. A. H. P. Guruge. 1997. Diel variation in feeding and vertical distribution of ten co-occurring fish species: consequences for resource partitioning. *Environmental Biology of Fishes*, 50(3): 293-307.
- Pompeu, P. dos S. & C. B. M. Alves. 2003. Local fish extinction in a small tropical lake in Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 1(2): 133-135.
- Pompeu, P. dos S. 1999. Dieta da pirambeba *Serrasalmus brandtii* Reinhardt (Teleostei, Characidae) em quatro lagoas marginais do rio São Francisco, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 16(Suplemento 2): 19-26.

- Power, M. E. 1983. Grazing ecology of tropical freshwater fishes to different scales of variation in their food. *Environmental Biology of Fishes*, 9(1): 103-115.
- Pusey, B. J., A. H. Arthington & M. G. Read. 1993. Spatial and temporal variation in fish assemblage structure in the Mary River, southeastern Queensland: the influence of habitat structure. *Environmental Biology of Fishes*, 37: 355-380.
- Putman, R. J. 1994. *Community ecology*. London, Chapman & Hall, 178p.
- Quinn, N. J. 1980. Analisis of temporal changes in fish assemblages in Serpentine Creek, Queensland. *Environmental Biology of Fishes*, 5(2): 117-133.
- Quintans, F., F. Scasso, M. Loureiro & A. Yafe. 2009. Diet of *Cnesterodon decemmaculatus* (Poeciliidae) and *Jenynsia multidentata* (Anablepidae) in a hypertrophic shallow lake of Uruguay. *Iheringia, Série Zoologia*, 99(1): 99-105.
- R Core Team. 2013. R: A language and environment for statistical computing. The R Foundation for Statistical Computing, Viena. Available at: <http://www.R-project.org/>. Access in November 2014.
- Rahel, F. J. 1984. Factors structuring fish assemblages along a bog lake successional gradient. *Ecology*, 65(4): 1276-1289.
- Reis, E. G. & M. G. Pawson. 1999. Fish morphology and estimating selectivity by gill nets. *Fisheries Research*, 39(3): 263-273.
- Reis, R. E. & L. R. Malabarba. 1988. Revision of the Neotropical cichlid genus *Gymnogeophagus* Ribeiro, 1918, with descriptions of two new species (Pisces, Perciformes). *Revista Brasileira de Zoologia*, 4(4): 259-305.
- Reis, R. E. 1983. The genus *Rineloricaria* Bleeker, 1862 in eastern Rio Grande do Sul, Brasil, with descriptions of six new species (Pisces, Siluriformes, Loricariidae). Unpublished Bachelors in Biological Sciences, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 56p.
- Reis, R. E., S. O. Kullander & J. C. Ferraris. 2003. Check list of the freshwater fishes of South and Central America. Porto Alegre, EDIPUCRS, 742p.
- Ricklefs, R. E. 1987. Community Diversity: relative roles of local and regional processes. *Science*, 235(4785): 167-171.

- Robinson, B. W. & D. S. Wilson. 1994. Character release and displacement in fishes: a neglected literature. *American Naturalist*, 144: 596-627.
- Rodrigues, G. 1996. Caracterização dinâmico-estrutural da macrofauna bêntica da lagoa Caconde, Osório, Rio Grande do Sul, Brasil. Unpublished MSc. Thesis, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 205p.
- Rodríguez, M. A. & W. M. Lewis. 1994. Regulation and stability in fish assemblages of neotropical floodplain lakes. *Oecologia*, 99(1): 166-180.
- Rodríguez, M. A. & W. M. Lewis. 1997. Structure of fish assemblages along environmental gradients in floodplains lakes of the Orinoco River. *Ecological Monographs*, 67(1): 109-128.
- Ross, S. T. 1986. Resource partitioning in fish assemblages: a review on field studies. *Copeia*, 1986(2): 352-388.
- Rozas, L. P. & W. E. Odum. 1987. Use of tidal freshwater marshes by fishes and macrofaunal crustaceans along a marsh stream-order gradient. *Estuaries*, 10(1): 36-43.
- Sabino, J. & R. M. Corrêa e Castro. 1990. Alimentação, período de atividade e distribuição espacial dos peixes de um riacho da floresta atlântica (sudeste do Brasil). *Revista Brasileira de Biologia*, 50(1): 23-36.
- Saccol-Pereira, A. & C. B. Fialho. 2010. Seasonal and diel variation in the fish assemblage of a Neotropical delta in southern Brazil. *Iheringia, Série Zoologia*, 100(2): 169-178.
- Saccol-Pereira, A. 2008. Variação sazonal e estrutura trófica da assembleia de peixes do Delta do rio Jacuí, RS, Brasil. Unpublished Ph.D. Dissertation, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 120p.
- Sánchez-Botero, J. I., E. P. Caramaschi & D. S. Garcez. 2008. Spatio-temporal variation in fish assemblage in a coastal lagoon without direct contact with the sea (Southeastern Brazil). *Journal of Coastal Research*, 24(4C): 225-238.
- Santana-Porto, E. A. & I. F. Andrian. 2009. Trophic organization the ichthyofauna of two semi-lentic environments in a flood plain on the upper Paraná River, Brazil. *Acta Limnológica Brasiliensia*, 21(3): 359-366.

- Santos, G. M. & E. J. G. Ferreira. 1999. Peixes da Bacia Amazônica. Pp. 345-373. In: Lowe-McConnell, R. H. (Ed.). Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais. São Paulo, Edusp, 536p.
- São-Thiago, H. 1990. Composição e distribuição longitudinal da ictiofauna do rio Parati-Mirim (RJ) e período reprodutivo das principais espécies. Unpublished MSc. Dissertation, Museu Nacional e Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 165p.
- Saul, W. G. 1975. An ecological study of fishes at a site in upper Amazonian Ecuador. Proceedings of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia, 127(1): 93-134.
- Savino, J. F. & R. A. Stein. 1989. Behavioral interactions between fish predators and their prey: effects of plant density. Animal Behaviour, 37(2): 311-321.
- Schaefer, J. F., S. T. Heullett & T. M. Farrell. 1994. Interactions between two poeciliid fishes (*Gambusia holbrooki* and *Heterandria formosa*) and their prey in a Florida marsh. Copeia, 1994(2): 516-520.
- Schaefer, S. A. 1998. Conflict and resolution: impact of new taxa on phylogenetic studies of neotropical cascudinhos (Siluroidei: Loricariidae). Pp. 375-400. In: Malabarba, L. R., R. E. Reis, R. P. Vari, Z. M. S. Lucena & C. A. S. Lucena (Eds.). Phylogeny and Classification of Neotropical Fishes. Porto Alegre, EDIPUCRS, 603p.
- Schäfer, A. 1985. Fundamentos de ecologia e biogeografia das águas continentais. Porto Alegre, EDURGS, 532p.
- Schäfer, A. 1988. Tipificação ecológica das lagoas costeiras do Rio Grande do Sul, Brasil. Acta Limnologica Brasiliensia, 2(1): 29-55.
- Schäfer, A., R. Lanzer & R. Pereira. 2009. Atlas Socioambiental dos Municípios de Mostardas, Tavares, São José do Norte e Santa Vitória do Palmar. Caxias do Sul, EdUCS, 369p.
- Scheffer, M. 1998. Ecology of shallow lakes. Dordrecht, The Netherlands, Kluwer Academic Publishers, 357p.
- Scheffer, M. G., J. van Geest, K. Zimmer, E. Jeppesen, M. Søndergaard, M. G. Butler, M. A. Hanson, S. Declerck & L. De Meester. 2006. Small habitat size and isolation can

- promote species richness: second-order effects on biodiversity in shallow lakes and ponds. *Oikos*, 112(1): 227-231.
- Scheffer, M., S. H. Hosper, M. L. Meijer, B. Moss & E. Jeppesen. 1993. Alternative equilibria in shallow lakes. *Trends in Ecology and Evolution*, 8(8): 275-279.
- Schifino, L. C. 1997. Ecologia populacional de *Cyphocharax voga* (Hensel, 1869) da lagoa das Custódias - Tramandaí, RS (Characiformes, Curimatidae). Unpublished MSc. Thesis, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 128p.
- Schifino, L. C. 2002. Estudo da comunidade íctica da lagoa da Fortaleza, Cidreira, Rio Grande do Sul, Brasil. 2002. Unpublished Ph.D. Dissertation, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 133p.
- Schifino, L. C., C. B. Fialho & J. R. Verani. 1998. Reproductive aspects of *Cyphocharax voga* (Hensel, 1869) of Custódias lagoon, RS (Characiformes, Curimatidae). *Revista Brasileira de Zoologia*, 15(3): 767-774.
- Schifino, L. C., C. B. Fialho & J. R. Verani. 2004. Fish community composition, seasonality and abundance in Fortaleza Lagoon, Cidreira. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 47(5): 755-763.
- Schlosser, I. J. 1982. Fish Community Structure and Function along two habitat gradients in a headwater stream. *Ecological Monographs*, 52(4): 395-414.
- Schwarzbald, A. & A. Schäfer. 1984. Gênese e morfologia das lagoas costeiras do Rio Grande do Sul - Brasil. *Amazoniana*, 9(1): 87-104.
- Schwarzbald, A. 1982. Influência da morfologia no balance de substâncias e na distribuição de macrófitas aquáticas nas lagoas costeiras do Rio Grande do Sul. Unpublished MSc. Thesis, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 95p.
- Scur, L., E. Valduga, F. Gonzatti & R. A. Wasum. 2013. Macrófitas. Pp. 140-142. In: Schäfer, A., R. Lanzer & L. Scur (Orgs.). *Atlas socioambiental dos municípios de Cidreira, Balneário Pinhal, Palmares do Sul, Caxias do Sul*, EdUCS, 354p.
- Selmo, A. T. 2010. Estudo comparado da dieta de duas espécies simpátricas de *Gymnogeophagus* (Perciformes, Cichlidae) em um riacho no sul do Brasil. Unpublished

Bachelors in Biological Sciences, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 29p.

- SEMA (Secretaria Estadual de Meio Ambiente do estado do Rio Grande do Sul). 2009. Resolução do Conselho de Recursos Hídricos Nº 54/2009. Aprova o Enquadramento das Lagoas da Bacia Hidrográfica do Rio Tramandaí. Available at: <http://www.sema.rs.gov.br/upload/Resolu%C3%A7%C3%A3o%20CRH%2054-2009.pdf>. Access in November 2010.
- Silva, C. P. 1982. Ocorrência, distribuição e abundância de peixes na região estuarina de Tramandaí, Rio Grande do Sul. *Atlântica*, 5(1): 49-66.
- Sinistro, R. 2010. Top-down and bottom-up regulation of planktonic communities in a warm temperate wetland. *Journal of Plankton Research*, 32(2): 209-220.
- Smith, W. S. & W. Barrella. 2000. The ichthyofauna of the marginal lagoons of the Sorocaba River, SP, Brasil: Composition, abundance and effect of the anthropogenic actions. *Revista Brasileira de Biologia*, 60(4): 627-632.
- Soneira, P. A., F. J. Ruiz Díaz, J. A. Bechara, A. E. Almirón & J. R. Casciotta. 2006. Hábitos tróficos de las especies del genero *Hyphessobrycon* (Characidae) en los Esteros del Iberá. Universidad Nacional del Nordeste, Comunicaciones Científicas y Tecnológicas. 4p.
- Sousa, R. G. C. & C. E. de C. Freitas. 2008. The influence of flood pulse on fish communities of floodplain canals in the Middle Solimões River, Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 6(2): 249-255.
- Suárez, Y. R. & M. Petrere-Júnior. 2006. Gradientes de diversidade nas comunidades de peixes da bacia do rio Iguatemi, Mato Grosso do Sul, Brasil. *Iheringia, Série Zoologia*, 96(2): 197-204.
- Suárez, Y. R. & M. Petrere-Júnior. 2007. Environmental factors predicting fish community structure in two neotropical rivers in Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 5(1): 61-68.
- Suárez, Y. R. & S. E. Lima-Júnior. 2009. Variação espacial e temporal nas assembléias de peixes de riachos na bacia do rio Guiraí, Alto Rio Paraná. *Biota Neotropica*, 9(1): 101-111.

- Suárez, Y. R. 2008. Variação espacial e temporal na diversidade e composição de espécies de peixes em riachos da bacia do Rio Ivinhema, Alto Rio Paraná. *Biota Neotropica*, 8(3): 197-204.
- Suárez, Y. R., M. Petrere-Júnior & A. C. Catella. 2001. Factors determining the structure of fish communities in Pantanal lagoons (MS, Brazil). *Fisheries Management and Ecology*, 8(2): 173-186.
- Suárez, Y. R., M. Petrere-Júnior & A. C. Catella. 2004. Factors regulating diversity and abundance of fish communities in Pantanal lagoons, Brazil. *Fisheries Management and Ecology*, 11(1): 45-50.
- Suárez, Y. R., S. B. Valério, K. K. Tondato, A. C. Florentino, T. R. A. Felipe, L. Q. L. Ximenes & L. S. Lourenço. 2007. Fish species diversity in headwaters streams of Paraguay and Paraná Basins. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 50(6): 1033-1042.
- Sunaga, T. & Verani, J. R. 1991. The fish communities of the lakes in Rio Doce Valley, Northeast Brazil. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie*, 24: 2563-2566.
- Tedesco, C. D. 1995. Variação espacial e sazonal de microalgas perifíticas em substrato artificial na margem nordeste da lagoa Caconde - Osório, Rio Grande do Sul. Unpublished MSc. Thesis, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 88p.
- Teixeira de Mello, F., M. Meerhoff, Z. Pekcan-Hekim & E. Jeppesen. 2009. Substantial differences in littoral fish community structure and dynamics in subtropical and temperate shallow lakes. *Freshwater Biology*, 54(6): 1202-1215.
- Tejerina-Garro, F. L., R. Fortin & M. A. Rodríguez. 1998. Fish community structure in relation to environmental variation in floodplain lakes of the Araguaia River, Amazon Basin. *Environmental Biology of Fishes*, 51(4): 399-410.
- ter Braak, C. J. F. & P. Smilauer. 2002. CANOCO Reference manual and CanoDraw for Windows user's guide: Software for Canonical Community Ordination (version 4.5). Ithaca, Microcomputer Power, 500p.

- ter Braak, C. J. F. 1986. Canonical Correspondence Analysis: A new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology*, 67(5): 1167-1179.
- Thomé-Souza, M. J. F. & N. L. Chao. 2004. Spatial and temporal variation of benthic fish assemblages during the extreme drought of 1997-98 (El Niño) in the middle rio Negro, Amazonia, Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 2(3): 127-136.
- Tomazelli, L. J. & J. A. Villwock. 1991. Geologia do sistema lagunar Holocênico do litoral norte do Rio Grande do Sul, Brasil. *Pesquisas*, 18(1): 13-24.
- Tomazelli, L. J. & J. A. Villwock. 2005. Mapeamento geológico de planícies costeiras. O exemplo da costa do Rio Grande do Sul. *Gravel*, 3: 109-116.
- Tomazelli, L. J. 1990. Contribuição ao estudo dos sistemas deposicionais Holocênicos do nordeste da Província Costeira do Rio Grande do Sul – com ênfase no sistema eólico. Unpublished Ph.D. Dissertation, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 270p.
- Tonn, W. M. & J. J. Magnuson. 1982. Patterns in the species composition and richness of fish assemblages in northern Wisconsin lakes. *Ecology*, 63(4): 1149-1166.
- Tonn, W. M., J. J. Magnuson & A. M. Forbes. 1983. Community analysis in fishery management: an application with northern Wisconsin lakes. *Transactions of the American Fisheries Society*, 112: 368-377.
- Tonn, W. M., J. J. Magnuson, M. Rask & J. Toivonen. 1990. Intercontinental comparison of small-lake fish assemblages: The balance between local and regional processes. *American Naturalist*, 136(3): 345-375.
- Townsend, C. R., M. Begon & J. L. Harper. 2006. *Fundamentos em ecologia*. Porto Alegre, Artmed, 592p.
- Uieda, V. S. & M. G. Barreto. 1999. Composição da ictiofauna de quatro trechos de diferentes ordens do rio Capivara, Bacia do Tietê, Botucatu, São Paulo. *Revista Brasileira de Zoociências*, 1(1): 55-67.
- Uieda, V. S. 1984. Ocorrência e distribuição dos peixes em um riacho de água doce. *Revista Brasileira de Biologia*, 44(2): 203-213.

- Vazzoler, A. E. A. de M. & N. A. Menezes. 1992. Síntese de conhecimentos sobre o comportamento reprodutivo dos Characiformes da América do Sul (Teleostei, Ostariophysii). *Revista Brasileira de Biologia*, 52(4): 627-640.
- Venugopal, M. M. & I. J. Winfield. 1993. The distribution of juvenile fishes in a hyperreutrophic pond: can macrophytes potentially offer a refuge for zooplankton? *Journal of Freshwater Ecology*, 8: 389-396.
- Veríssimo, S. 1994. Variações na composição da ictiofauna em três lagoas sazonalmente isoladas, na planície de inundação do alto rio Paraná, ilha Porto Rico, PR-Brasil. Unpublished MSc. Thesis, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 77p.
- Vianna, M. 1989. Ritmo circadiano na atividade, alimentação e partilha de recursos entre peixes de um riacho litorâneo da região de Angra dos Reis, RJ. Unpublished Bachelors in Biological Sciences, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 88p.
- Vilella, F. S., F. G. Becker & S. M. Hartz. 2002. Diet of *Astyanax* species (Teleostei, Characidae) in an Atlantic forest river in Southern Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 45(2): 223-232.
- Villwock, J. A. 1984. Geology of the coastal Province of Rio Grande do Sul, southern Brazil: A synthesis. *Pesquisas*, 16: 5-49.
- Vono, V. & F. A. R. Barbosa. 2001. Habitats and littoral zone fish community structure of two natural lakes in southeast Brazil. *Environmental Biology of Fishes*, 61(4): 371-379.
- Washington, H. G. 1984. Diversity, biotic and similarity indices: a review with special relevance to aquatic ecosystems. *Water Research*, 18(6): 653-694.
- Weaver, M. J., J. J. Magnuson & M. K. Clayton. 1993. Analysis for differentiating littoral fish assemblages with catch data from multiple sampling gears. *Transactions of the American Fisheries Society*, 122: 1111-1119.
- Welcomme, R. L. 1979. *The fisheries ecology of floodplain rivers*. London, Longman, 317p.
- Welcomme, R. L. 1985. *River Fisheries*. FAO Fisheries Technical Paper, 262: 1-330.
- Werner, E. E., G. G. Mittelbach & D. J. Hall. 1981. The role of foraging profitability and experience in habitat use by the bluegill sunfish. *Ecology*, 62(1): 116-125.

- Wickham, H. 2009. *ggplot2: elegant graphics for data analysis*. New York, Springer.
Available at: <http://had.co.nz/ggplot2/book>. Access in November 2014.
- Wiens, J. A. 1984. Conclusions: non-equilibrium, reality, and myths. Pp. 451-457. In: Strong Jr., D. R., D. Simberloff, L. G. Abele & A. B. Thistle (Eds.). *Ecological communities: conceptual issues and the evidence*. New Jersey, Princeton University Press, 632p.
- Williams, P., M. Whitfield, J. Biggs, S. Brayb, G. Foxa, P. Nicoleta & D. Searb. 2003. Comparative diversity of rivers, streams, ditches and ponds in an agricultural landscape in Southern England. *Biological Conservation*, 115(2): 329-341.
- Winemiller, K. O. 1989. Ontogenetic diet shifts and resource partitioning among piscivorous fishes in the Venezuelan llanos. *Environmental Biology of Fishes*, 26(1) :177-199.
- Winemiller, K. O., S. Tarim, D. Shormann & J. B. Cotner. 2000. Fish assemblage structure in relation to environmental variation among Brazos River oxbow lakes. *Transactions of the American Fisheries Society*, 129: 451-468.
- Wolter, C. 2007. Temperature influence on the fish assemblage structure in a large lowland river, the lower Oder River, Germany. *Ecology of Freshwater Fish*, 16(4): 493-503.
- Wootton, R. J. 1990. *Ecology of teleost fishes*. London, Chapman and Hall, 404p.
- Yafe, A., M. Loureiro, F. Scasso & F. Quintans. 2002. Feeding of two Cichlidae species (Perciformes) in a hypertrophic urban lake. *Iheringia, Série Zoologia*, 92(1): 73-79.
- Yáñez-Arancibia, A., A. L. Lara-Dominguez, J. L. Rojas-Galaviz, P. Sánchez-Gil, J. L. Day Jr. & C. J. Madden. 1988. Seasonal biomass and diversity of estuarine fishes couple with tropical habitat heterogeneity (southern Gulf of Mexico). *Journal of Fish Biology*, 33(Supplement A): 191-200.
- Yokota, T. & T. Oishi. 1992. Seasonal change in the locomotor activity rhythm of the medaka, *Oryzias latipes*. *International Journal of Biometeorology*, 36(1): 39-44.

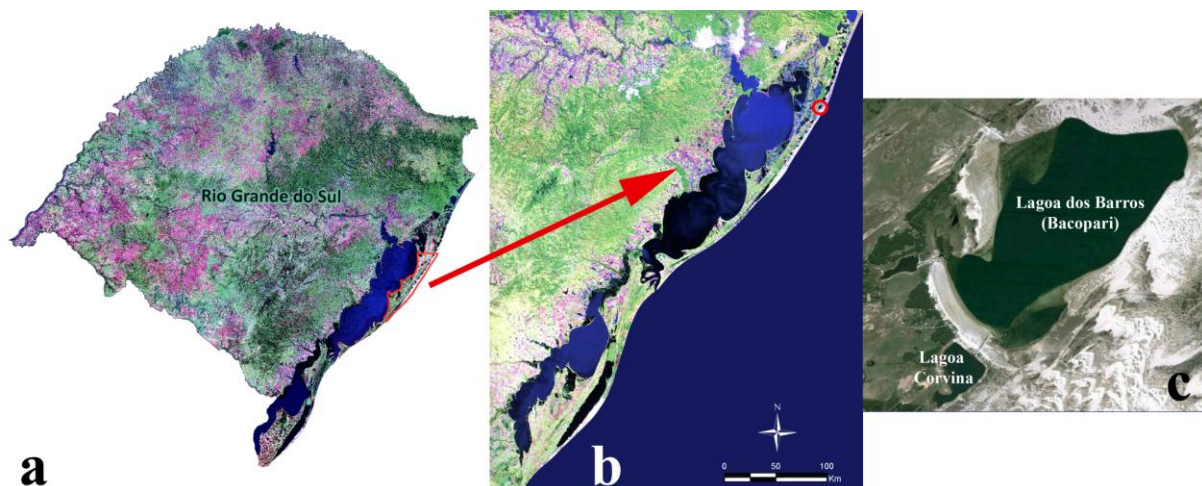


Figura 1. Mapa do Estado do Rio Grande do Sul (a) onde se destaca a porção média da Planície Costeira; (b) localização das lagoas dos Barros e Corvina na Planície Costeira do Estado; e (c) visão geral das lagoas dos Barros e Corvina, situadas no município de Mostardas.

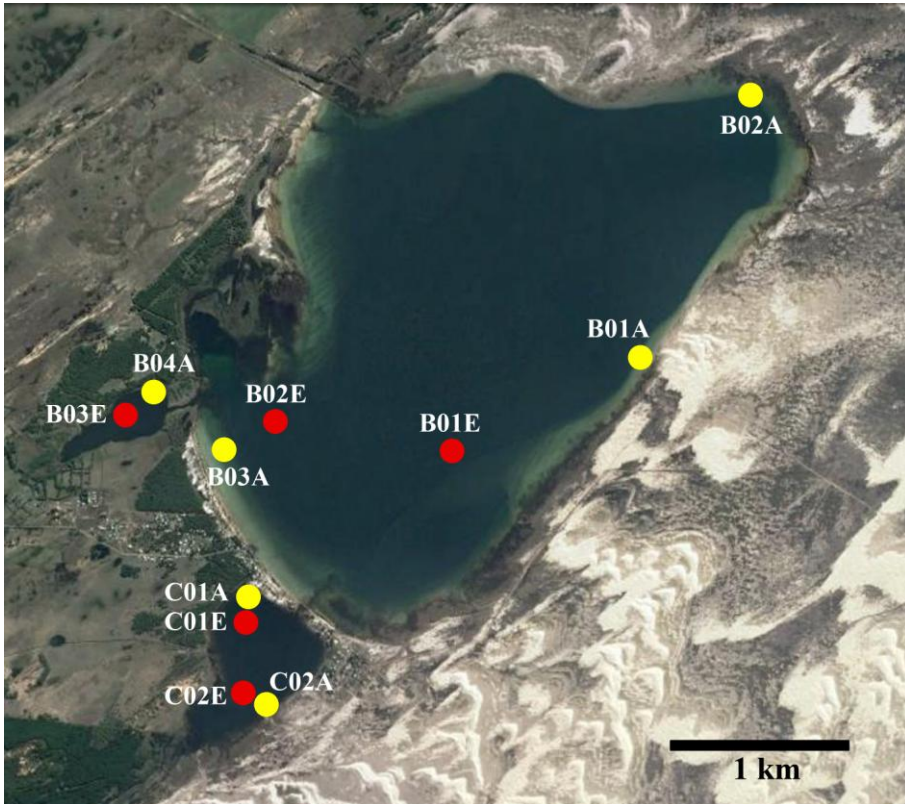


Figura 2. Mapa das lagoas dos Barros e Corvina identificando os pontos amostrais. Os pontos assinalados em amarelo correspondem aos locais onde foi utilizada a rede de arrasto (B1A, B2A, B3A e B4A, na lagoa dos Barros, e C1A e C2A, na lagoa Corvina), enquanto os pontos assinalados em vermelho indicam os locais onde foram utilizadas as redes de espera (B1E, B2E e B3E, na lagoa dos Barros, e C1E e C2E, na lagoa Corvina).

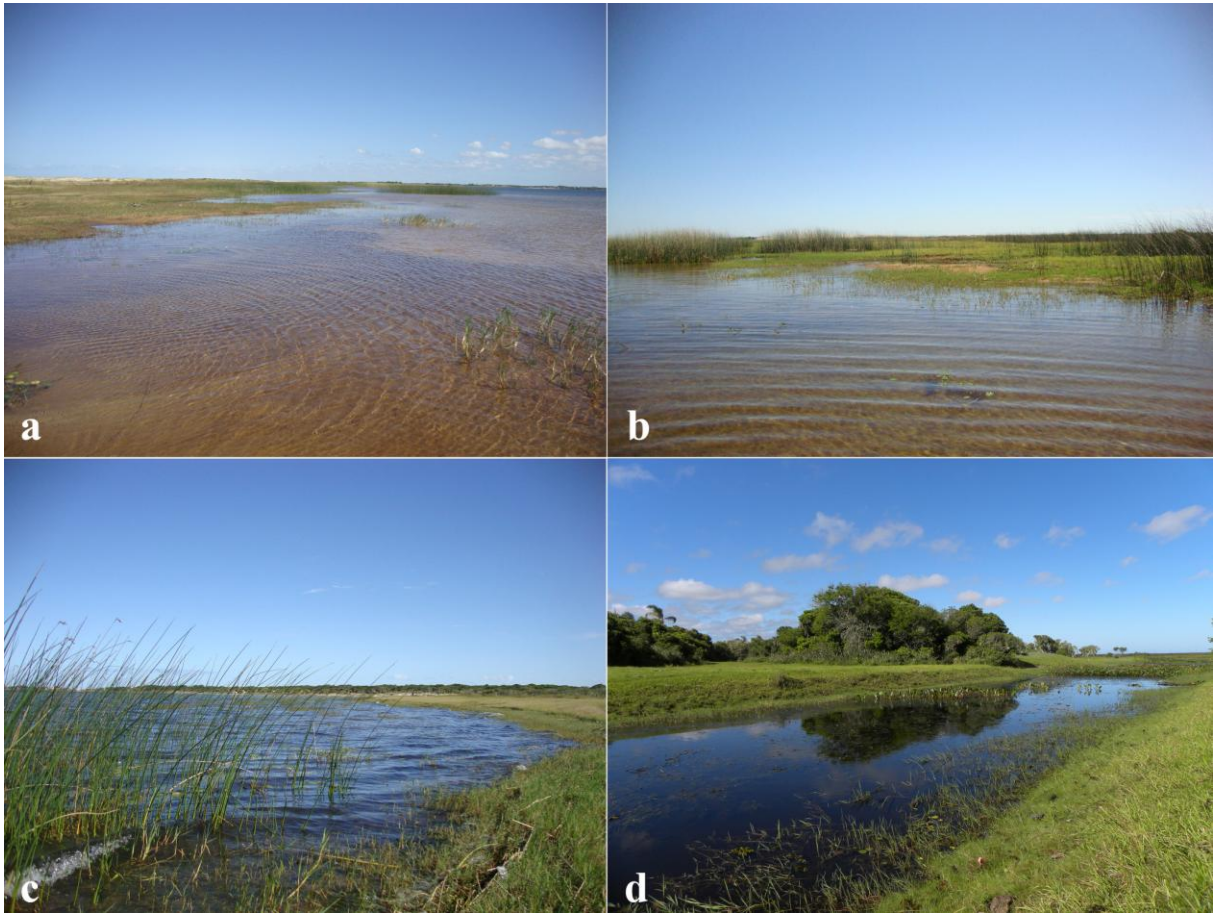


Figura 3. Pontos de amostragem com rede de arrasto na lagoa dos Barros: (a) B1A, (b) B2A, (c) B3A e (d) B4A.

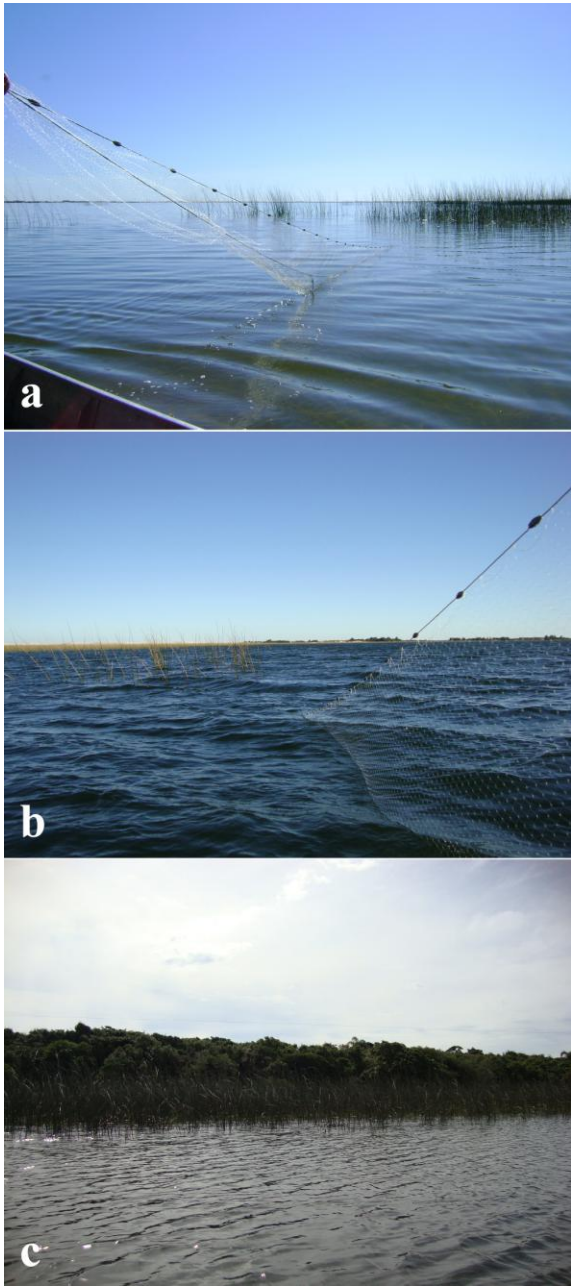


Figura 4. Pontos de amostragem com redes de espera na lagoa dos Barros: (a) B1E, (b) B2E e (c) B3E.



Figura 5. Pontos de amostragem com redes de arrasto na lagoa Corvina: (a) C1A e (b) C2A.

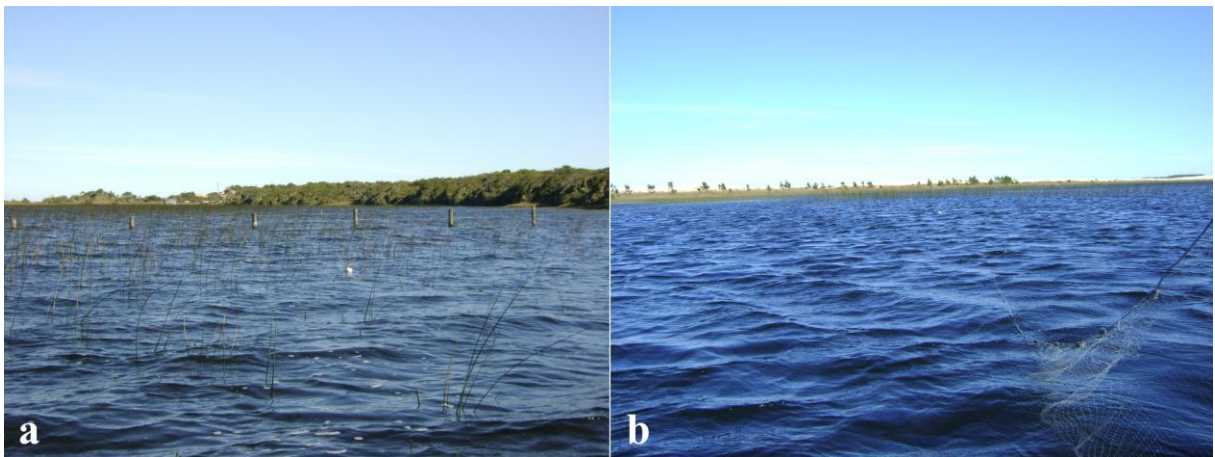


Figura 6. Pontos de amostragem com redes de espera na lagoa Corvina: (a) C1E e (b) C2E.

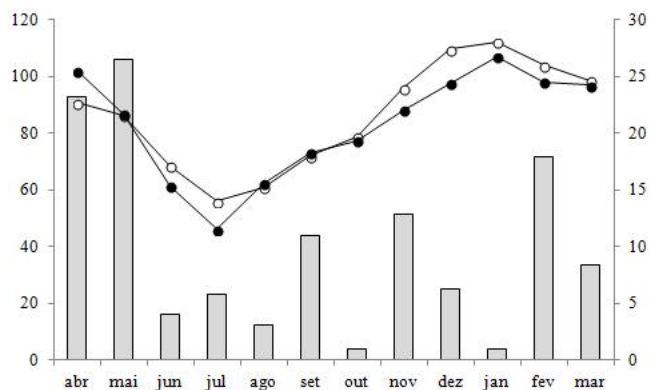


Figura 7. Valores das médias mensais de pluviosidade (mm) (barras) e de temperatura da água (linhas com círculo branco) e do ar (linhas com círculo preto) (°C) para a lagoa dos Barros no período de abril de 2010 e março de 2011. O eixo y à esquerda representa a pluviosidade (mm), enquanto o eixo y à direita representa a temperatura (°C).

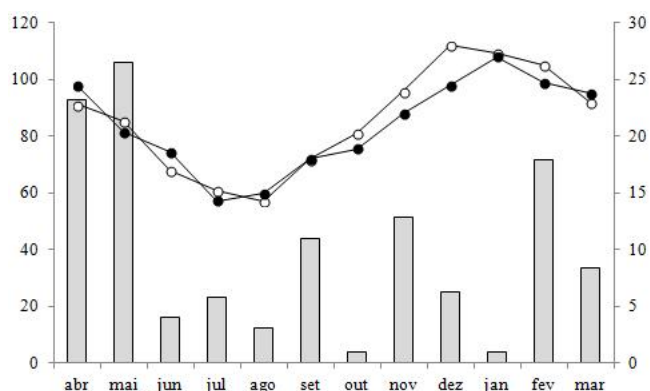


Figura 8. Valores das médias mensais de pluviosidade (mm) (barras) e de temperatura da água (linhas com círculo branco) e do ar (linhas com círculo preto) (°C) para a lagoa Corvina no período de abril de 2010 e março de 2011. O eixo y à esquerda representa a pluviosidade (mm), enquanto o eixo y à direita representa a temperatura (°C).

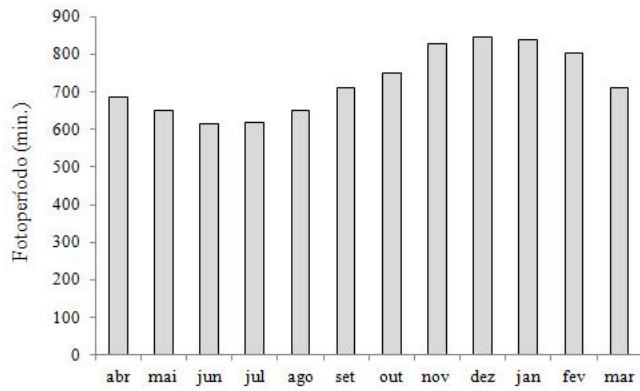


Figura 9. Valores mensais calculados do fotoperíodo (min.) para as lagoas dos Barros e Corvina no período de abril de 2010 e março de 2011.

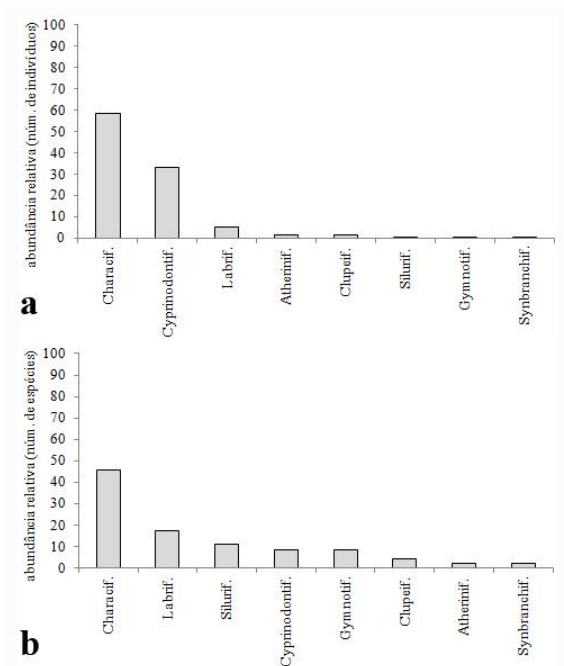


Figura 10. Abundância relativa do número de indivíduos (a) e abundância relativa do número de espécies (b) das Ordens de peixes amostrados com rede de arrasto na lagoa dos Barros no período de abril de 2010 a março de 2011. Characif. = Characiformes, Cyprinodontif. = Cyprinodontiformes, Clupeif. = Clupeiformes, Labrif. = Labriformes, Silurif. = Siluriformes, Atherinif. = Atheriniformes, Symbranchif. = Synbranchiformes, Gymnotif. = Gymnotiformes.

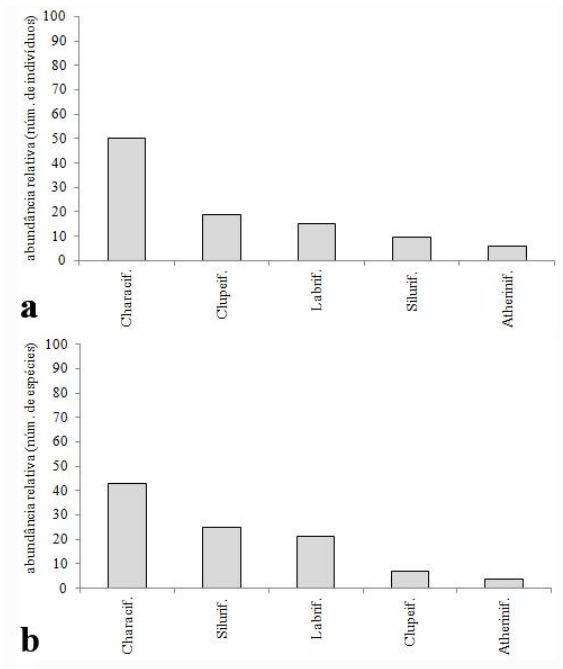


Figura 11. Abundância relativa do número de indivíduos (a) e abundância relativa do número de espécies (b) das Ordens de peixes amostrados com redes de espera na lagoa dos Barros no período de abril de 2010 a março de 2011. Characif. = Characiformes, Clupeif. = Clupeiformes, Labrif. = Labriformes, Silurif. = Siluriformes, Atherinif. = Atheriniformes.

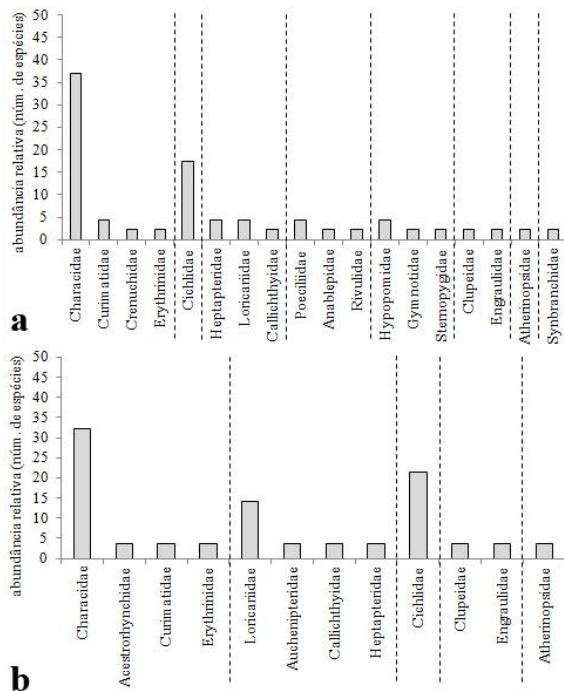


Figura 12. Abundância relativa do número de espécies das Famílias de peixes amostrados com (a) rede de arrasto e com redes de espera (b) na lagoa dos Barros no período de abril de 2010 a março de 2011. Famílias Acestrorhynchidae, Characidae, Crenuchidae, Curimatidae e Erythrinidae = Ordem Characiformes; Famílias Anablepidae, Poeciliidae e Rivulidae = Ordem Cyprinodontiformes; Famílias Clupeidae e Engraulidae = Ordem Clupeiformes; Família Cichlidae = Ordem Labriformes; Famílias Auchenipteridae, Callichthyidae, Heptapteridae e Loricariidae = Ordem Siluriformes; Família Atherinopsidae = Ordem Atheriniformes; Família Synbranchidae = Ordem Synbranchiformes; e Famílias Gymnotidae, Hypopomidae e Sternopygidae = Ordem Gymnotiformes.

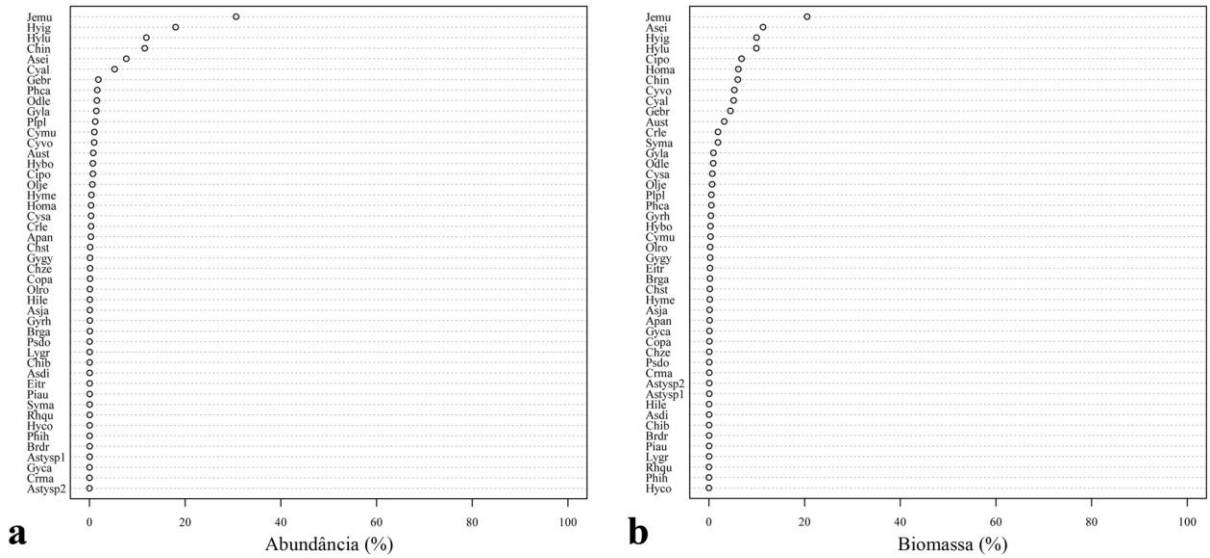


Figura 13. Valores relativos de abundância (a) e biomassa (b) da assembleia de peixes amostrados com rede de arrasto na lagoa dos Barros no período de abril de 2010 a março de 2011.

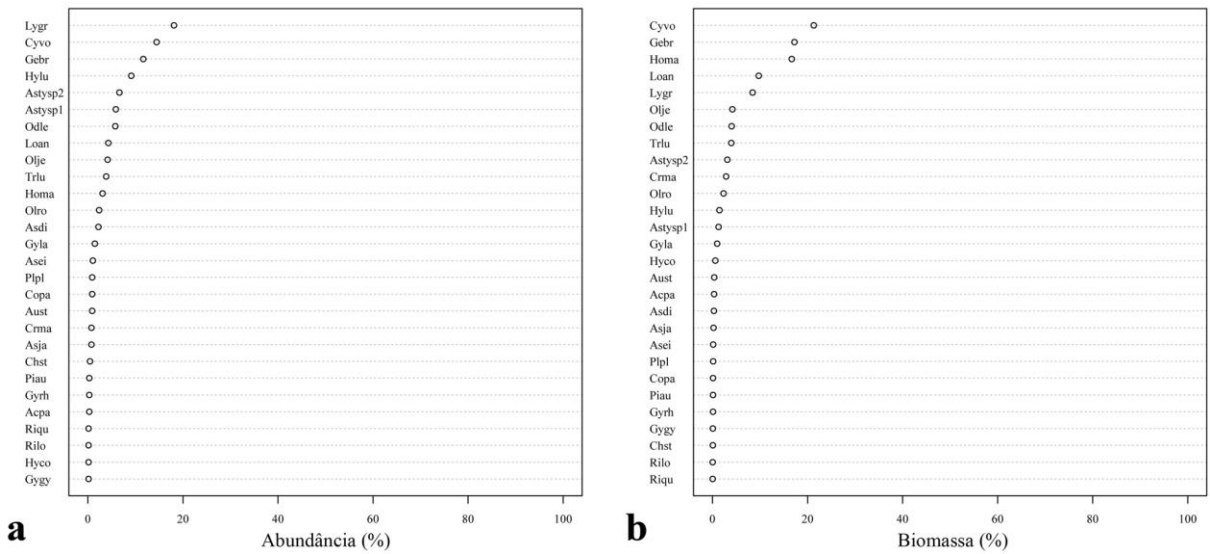


Figura 14. Valores relativos de abundância (a) e biomassa (b) da assembleia de peixes amostrados com redes de espera na lagoa dos Barros no período de abril de 2010 a março de 2011.

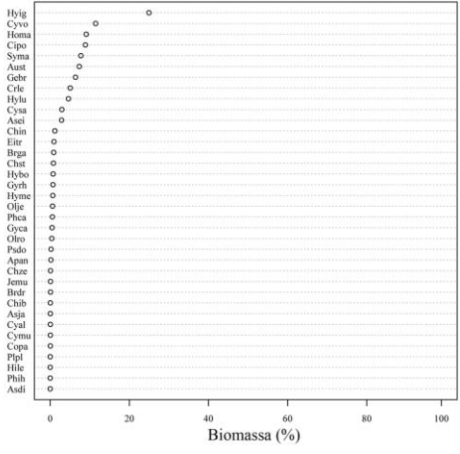
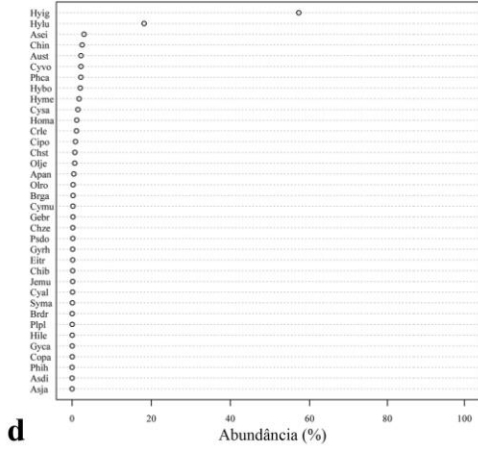
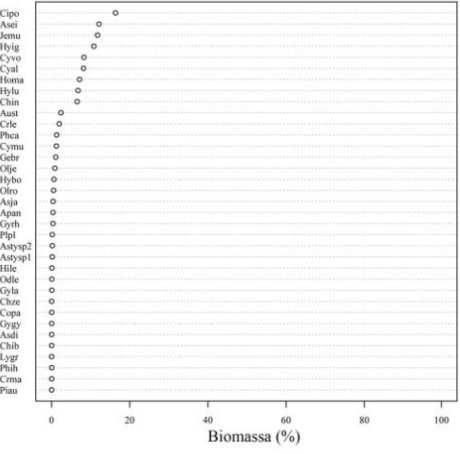
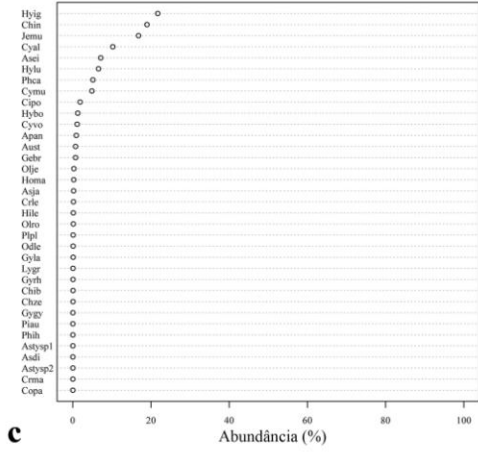
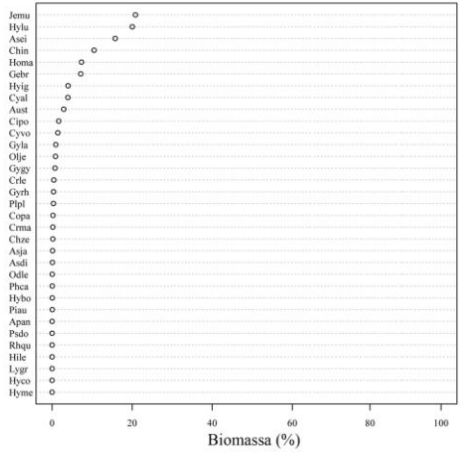
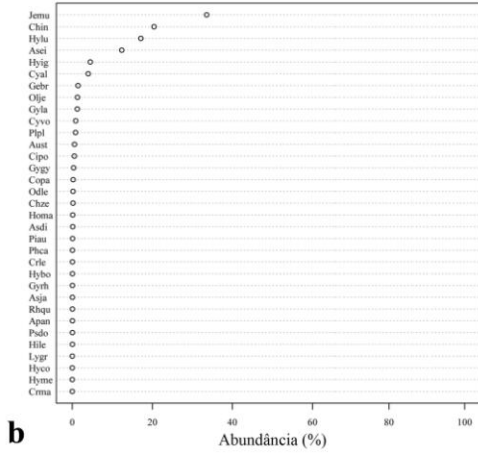
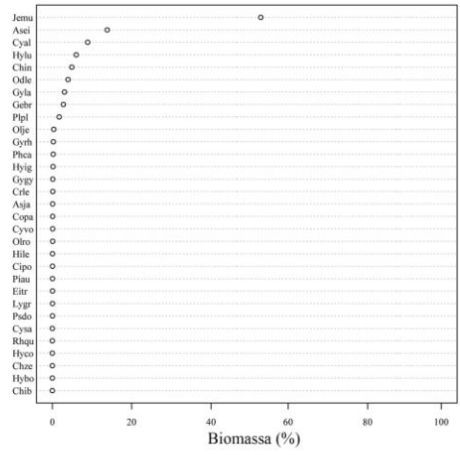
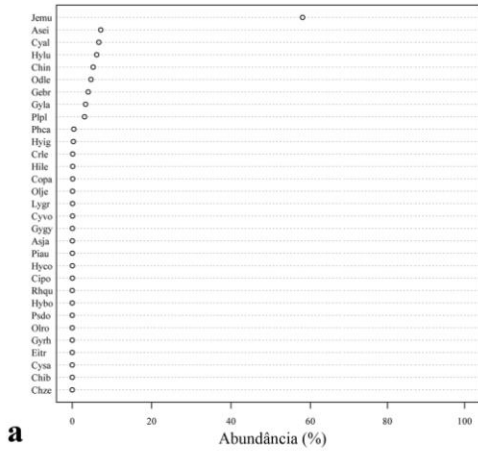


Figura 15. Valores relativos de abundância e biomassa da assembleia de peixes amostrados com rede de arrasto nos pontos B1A (a), B2A (b), B3A (c) e B4A (d) na lagoa dos Barros no período de abril de 2010 a março de 2011.

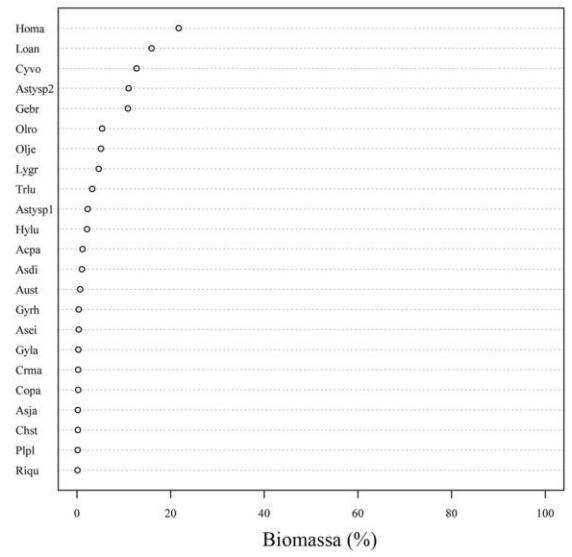
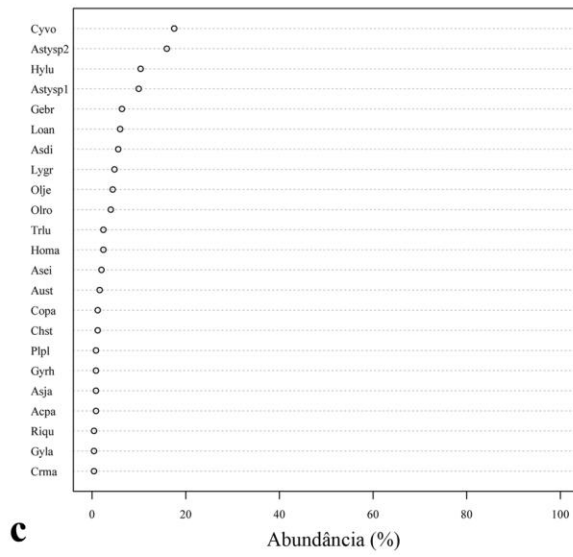
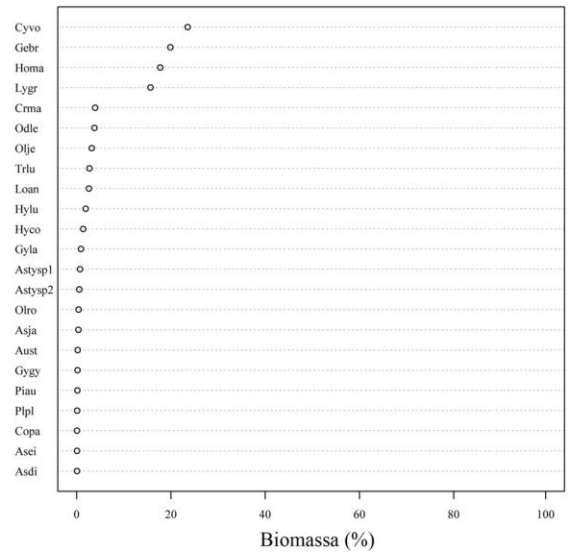
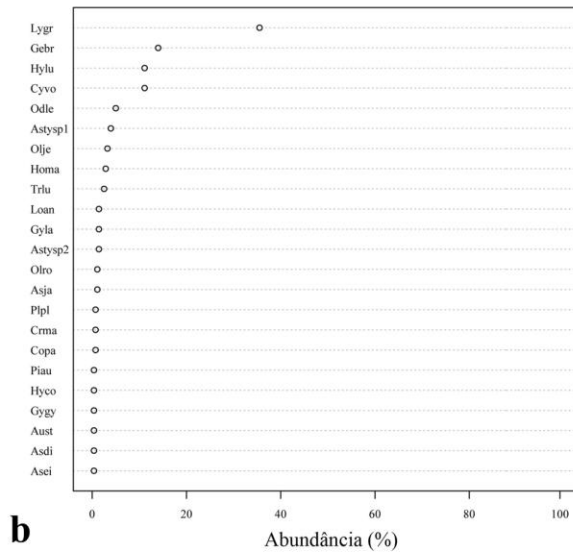
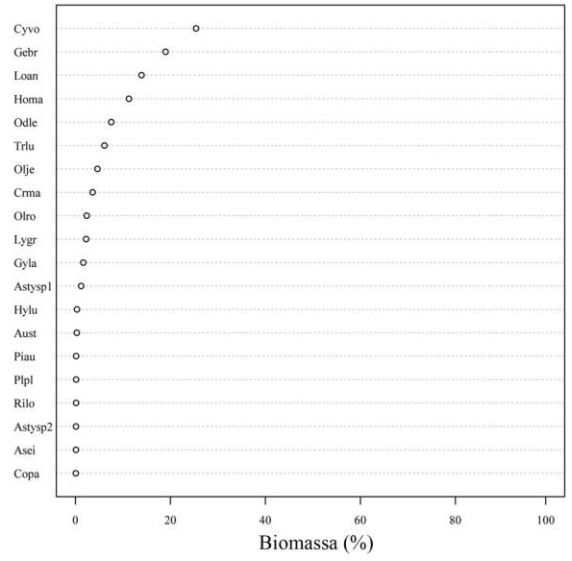
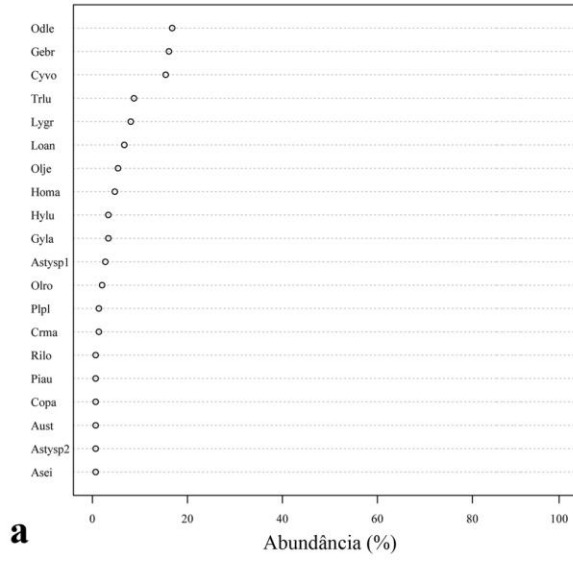


Figura 16. Valores relativos de abundância e biomassa da assembleia de peixes amostrados com redes de espera nos pontos B1E (a), B2E (b) e B3E (c) na lagoa dos Barros no período de abril de 2010 a março de 2011.

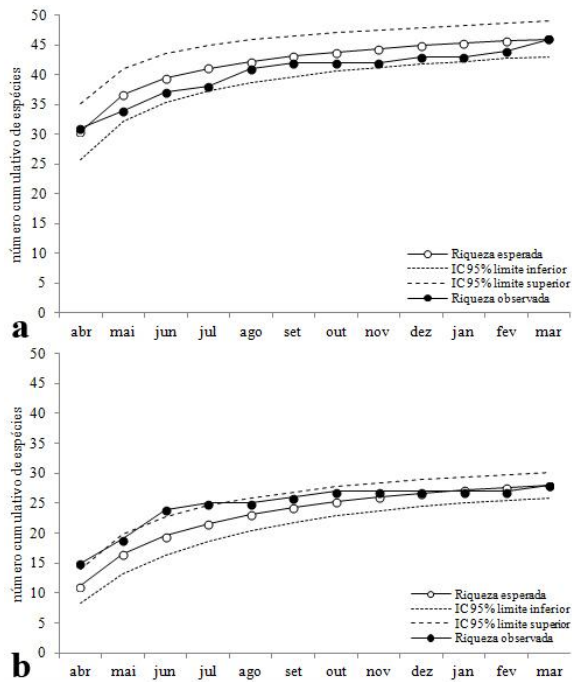


Figura 17. Curvas do coletor (número cumulativo de espécies) obtidas a partir das amostragens de peixes realizadas com rede de arrasto (a) e redes de espera (b) na lagoa dos Barros no período de abril de 2010 a março de 2011. IC = intervalo de confiança.

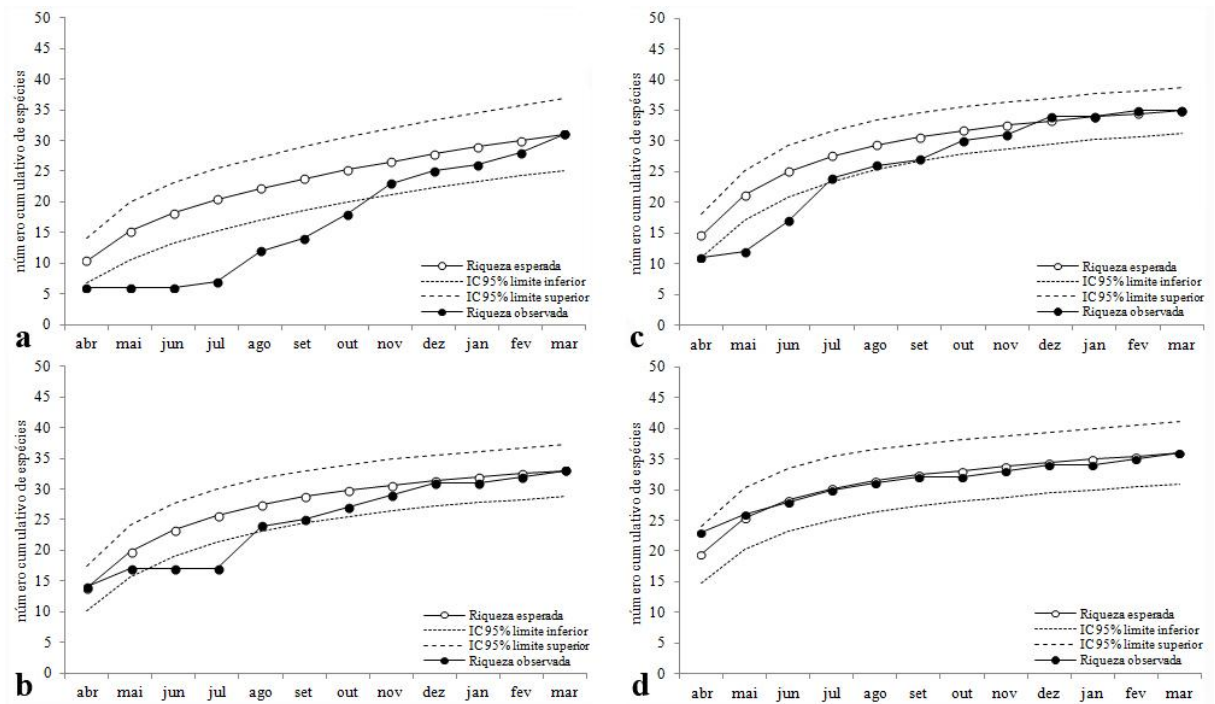


Figura 18. Curvas do coletor (número cumulativo de espécies) obtidas a partir das amostragens de peixes realizadas com rede de arrasto em diferentes pontos amostrais (B1A (a), B2A (b), B3A (c) e B4A (d)) na lagoa dos Barros no período de abril de 2010 a março de 2011. IC = intervalo de confiança.

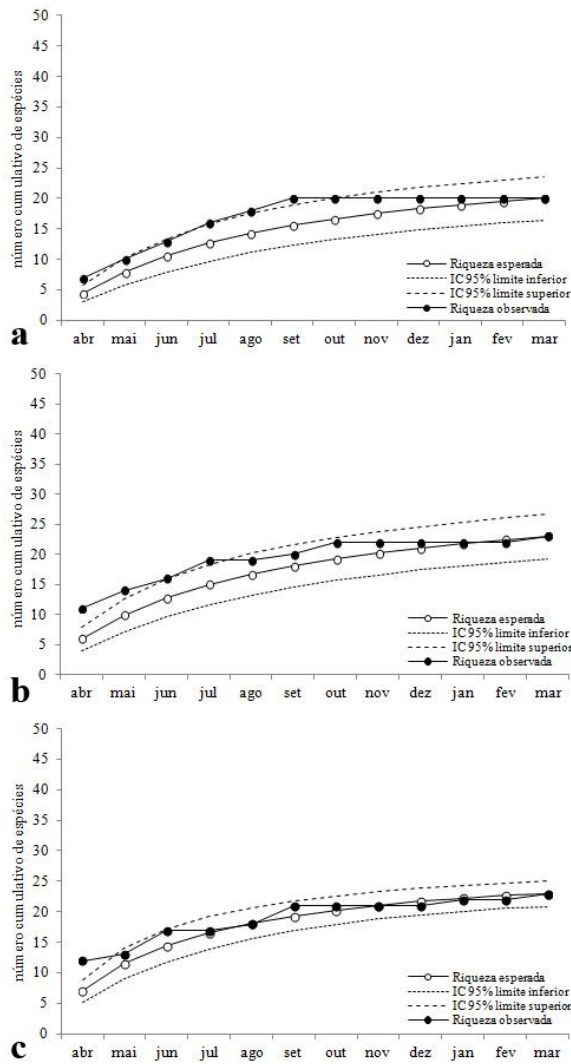


Figura 19. Curvas do coletor (número cumulativo de espécies) obtidas a partir das amostragens de peixes realizadas com redes de espera em diferentes pontos amostrais (B1E (a), B2E (b) e B3E (c)) na lagoa dos Barros no período de abril de 2010 a março de 2011. IC = intervalo de confiança.

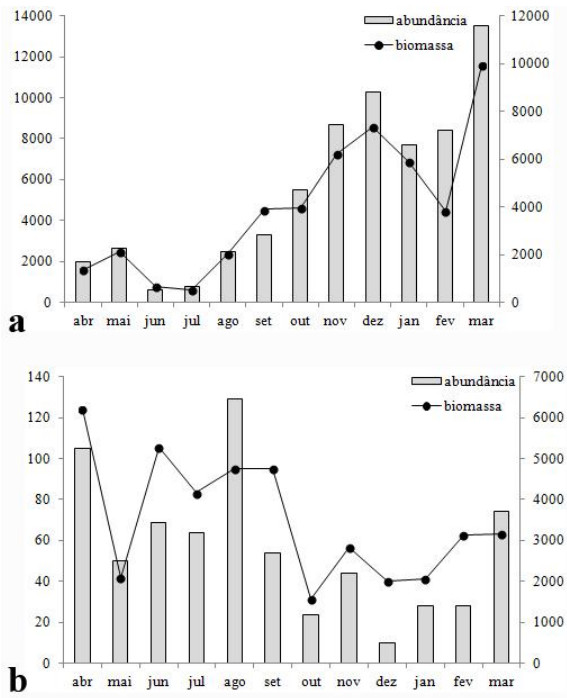


Figura 20. Variação mensal dos valores de abundância e biomassa para a rede de arrasto (a) e para as redes de espera (b) na assembleia de peixes da lagoa dos Barros no período de abril de 2010 a março de 2011. O eixo y à esquerda representa a abundância (número de indivíduos), enquanto o eixo y à direita representa a biomassa (g).

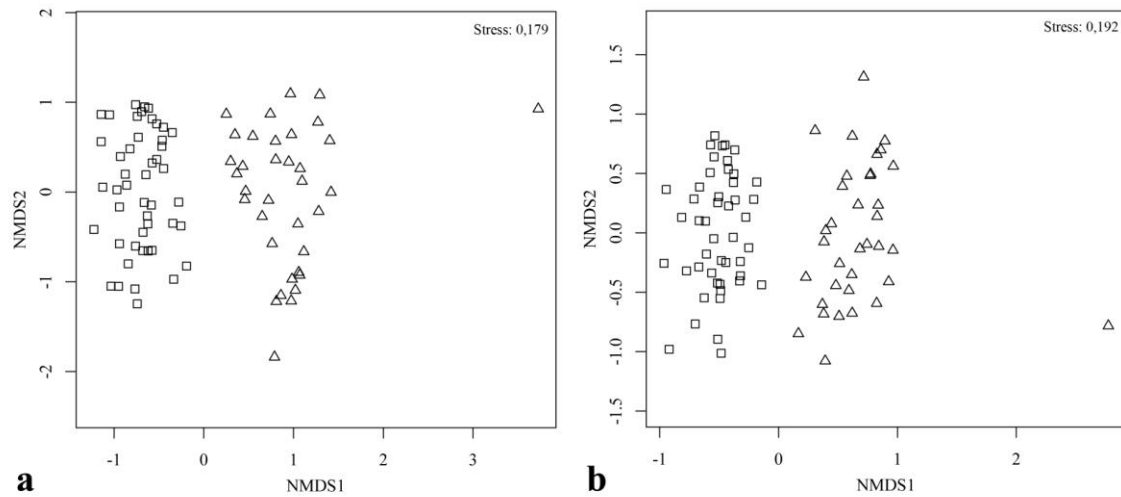


Figura 21. Gráficos de ordenação em escala multidimensional não-métrica (NMDS) derivados de matrizes de similaridade pelo coeficiente de Bray-Curtis a partir dos dados de (a) abundância e (b) biomassa das espécies de peixes coletadas na lagoa dos Barros no período de abril de 2010 a março de 2011. Quadrados representam a rede de arrasto; triângulos, as redes de espera.

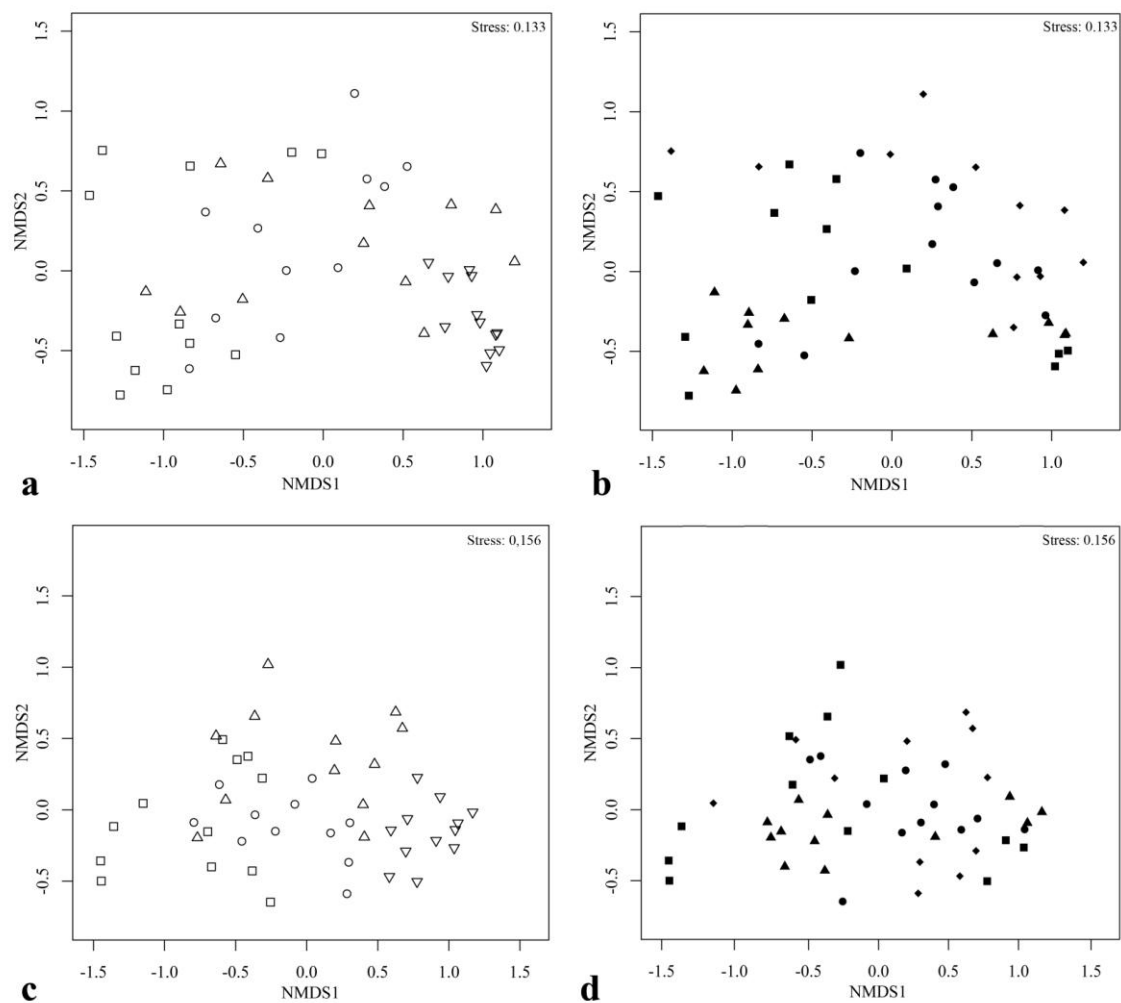


Figura 22. Gráficos de ordenação em escala multidimensional não-métrica (NMDS) derivados de matrizes de similaridade pelo coeficiente de Bray-Curtis a partir dos dados de abundância (para os diferentes pontos amostrais (a) e para as estações do ano (b)) e de biomassa (para os diferentes pontos amostrais (c) e para as estações do ano (d)) das espécies de peixes coletadas com rede de arrasto na lagoa dos Barros entre abril de 2010 e março de 2011. Nas figuras (a) e (c), os quadrados correspondem ao ponto amostral B1A; círculos, B2A; triângulos, B3A; triângulos invertidos, B4A. Nas figuras (b) e (d), os losangos correspondem ao outono; os quadrados, ao inverno; os círculos, a primavera; os triângulos, ao verão.

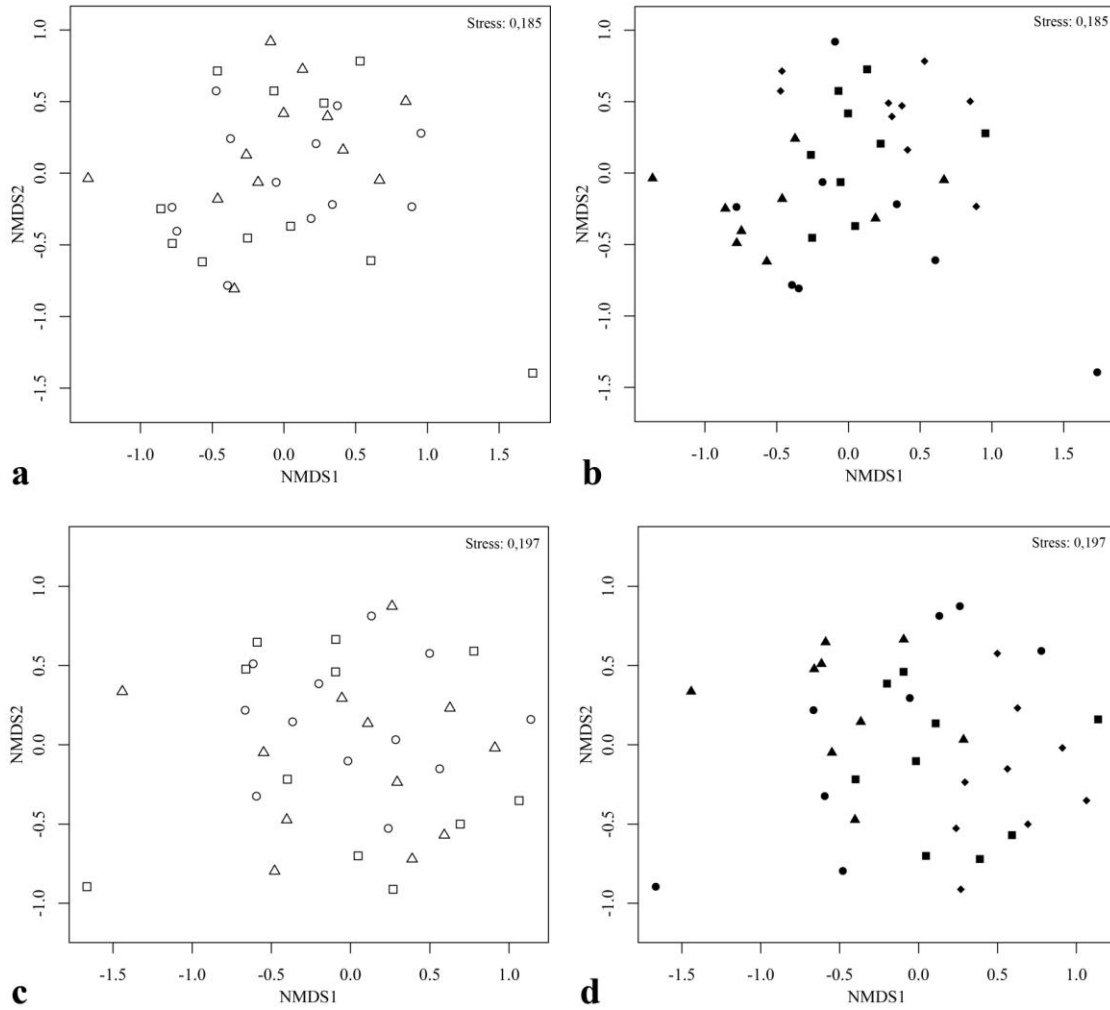


Figura 23. Gráficos de ordenação em escala multidimensional não-métrica (NMDS) derivados de matrizes de similaridade pelo coeficiente de Bray-Curtis a partir dos dados de abundância (para os diferentes pontos amostrais (a) e para as estações do ano (b)) e de biomassa (para os diferentes pontos amostrais (c) e para as estações do ano (d)) das espécies de peixes coletadas com redes de espera na lagoa dos Barros entre abril de 2010 e março de 2011. Nas figuras (a) e (c), os quadrados correspondem ao ponto amostral B1E; círculos, B2E; triângulos, B3E. Nas figuras (b) e (d), os losangos correspondem ao outono; os quadrados, ao inverno; os círculos, a primavera; os triângulos, ao verão.

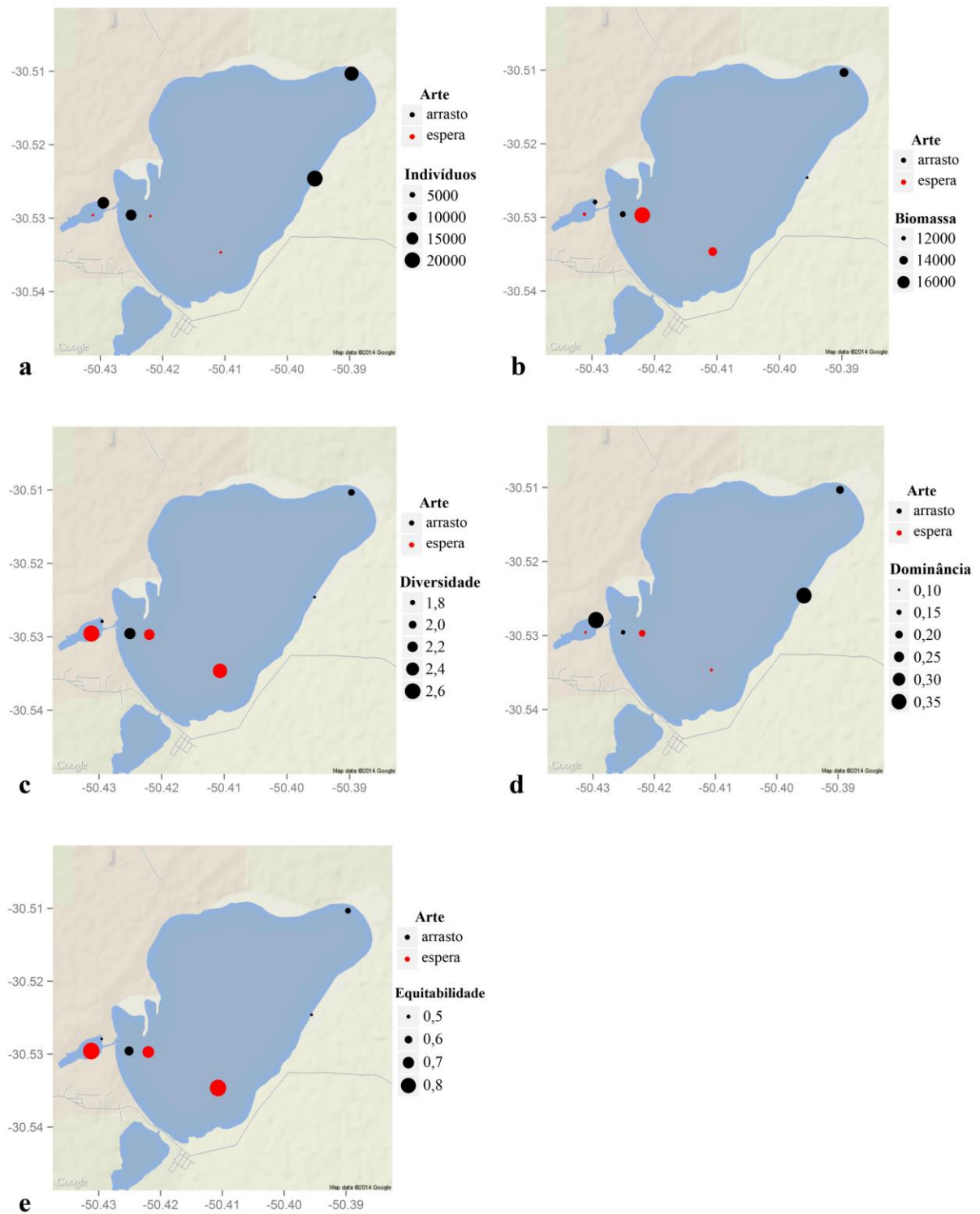


Figura 24. Mapas de bolhas representando de forma geral como estão organizadas espacialmente a (a) abundância, (b) biomassa, (c) diversidade, (d) dominância e (e) equitabilidade de espécies de peixes coletadas com redes de arrasto e espera na lagoa dos

Barros entre abril de 2010 e março de 2011. O eixo y representa a latitude e o eixo x, a longitude.

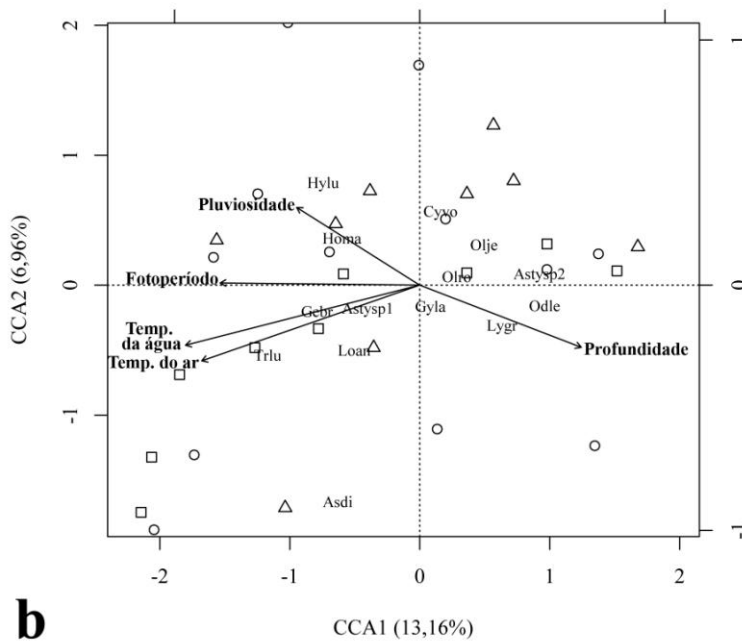
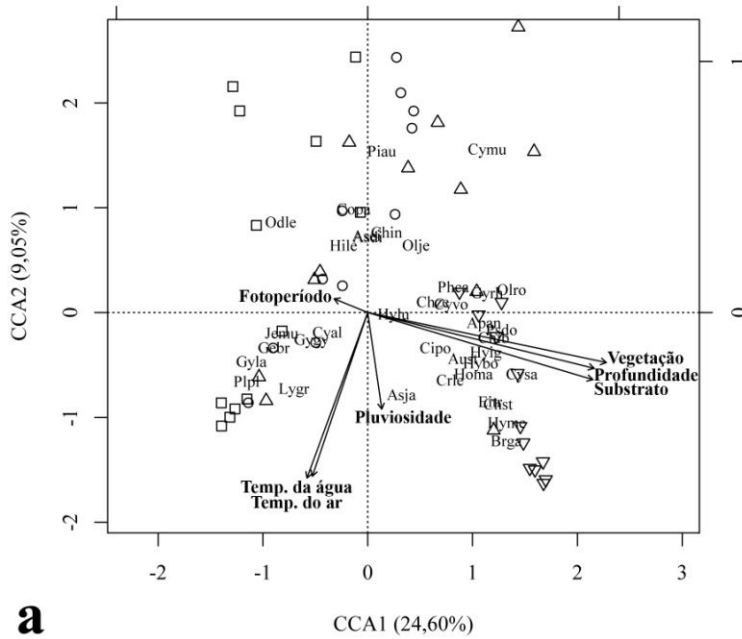


Figura 25. Análise de correspondência canônica (ACC) relacionando a abundância das espécies amostradas com rede de arrasto (a) e redes de espera (b) na lagoa dos Barros com as variáveis ambientais. Na parte superior da figura (a), os quadrados representam o ponto amostral B1A; os círculos, o ponto B2A; os triângulos, o ponto B3A; e os triângulos invertidos, o ponto B4A. Na parte inferior da figura (b), os quadrados representam o ponto amostral B1E; os círculos, o ponto B2E; e os triângulos, o ponto B3E. Apan, *Aphyocharax anisitsi*; Asdi, *Astyanax dissensus*; Asei, *Astyanax eigenmanniorum*; Asja, *Astyanax jacuhiensis*; Astysp1, *Astyanax* sp. 1; Astysp2, *Astyanax* sp. 2; Aust, *Australoheros* sp.; Brga,

Brachyhypopomus gauderio; Chze, *Characidium zebra*; Chst, *Charax stenopterus*; Chib, *Cheirodon ibicuhiensis*; Chin, *Cheirodon interruptus*; Cipo, *Cichlasoma portalegrense*; Copa, *Corydoras paleatus*; Crle, *Crenicichla lepidota*; Cyal, *Cyanocharax alburnus*; Cymu, *Cynopoecilus multipapillatus*; Cysa, *Cyphocharax saladensis*; Cyvo, *Cyphocharax voga*; Eitr, *Eigenmannia trilineata*; Gebr, *Geophagus brasiliensis*; Gygy, *Gymnogeophagus gymnogenys*; Gyla, *Gymnogeophagus lacustris*; Gyrh, *Gymnogeophagus rhabdotus*; Hile, *Hisonotus leucofrenatus*; Homa, *Hoplias malabaricus*; Hybo, *Hyphessobrycon boulengeri*; Hyig, *Hyphessobrycon igneus*; Hylu, *Hyphessobrycon luetkenii*; Hyme, *Hyphessobrycon meridionalis*; Jemu, *Jenynsia multidentata*; Loan, *Loricariichthys anus*; Lygr, *Lycengraulis grossidens*; Odle, *Odontesthes ledae*; Olje, *Oligosarcus jenynsii*; Olro, *Oligosarcus robustus*; Phca, *Phalloceros caudimaculatus*; Piau, *Pimelodella australis*; Plpl, *Platanichthys platana*; Psdo, *Pseudocorynopoma doriae*; e Trlu, *Trachelyopterus lucenai*.

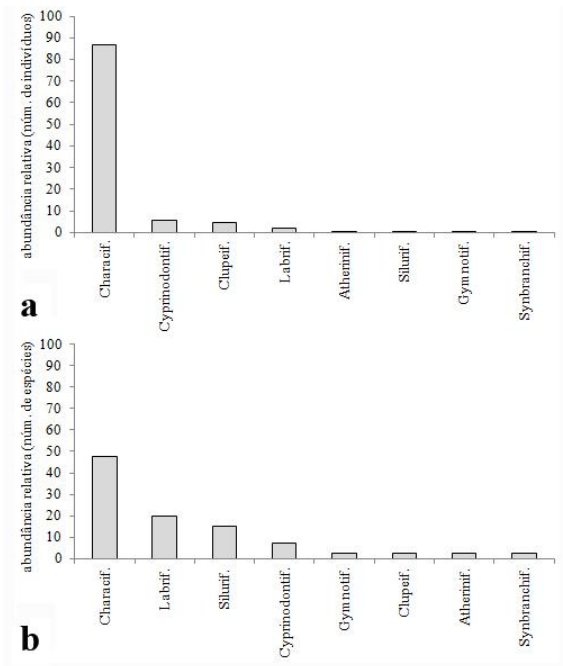


Figura 26. Abundância relativa do número de indivíduos (a) e abundância relativa do número de espécies (b) das Ordens de peixes amostrados com rede de arrasto na lagoa Corvina no período de abril de 2010 a março de 2011. Characif. = Characiformes, Cyprinodontif. = Cyprinodontiformes, Clupeif. = Clupeiformes, Labrif. = Labriformes, Silurif. = Siluriformes, Atherinif. = Atheriniformes, Symbranchif. = Synbranchiformes, Gymnotif. = Gymnotiformes.

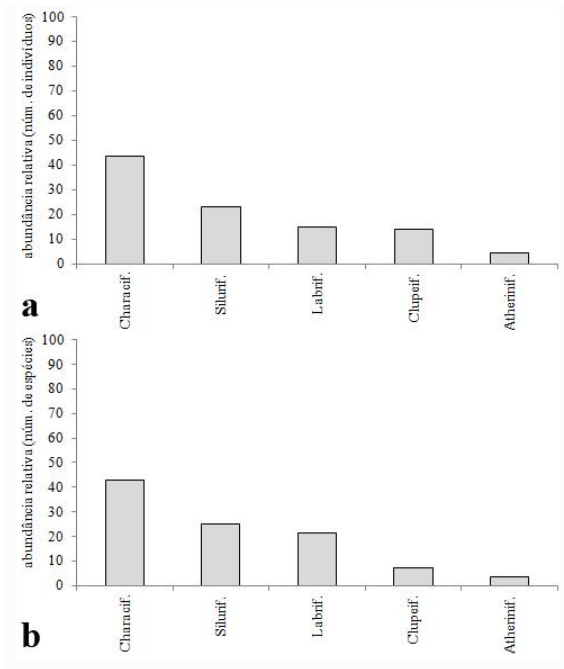


Figura 27. Abundância relativa do número de indivíduos (a) e abundância relativa do número de espécies (b) das Ordens de peixes amostrados com redes de espera na lagoa Corvina no período de abril de 2010 a março de 2011. Characif. = Characiformes, Clupeif. = Clupeiformes, Labrif. = Labriformes, Silurif. = Siluriformes, Atherinif. = Atheriniformes.

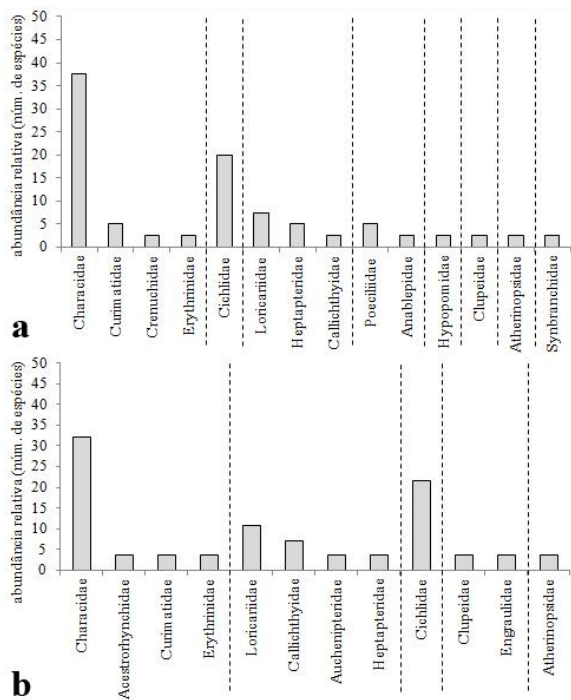


Figura 28. Abundância relativa do número de espécies das Famílias de peixes amostrados com (a) rede de arrasto e com redes de espera (b) na lagoa Corvina no período de abril de 2010 a março de 2011. Famílias Acestrorhynchidae, Characidae, Crenuchidae, Curimatidae e Erythrinidae = Ordem Characiformes; Famílias Anablepidae e Poeciliidae = Ordem Cyprinodontiformes; Famílias Clupeidae e Engraulidae = Ordem Clupeiformes; Família Cichlidae = Ordem Labriformes; Famílias Auchenipteridae, Callichthyidae, Heptapteridae e Loricariidae = Ordem Siluriformes; Família Atherinopsidae = Ordem Atheriniformes; Família Synbranchidae = Ordem Synbranchiformes; e Família Hypopomidae = Ordem Gymnotiformes.

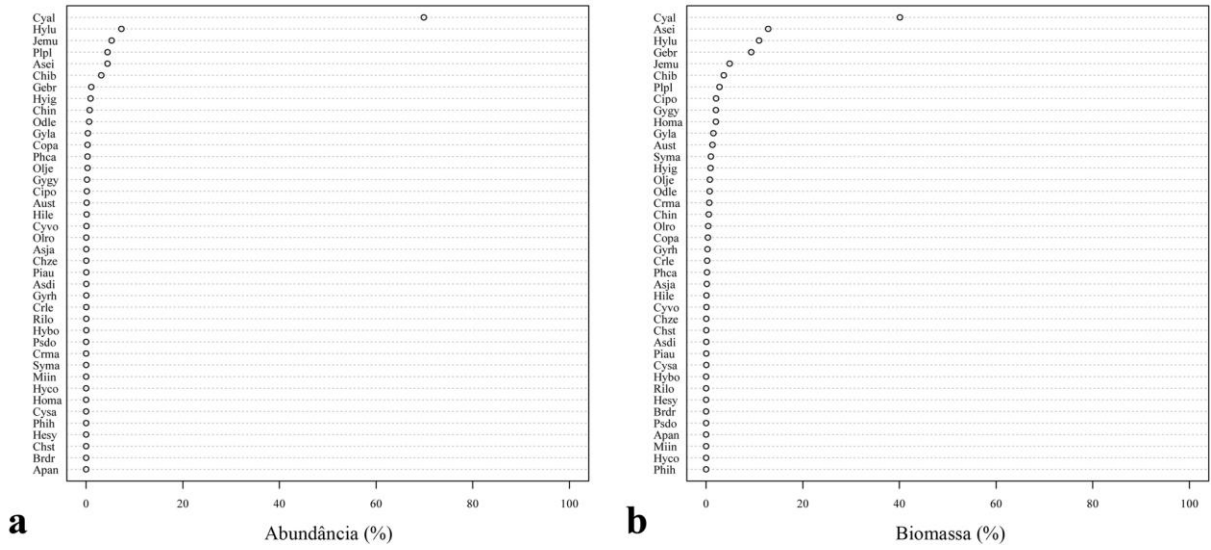


Figura 29. Valores relativos de abundância (a) e biomassa (b) da assembleia de peixes amostrados com rede de arrasto na lagoa Corvina no período de abril de 2010 a março de 2011.

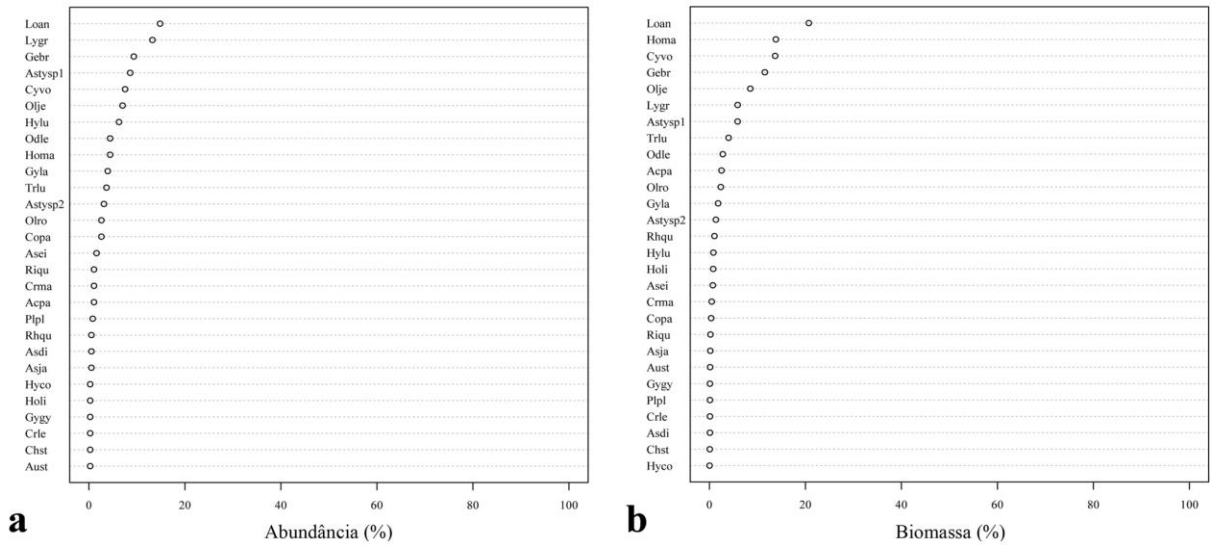


Figura 30. Valores relativos de abundância (a) e biomassa (b) da assembleia de peixes amostrados com redes de espera na lagoa Corvina no período de abril de 2010 a março de 2011.

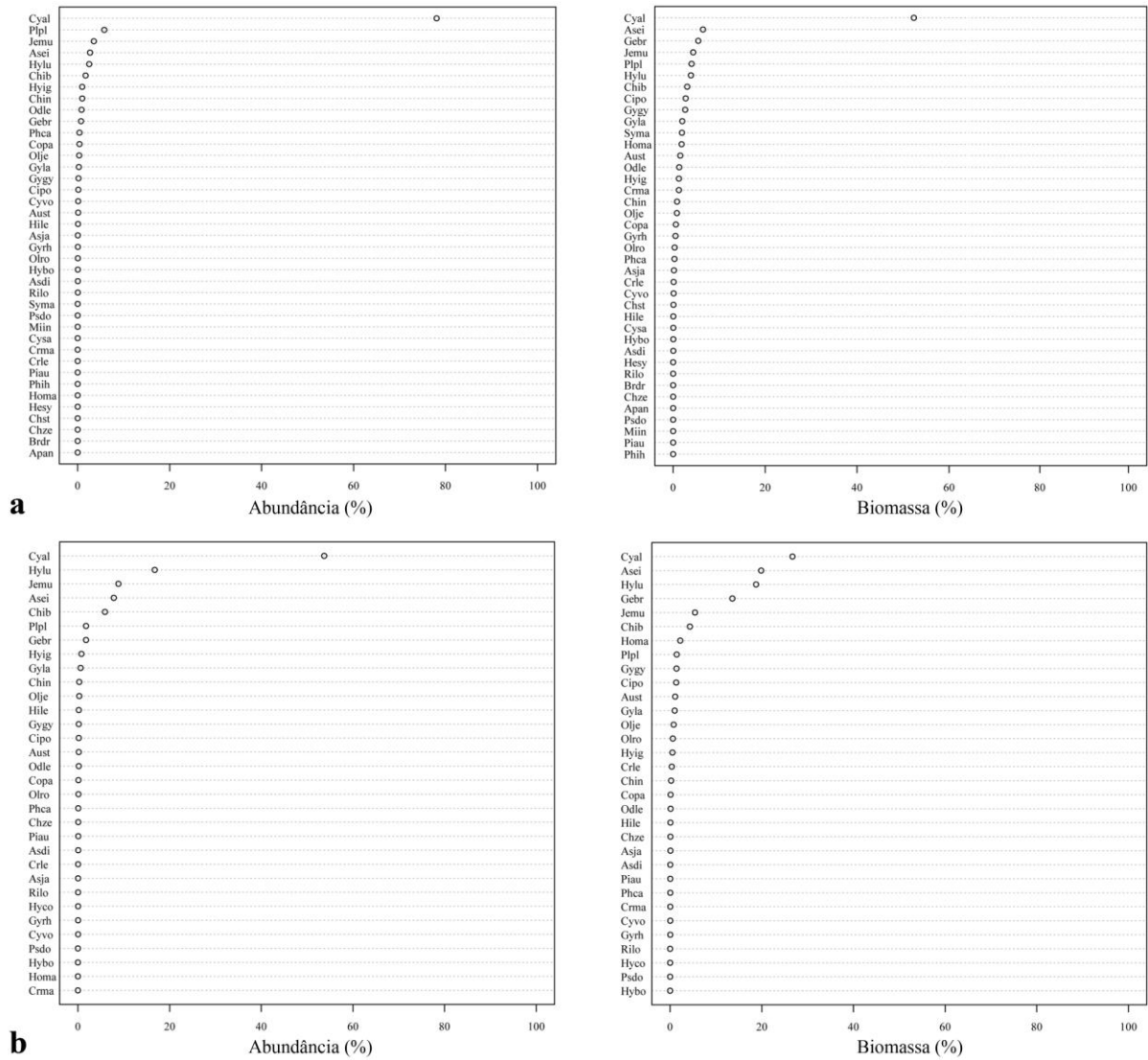


Figura 31. Valores relativos de abundância e biomassa da assembleia de peixes amostrados com rede de arrasto nos pontos C1A (a) e C2A (b) na lagoa Corvina no período de abril de 2010 a março de 2011.

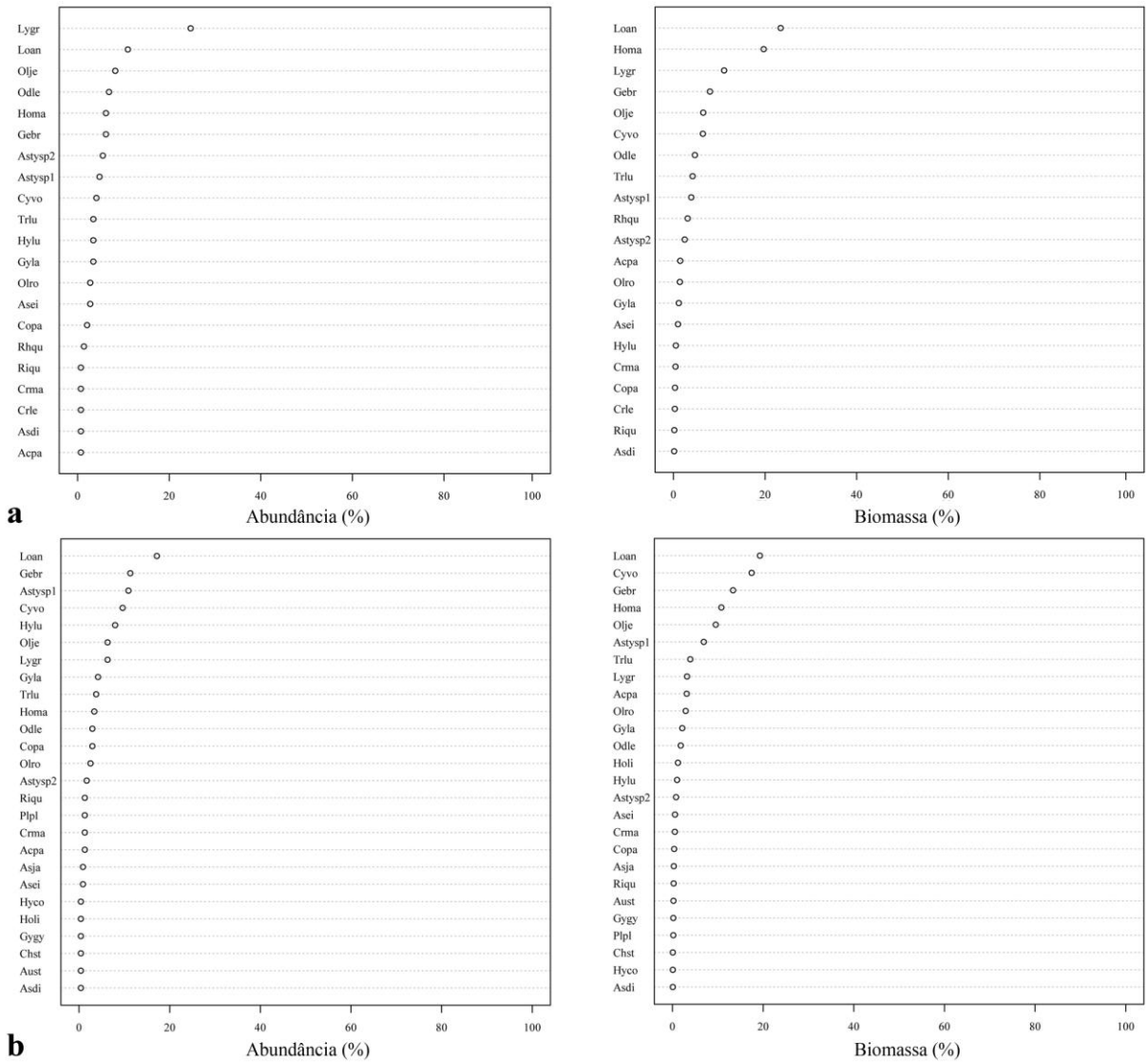


Figura 32. Valores relativos de abundância e biomassa da assembleia de peixes amostrados com redes de espera nos pontos C1E (a) e C2E (b) na lagoa Corvina no período de abril de 2010 a março de 2011.

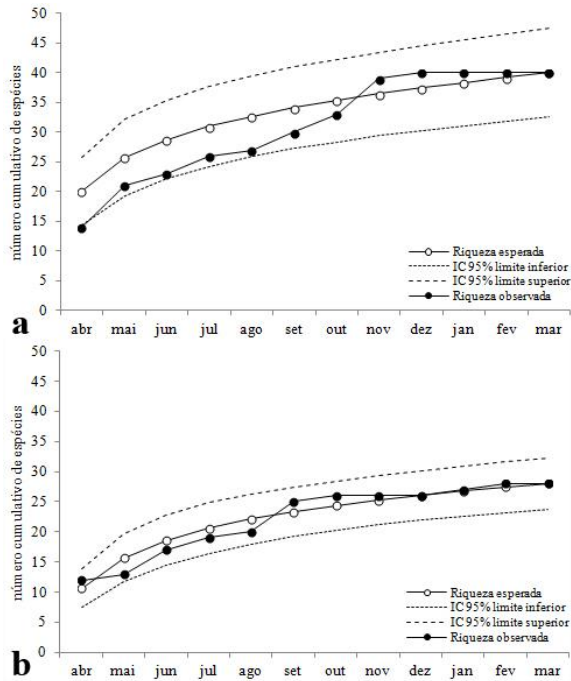


Figura 33. Curvas do coletor (número cumulativo de espécies) obtidas a partir das amostragens de peixes realizadas com rede de arrasto (a) e redes de espera (b) na lagoa Corvina no período de abril de 2010 a março de 2011. IC = intervalo de confiança.

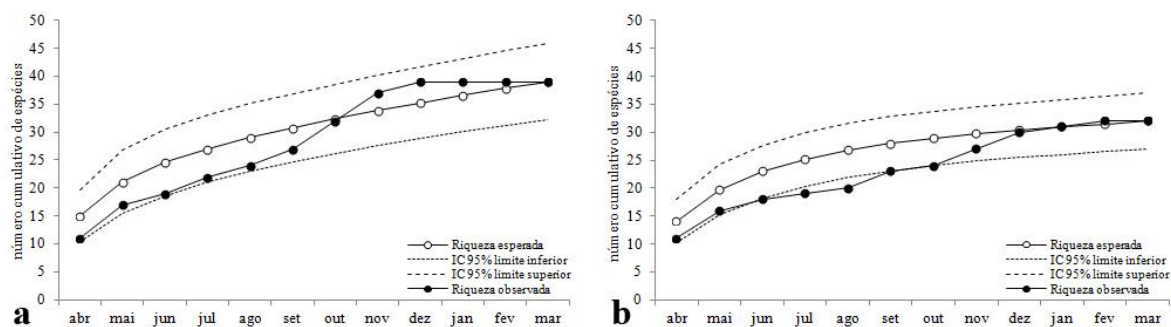


Figura 34. Curvas do coletor (número cumulativo de espécies) obtidas a partir das amostragens de peixes realizadas com rede de arrasto em diferentes pontos amostrais (C1A (a) e C2A (b)) na lagoa Corvina no período de abril de 2010 a março de 2011. IC = intervalo de confiança.

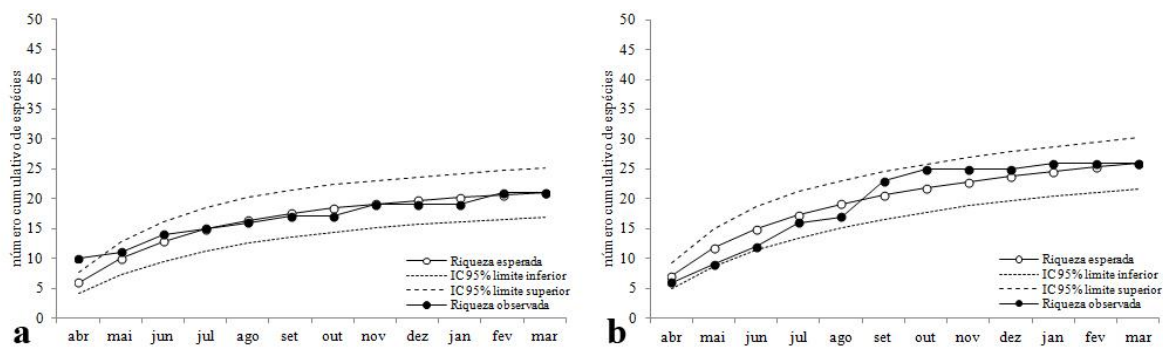


Figura 35. Curvas do coletor (número cumulativo de espécies) obtidas a partir das amostragens de peixes realizadas com redes de espera em diferentes pontos amostrais (C1E (a) e C2E (b)) na lagoa Corvina no período de abril de 2010 a março de 2011. IC = intervalo de confiança.

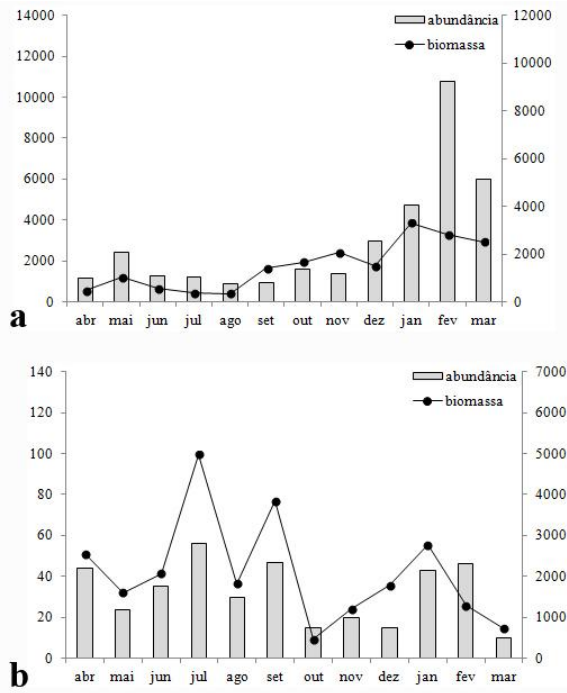


Figura 36. Variação mensal dos valores de abundância e biomassa para a rede de arrasto (a) e para as redes de espera (b) na assembleia de peixes da lagoa Corvina no período de abril de 2010 a março de 2011. O eixo y à esquerda representa a abundância (número de indivíduos), enquanto o eixo y à direita representa a biomassa (g).

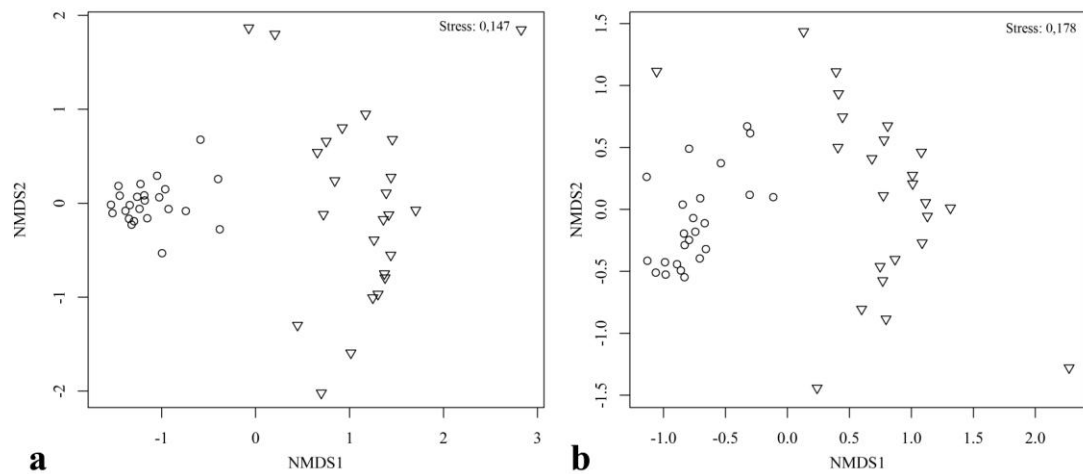


Figura 37. Gráficos de ordenação em escala multidimensional não-métrica (NMDS) derivados de matrizes de similaridade pelo coeficiente de Bray-Curtis a partir dos dados de (a) abundância e (b) biomassa das espécies de peixes coletadas na lagoa Corvina. Círculos representam a rede de arrasto; triângulos invertidos, as redes de espera.

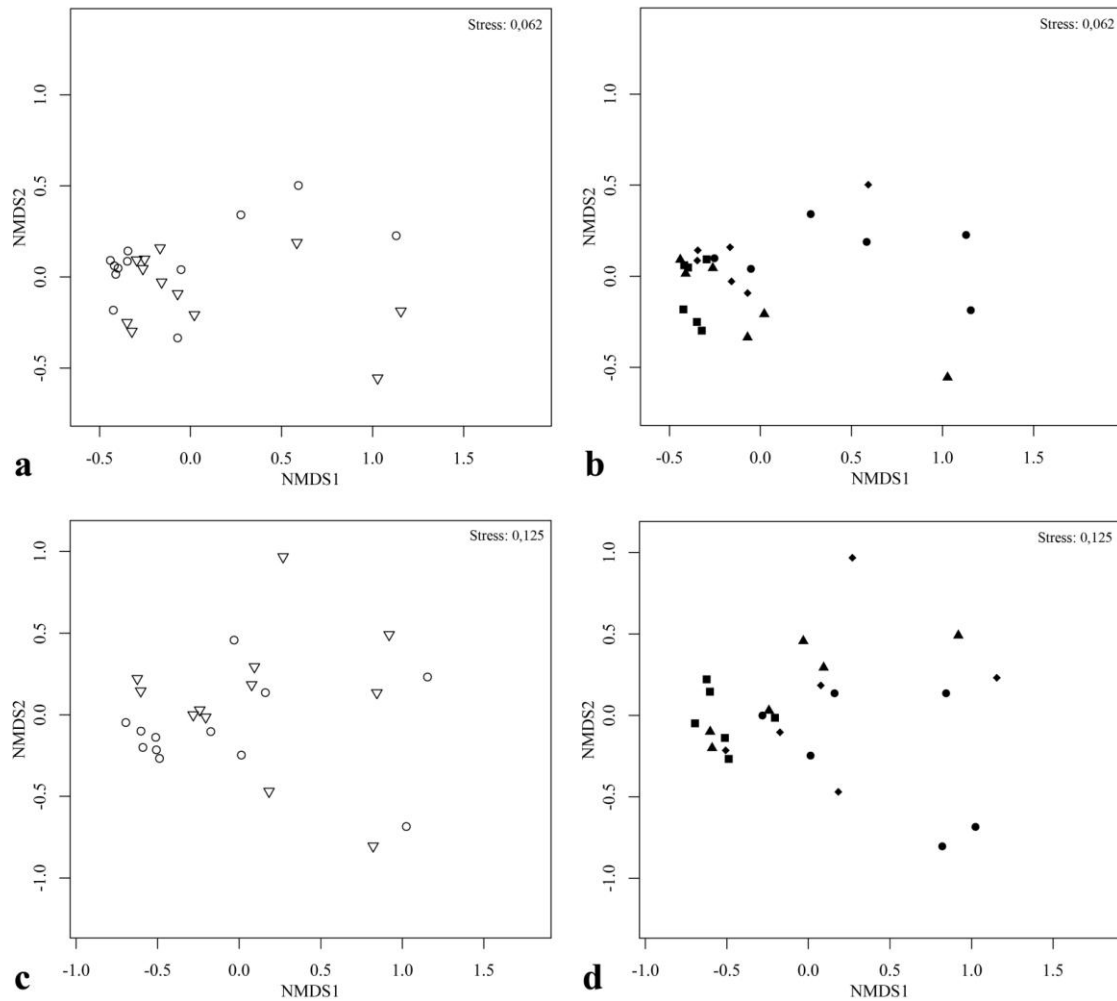


Figura 38. Gráficos de ordenação em escala multidimensional não-métrica (NMDS) derivados de matrizes de similaridade pelo coeficiente de Bray-Curtis a partir dos dados de abundância (para os diferentes pontos amostrais (a) e para as estações do ano (b)) e de biomassa (para os diferentes pontos amostrais (c) e para as estações do ano (d)) das espécies de peixes coletadas com rede de arrasto na lagoa Corvina. Nas figuras (a) e (c), os círculos correspondem ao ponto amostral C1A; triângulos invertidos, ponto C2A. Nas figuras (b) e (d), os losangos correspondem ao outono; os quadrados, ao inverno; os círculos, a primavera; os triângulos, ao verão.

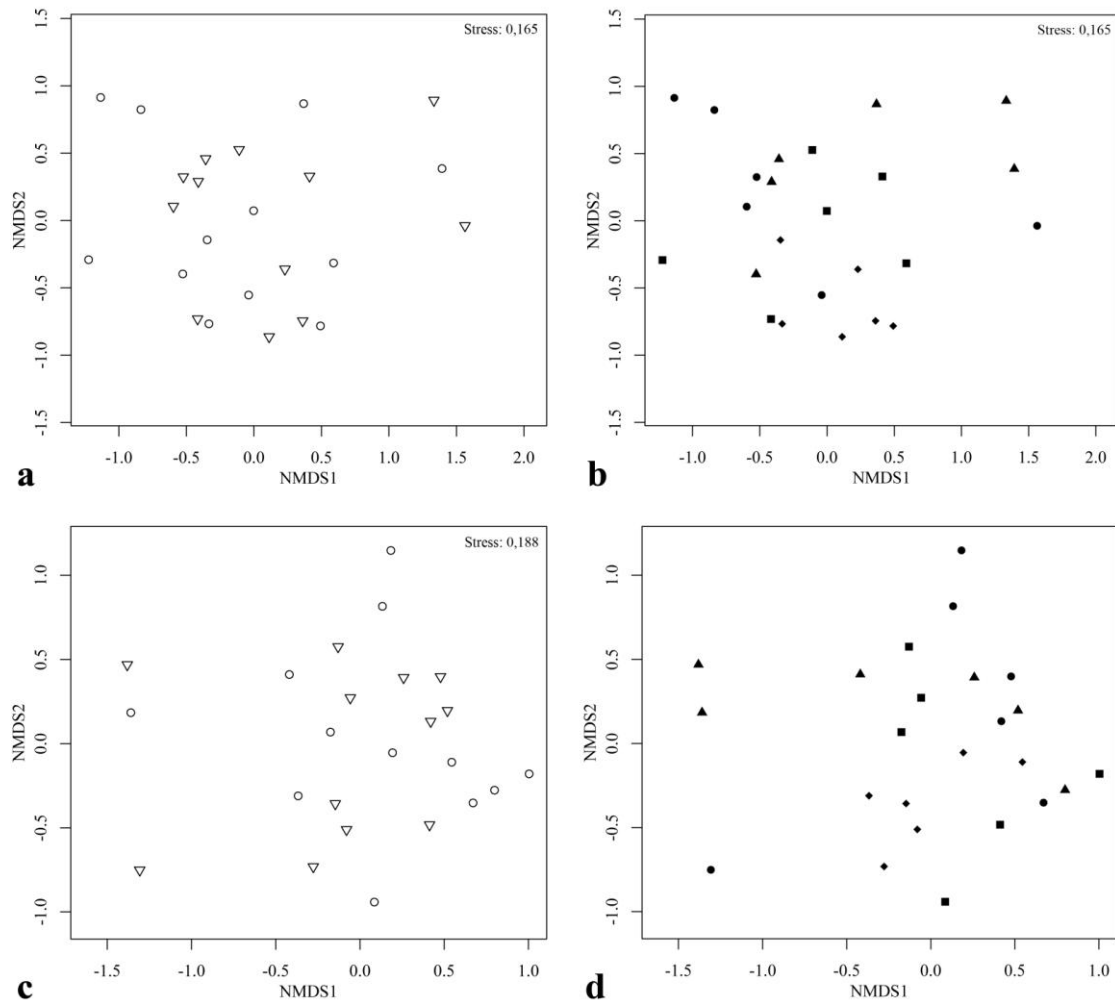


Figura 39. Gráficos de ordenação em escala multidimensional não-métrica (NMDS) derivados de matrizes de similaridade pelo coeficiente de Bray-Curtis a partir dos dados de abundância (para os diferentes pontos amostrais (a) e para as estações do ano (b)) e de biomassa (para os diferentes pontos amostrais (c) e para as estações do ano (d)) das espécies de peixes coletadas com redes de espera na lagoa Corvina. Nas figuras (a) e (c), os círculos correspondem ao ponto amostral C1E; triângulos invertidos, ponto C2E. Nas figuras (b) e (d), os losangos correspondem ao outono; os quadrados, ao inverno; os círculos, a primavera; os triângulos, ao verão.

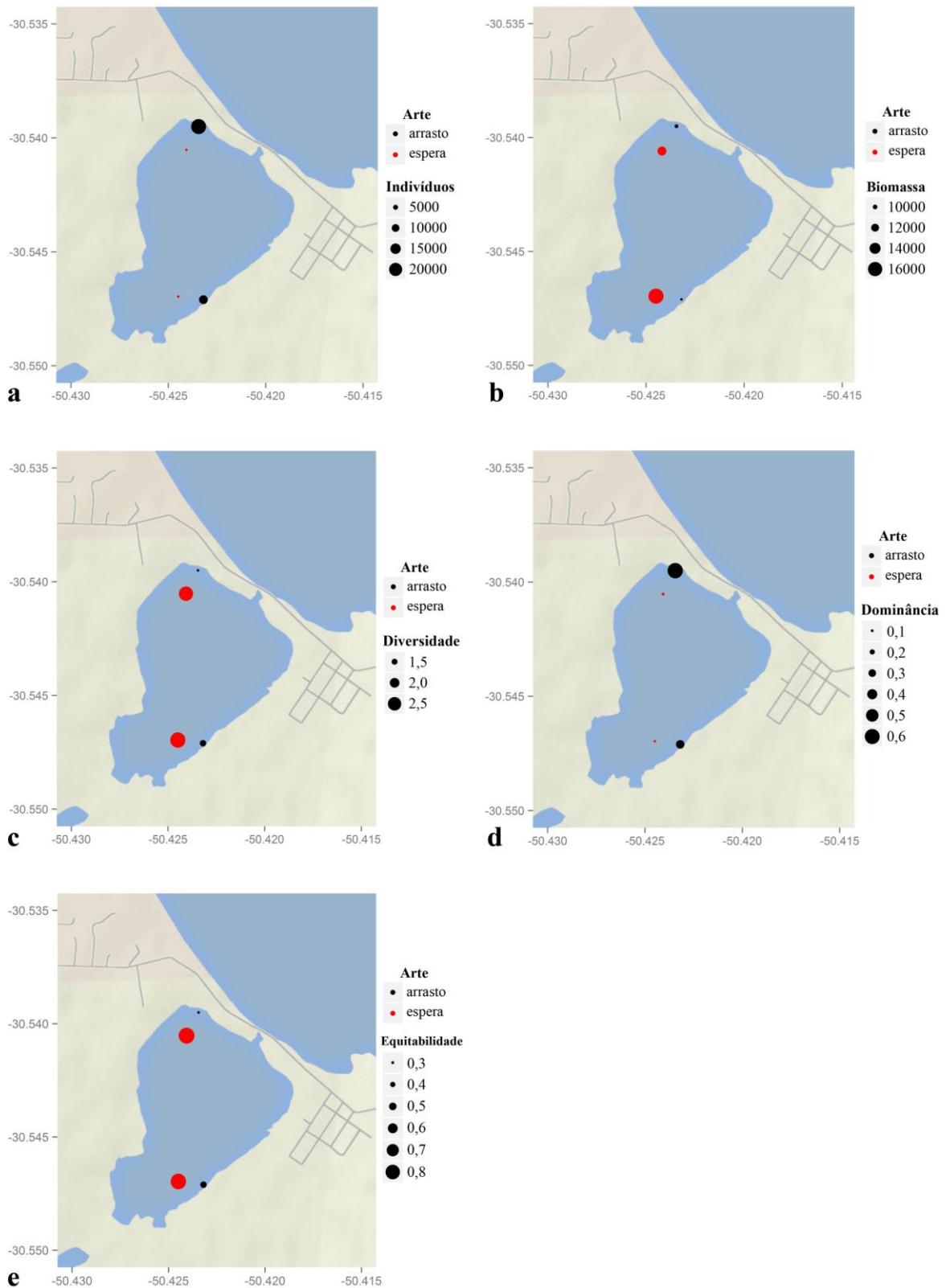


Figura 40. Mapas de bolhas representando de forma geral como estão organizadas espacialmente a (a) abundância, (b) biomassa, (c) diversidade, (d) dominância e (e)

equitabilidade das espécies de peixes coletadas com redes de arrasto e espera na lagoa Corvina. O eixo y representa a latitude e o eixo x, a longitude.

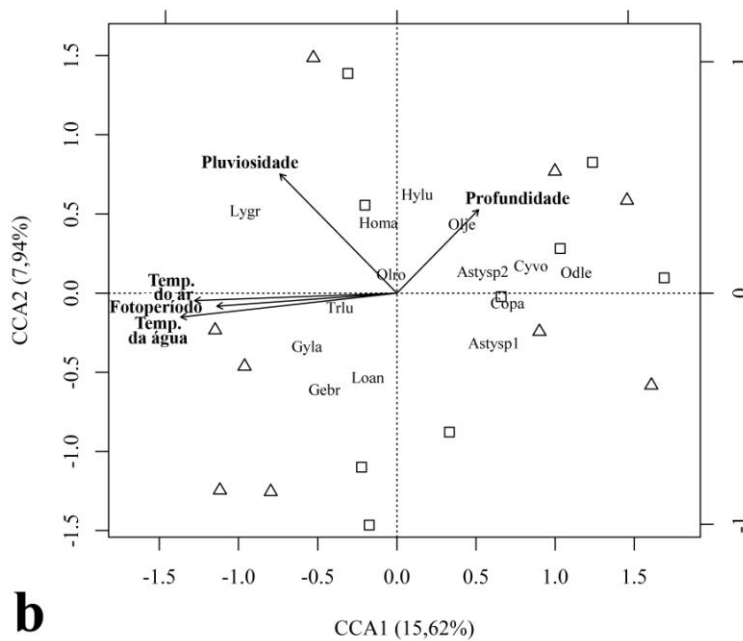
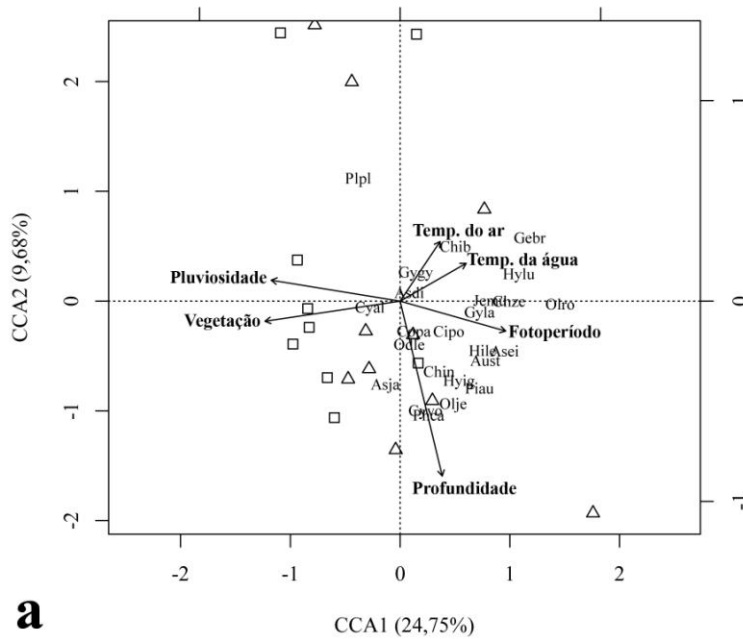


Figura 41. Análise de correlação canônica (CCA) relacionando a abundância das espécies amostradas com rede de arrasto (a) e redes de espera (b) na lagoa Corvina com as variáveis ambientais. Na parte superior da figura (a), os quadrados representam o ponto amostral C01A e os triângulos, o ponto C02A. Na parte inferior da figura (b), os quadrados representam o ponto amostral C01E e os triângulos, o ponto C02E. Asdi, *Astyanax dissensus*; Asei, *Astyanax eigenmanniorum*; Asja, *Astyanax jacuhiensis*; Astysp1, *Astyanax* sp. 1; Astysp2, *Astyanax* sp. 2; Aust, *Australoheros* sp.; Chze, *Characidium zebra*; Chib, *Cheirodon ibicuihensis*; Chin, *Cheirodon interruptus*; Cipo, *Cichlasoma portalegreense*; Copa, *Corydoras paleatus*; Cyal,

Cyanocharax alburnus; Cyvo, *Cyphocharax voga*; Gebr, *Geophagus brasiliensis*; Gygy, *Gymnogeophagus gymnogenys*; Gyla, *Gymnogeophagus lacustris*; Hile, *Hisonotus leucofrenatus*; Homa, *Hoplias malabaricus*; Hyig, *Hyphessobrycon igneus*; Hylu, *Hyphessobrycon luetkenii*; Jemu, *Jenynsia multidentata*; Loan, *Loricariichthys anus*; Lygr, *Lycengraulis grossidens*; Odle, *Odontesthes ledae*; Olje, *Oligosarcus jenynsii*; Olro, *Oligosarcus robustus*; Phca, *Phalloceros caudimaculatus*; Piau, *Pimelodella australis*; Plpl, *Platanichthys platana*; e Trlu, *Trachelyopterus lucenai*.

Tabela 1. Abundância absoluta (n) e biomassa (entre parênteses, em gramas) das espécies capturadas na lagoa dos Barros com rede de arrasto (pontos amostrais B1A, B2A, B3A e B4A) e com redes de espera (pontos B1E, B2E e B3E), juntamente com os índices ecológicos, no período de abril de 2010 a março de 2011. Valores destacados em cinza escuro indicam espécies com ocorrência constante nos pontos de amostragem; valores destacados em cinza claro indicam espécies com ocorrência acessória; valores não destacados indicam espécies com ocorrência acidental.

Táxons	B1A n (biomassa)	B2A n (biomassa)	B3A n (biomassa)	B4A n (biomassa)	B1E n (biomassa)	B2E n (biomassa)	B3E n (biomassa)
CHARACIFORMES							
Acestrorhynchidae							
<i>Acestrorhynchus pantaneiro</i>							2 (128,69)
Characidae							
<i>Aphyocharax anisitsi</i>		4 (1,28)	116 (43,53)	60 (19,09)			
<i>Astyanax eigenmanniorum</i>	1474 (1430,39)	2240 (2170,00)	927 (1480,04)	430 (330,00)	1 (13,58)	1 (10,66)	5 (39,45)
<i>Astyanax jacuhiensis</i>	6 (8,21)	5 (12,07)	28 (48,59)	1 (5,03)		3 (65,14)	2 (21,05)
<i>Astyanax dissensus</i>		18 (9,11)	3 (1,89)	1 (0,16)		1 (7,96)	14 (115,04)
<i>Astyanax</i> sp. 1			3 (20,36)		4 (163,85)	11 (121,20)	25 (250,24)
<i>Astyanax</i> sp. 2			2 (21,10)		1 (13,77)	4 (99,10)	40 (1203,40)
<i>Charax stenopterus</i>				100 (91,16)			3 (20,48)
<i>Cheirodon ibicuihensis</i>	1 (0,18)		6 (1,66)	19 (5,30)			
<i>Cheirodon interruptus</i>	1084 (506,79)	3699 (1443,00)	2463 (797,83)	360 (134,80)			
<i>Cyanocharax alburnus</i>	1375 (921,03)	719 (543,76)	1332 (999,31)	13 (4,98)			
<i>Hypessobrycon boulengeri</i>	2 (0,33)	7 (2,27)	166 (77,47)	296 (84,21)			
<i>Hypessobrycon igneus</i>	57 (19,11)	816 (549,19)	2818 (1321,93)	8161 (2868,71)			
<i>Hypessobrycon luetkenii</i>	1265 (620,60)	3104 (2760,66)	854 (825,66)	2594 (531,52)	5 (42,70)	31 (330,01)	26 (232,60)
<i>Hypessobrycon meridionalis</i>		1 (0,07)		251 (77,06)			
<i>Oligosarcus jenynsii</i>	16 (37,49)	230 (116,45)	35 (106,28)	95 (65,24)	8 (631,20)	9 (558,81)	11 (558,92)
<i>Oligosarcus robustus</i>	1 (7,64)		16 (62,53)	35 (46,77)	3 (324,12)	3 (70,34)	10 (584,97)
<i>Pseudocorynopoma doriae</i>	1 (1,74)	2 (0,89)		23 (25,54)			
Crenuchidae							
<i>Characidium zebra</i>	1 (0,48)	31 (22,61)	6 (4,78)	24 (7,39)			
Curimatidae							
<i>Cyphocharax saladensis</i>	1 (1,14)			212 (337,12)			
<i>Cyphocharax voga</i>	16 (7,87)	153 (198,45)	143 (1012,11)	319 (1321,91)	23 (3467,35)	31 (4097,00)	44 (1385,50)
Erythrinidae							

<i>Hoplias malabaricus</i>		21 (1009,60)	32 (875,08)	166 (1047,48)	7 (1539,30)	8 (3085,36)	6 (2372,55)
SILURIFORMES							
Auchenipteridae							
<i>Trachelyopterus lucenai</i>					13 (832,99)	7 (469,49)	6 (354,33)
Callichthyidae							
<i>Corydoras paleatus</i>	19 (8,02)	38 (31,56)	1 (4,19)	2 (2,71)	1 (8,46)	2 (12,58)	3 (26,22)
Heptapteridae							
<i>Pimelodella australis</i>	4 (2,24)	9 (1,75)	3 (0,56)		1 (17,23)	1 (23,53)	
<i>Rhamdia quelen</i>	2 (0,87)	4 (0,53)					
Loricariidae							
<i>Hisonotus leucofrenatus</i>	23 (4,77)	2 (0,47)	17 (6,80)	2 (0,34)			
<i>Hypostomus commersoni</i>	4 (0,79)	1 (0,22)				1 (240,98)	
<i>Loricariichthys anus</i>					10 (1900,98)	4 (451,34)	15 (1736,66)
<i>Rineloricaria longicauda</i>					1 (16,39)		
<i>Rineloricaria quadrensis</i>							1 (11,14)
LABRIFORMES							
Cichlidae							
<i>Australoheros</i> sp.		101 (399,15)	92 (293,07)	321 (842,70)	1 (36,89)	1 (37,15)	4 (72,20)
<i>Cichlasoma portalegrense</i>	3 (4,19)	95 (229,26)	244 (1997,41)	122 (1021,93)			
<i>Crenicichla lepidota</i>	24 (11,40)	8 (57,47)	23 (242,28)	157 (581,09)			
<i>Crenicichla maculata</i>		1 (22,81)	1 (0,92)		2 (492,05)	2 (683,44)	1 (27,21)
<i>Geophagus brasiliensis</i>	825 (287,71)	260 (984,73)	91 (129,79)	29 (735,52)	24 (2591,99)	39 (3459,84)	16 (1185,16)
<i>Gymnogeophagus gymnogenys</i>	7 (12,10)	61 (101,34)	5 (2,84)			1 (33,31)	
<i>Gymnogeophagus lacustris</i>	690 (320,28)	226 (126,30)	12 (5,46)		5 (223,10)	4 (154,96)	1 (31,48)
<i>Gymnogeophagus rhabdotus</i>	1 (24,27)	5 (50,52)	8 (42,28)	22 (81,03)			2 (39,81)
CLUPEIFORMES							
Clupeidae							
<i>Platanichthys platana</i>	637 (179,26)	144 (46,85)	14 (23,04)	2 (0,83)	2 (16,79)	2 (18,01)	2 (15,55)
Engraulidae							
<i>Lycengraulis grossidens</i>	16 (1,93)	1 (0,34)	9 (1,36)		12 (306,68)	99 (2725,87)	12 (506,35)
ATHERINIFORMES							
Atherinopsidae							
<i>Odontesthes ledae</i>	970 (409,80)	31 (4,07)	12 (5,92)		25 (1029,27)	14 (657,52)	
CYPRINODONTIFORMES							
Anablepidae							
<i>Jenynsia multidentata</i>	11892 (5495,22)	6081 (2863,77)	2184 (1434,51)	18 (7,37)			

Poeciliidae								
<i>Phalloceros caudimaculatus</i>	80 (20,62)	8 (2,46)	667 (161,19)	315 (63,06)				
<i>Phalloptychus iheringii</i>			3 (1,06)	1 (0,16)				
Rivulidae								
<i>Cynopoecilus multipapillatus</i>			637 (149,04)	31 (3,17)				
GYMNOTIFORMES								
Gymnotidae								
<i>Gymnotus aff. carapo</i>				2 (53,02)				
Hypopomidae								
<i>Brachyhypopomus draco</i>				4 (6,96)				
<i>Brachyhypopomus gauderio</i>				34 (99,81)				
Sternopygidae								
<i>Eigenmannia trilineata</i>	1 (2,17)			20 (107,62)				
SYNBRANCHIFORMES								
Synbranchidae								
<i>Synbranchus marmoratus</i>				8 (890,59)				
Total	31 espécies 20498 indiv. 10348,65 g	33 espécies 18126 indiv. 13763,01 g	35 espécies 12973 indiv. 12201,85 g	36 espécies 14250 indiv. 11501,39 g	20 espécies 149 indiv. 13668,71 g	23 espécies 279 indiv. 17413,61 g	23 espécies 251 indiv. 10918,98 g	
Diversidade	1,601	1,920	2,264	1,663	2,500	2,221	2,627	
Dominância	0,358	0,203	0,137	0,365	0,105	0,177	0,095	
Equitabilidade	0,466	0,549	0,636	0,464	0,834	0,708	0,837	
Riqueza	31	33	35	36	20	23	23	
Diversidade		2,240				2,660		
Dominância		0,164				0,094		
Equitabilidade		0,585				0,798		
Riqueza		46				28		

Tabela 2. Resultados da análise de similaridade percentual (SIMPER) mostrando a contribuição das espécies mais representativas para a dissimilaridade de abundância entre os grupos de amostras na lagoa dos Barros levando em consideração o tipo de amostrador.

Espécies	Abundância relativa (%)		Dissimilaridade média	Contribuição (%)
	arrasto	espera		
<i>Jenynsia multidentata</i>	30,63	0	20,83	21,13
<i>Hyplessobrycon igneus</i>	17,99	0	19,83	20,12
<i>Hyplessobrycon luetkenii</i>	11,87	9,13	10,43	10,58
<i>Cheirodon interruptus</i>	11,55	0	10,20	10,35
<i>Astyanax eigenmanniorum</i>	7,70	1,03	10,19	10,33
<i>Cyanocharax alburnus</i>	5,22	0	7,74	7,85
<i>Odontesthes ledae</i>	1,53	5,74	3,41	3,46
<i>Cynopocilus multipapilatus</i>	1,01	0	1,74	1,76
<i>Geophagus brasiliensis</i>	1,83	11,63	1,66	1,69
<i>Phalloceros caudimaculatus</i>	1,61	0	1,66	1,69
<i>Cyphocharax voga</i>	0,95	14,43	1,25	1,26
<i>Australoheros</i> sp.	0,78	0,88	0,90	0,91
<i>Gymnogeophagus lacustris</i>	1,40	1,47	0,83	0,85
<i>Oligosarcus jenynsii</i>	0,57	4,12	0,71	0,72
<i>Lycengraulis grossidens</i>	0,03	18,11	0,69	0,70

Tabela 3. Resultados da análise de similaridade percentual (SIMPER) mostrando a contribuição das espécies mais representativas para a dissimilaridade de biomassa entre os grupos de amostras na lagoa dos Barros levando em consideração o tipo de amostrador.

Espécies	Biomassa relativa (%)		Dissimilaridade média	Contribuição (%)
	arrasto	espera		
<i>Cyphocharax voga</i>	5,31	21,30	10,75	11,39
<i>Geophagus brasiliensis</i>	4,47	17,23	10,14	10,74
<i>Hoplias malabaricus</i>	6,13	16,65	9,76	10,35
<i>Jenynsia multidentata</i>	20,49	0	8,62	9,14
<i>Astyanax eigenmanniorum</i>	11,31	0,15	5,80	6,15
<i>Loricariichthys anus</i>	0	9,73	5,44	5,76
<i>Hyplessobrycon igneus</i>	9,95	0	5,12	5,43
<i>Lycengraulis grossidens</i>	0,007	8,42	4,40	4,66
<i>Hyplessobrycon luetkenii</i>	9,90	1,44	4,16	4,40
<i>Trachelyopterus lucenai</i>	0	3,94	3,37	3,57
<i>Oligosarcus jenynsii</i>	0,68	4,16	2,96	3,13
<i>Odontesthes ledae</i>	0,87	4,01	2,61	2,77
<i>Cyanocharax alburnus</i>	5,16	0	2,53	2,68
<i>Cheirodon ibicuihensis</i>	0,01	0	2,40	2,54
<i>Cichlasoma portalegrense</i>	6,80	0	2,38	2,53

Tabela 4. Resultados dos testes de análise de similaridade (ANOSIM) para diferenças na abundância e biomassa das espécies coletadas com redes de arrasto e espera na lagoa dos Barros, entre abril de 2010 e março de 2011. O = outono; I = inverno; P = primavera; V = verão. B1A, B2A, B3A e B4A são os pontos amostrais onde foram realizadas as amostragens com rede de arrasto.

	Descritores	Estações	Diferenças entre estações	Pontos de coleta	Diferenças entre pontos de coleta
Arrasto	Abundância	R=0,333 p<0,001	O ≠ I, P, V I ≠ P, V P ≠ V	R=0,343 p<0,001	B1A ≠ B3A B4A ≠ B1A, B2A, B3A
	Biomassa	R=0,216 p<0,001	O ≠ P, V I ≠ P, V	R=0,348 p<0,001	B1A ≠ B3A B4A ≠ B1A, B2A, B3A
Espera	Abundância	R=0,245 p<0,001	O ≠ V I ≠ P, V	R= -0,019 p=0,630	não significativo
	Biomassa	R=0,215 p<0,001	O ≠ V I ≠ P, V	R=0,003 p=0,428	não significativo

Tabela 5. Resultados dos testes de significância para diferenças em descritores das assembleias de peixes coletados com redes de arrasto e espera na lagoa dos Barros, entre abril de 2010 e março de 2011. O = outono; I = inverno; P = primavera; V = verão. B1A, B2A, B3A e B4A são os pontos amostrais onde foram realizadas as amostragens com rede de arrasto.

	Descritores	Estações	Diferenças entre estações	Pontos de coleta	Diferenças entre pontos de coleta
Arrasto	Abundância	F=4,391 p<0,001	O ≠ I, P, V I ≠ P, V P ≠ V	F=4,665 p<0,001	B1A ≠ B3A B4A ≠ B1A, B2A, B3A
	Biomassa	F=2,293 p<0,001	O ≠ P, V I ≠ P, V	F=4,151 p<0,001	B1A ≠ B3A B4A ≠ B1A, B2A, B3A
	Diversidade	Kw=10,883 P=0,010	V ≠ I, P O ≠ P	Kw=11,250 p=0,010	B1A ≠ B2A, B3A, B4A
	Dominância	F=5,693 p=0,002	P ≠ O, V	F=3,696 p=0,018	B1A ≠ B3A
	Equitabilidade	F=2,381 p=0,082	não significativo	F=1,369 p=0,265	não significativo
Espera	Abundância	F=2,419 p<0,001	O ≠ V I ≠ P, V	F=0,856 p=0,643	não significativo
	Biomassa	F=2,251 p<0,001	O ≠ V I ≠ P, V	F=0,984 p=0,473	não significativo
	Diversidade	F=5,448 p=0,003	O ≠ V, P	F=1,070 p=0,355	não significativo
	Dominância	F=4,086 p<0,001	O ≠ V, P	F=0,850 p=0,437	não significativo
	Equitabilidade	Kw=2,548 p=0,466	não significativo	Kw=0,511 p=0,774	não significativo

Tabela 6. Resultados das análises de regressão múltipla com análise de variância (ANOVA) para as variáveis ambientais mais explicativas na lagoa dos Barros, entre abril de 2010 e março de 2011.

Variáveis ambientais	arrasto					espera				
	Abund.	Biomass.	Diversid.	Domin.	Equitab.	Abund.	Biomass.	Diversid.	Domin.	Equitab.
Temp. da água										
Temp. do ar										
Pluviosidade										
Fotoperíodo	F=51,108 p<0,001	F=42,265 p<0,001				F=14,091 p<0,001		F=16,081 p<0,001	F=9,902 p=0,003	
Vegetação			F=15,224 p<0,001	F=6,584 p=0,013						
Profundidade								F=6,528 p=0,015	F=10,889 p=0,002	
Substrato										

Tabela 7. Resultados da análise de correspondência canônica (ACC) para a assembleia de peixes da lagoa dos Barros, entre abril de 2010 e março de 2011.

Variáveis ambientais	arrasto				espera			
	Eixo 1	Eixo 2	r ²	p	Eixo 1	Eixo 2	r ²	p
Temperatura da água	-0,422	-0,906	0,290	0,023*	-0,988	-0,149	0,822	0,001*
Temperatura do ar	-0,446	-0,894	0,302	0,015*	-0,978	-0,208	0,737	0,001*
Pluviosidade	0,273	-0,961	0,095	0,260	-0,919	0,393	0,282	0,040*
Fotoperíodo	-0,976	0,213	0,018	0,762	-0,999	0,025	0,574	0,001*
Vegetação	0,982	-0,184	0,801	0,001*	-	-	-	-
Profundidade	0,978	-0,207	0,732	0,001*	0,966	-0,255	0,417	0,009*
Substrato	0,969	-0,243	0,739	0,001*	-	-	-	-
Varição explicada (%)	24,60	9,05			13,16	6,96		

Tabela 8. Abundância absoluta e biomassa (entre parênteses, em gramas) das espécies capturadas na lagoa Corvina com rede de arrasto (pontos amostrais C1A e C2A) e com redes de espera (pontos C1E e C2E), juntamente com os índices ecológicos, no período de abril de 2010 a março de 2011. Valores destacados em cinza escuro indicam espécies com ocorrência constante nos pontos de amostragem; valores destacados em cinza claro indicam espécies com ocorrência acessória; valores não destacados indicam espécies com ocorrência acidental.

Táxons	C1A n (biomassa)	C2A n (biomassa)	C1E n (biomassa)	C2E n (biomassa)
CHARACIFORMES				
Acestrorhynchidae				
<i>Acestrorhynchus pantaneiro</i>			1 (123,89)	3 (513,22)
Characidae				
<i>Aphyocharax anisitsi</i>	1 (0,58)			
<i>Astyanax dissensus</i>	4 (1,78)	6 (3,29)	1 (12,30)	1 (8,21)
<i>Astyanax eigenmanniorum</i>	632 (615,02)	935 (1713,28)	4 (81,79)	2 (93,98)
<i>Astyanax jacuhiensis</i>	9 (16,01)	4 (6,33)		2 (45,26)
<i>Astyanax</i> sp. 1			7 (332,64)	26 (1142,27)
<i>Astyanax</i> sp. 2			8 (209,02)	4 (130,20)
<i>Charax stenopterus</i>	1 (6,41)			1 (12,66)
<i>Cheirodon ibicuihensis</i>	405 (289,06)	704 (371,04)		
<i>Cheirodon interruptus</i>	228 (78,36)	36 (19,84)		
<i>Cyanocharax alburnus</i>	18297 (4958,54)	6414 (2303,42)		
<i>Hyphessobrycon boulengeri</i>	4 (1,82)	1 (0,12)		
<i>Hyphessobrycon igneus</i>	235 (119,56)	91 (43,75)		
<i>Hyphessobrycon luetkenii</i>	589 (366,80)	2001 (1617,71)	5 (43,77)	19 (165,94)
<i>Mimagoniates inaequalis</i>	2 (0,39)			
<i>Oligosarcus jenynsii</i>	73 (75,17)	33 (66,92)	12 (558,15)	15 (1581,79)
<i>Oligosarcus robustus</i>	4 (29,73)	11 (49,59)	4 (118,41)	6 (476,68)
<i>Pseudocorynopoma doriae</i>	2 (0,55)	1 (0,17)		
Crenuchidae				
<i>Characidium zebra</i>	1 (0,73)	10 (6,37)		
Curimatidae				
<i>Cyphocharax saladensis</i>	2 (2,41)			
<i>Cyphocharax voga</i>	23 (8,80)	2 (1,44)	6 (550,03)	23 (2890,61)
Erythrinidae				
<i>Hoplias malabaricus</i>	1 (173,77)	1 (191,31)	9 (1691,94)	8 (1788,03)
SILURIFORMES				
Auchenipteridae				
<i>Trachelyopterus lucenai</i>			5 (358,27)	9 (646,73)
Callichthyidae				
<i>Corydoras paleatus</i>	94 (53,81)	13 (9,94)	3 (29,05)	7 (59,78)
<i>Hoplosternum littorale</i>				1 (197,74)
Heptapteridae				
<i>Heptapterus sympterygium</i>	1 (1,01)			
<i>Pimelodella australis</i>	1 (0,38)	9 (2,08)		
<i>Rhamdia quelen</i>			2 (263,27)	
Loricariidae				
<i>Hisonotus leucofrenatus</i>	17 (4,04)	22 (7,26)		
<i>Hypostomus commersoni</i>		2 (0,28)		1 (9,11)
<i>Loricariichthys anus</i>			16 (2011,85)	41 (3193,97)
<i>Rineloricaria longicauda</i>	3 (0,96)	3 (0,89)		
<i>Rineloricaria quadrensis</i>			1 (16,58)	3 (41,13)

LABRIFORMES

Cichlidae				
<i>Australoheros</i> sp.	20 (144,43)	20 (93,66)		1 (32,62)
<i>Cichlasoma portalegrense</i>	31 (258,02)	21 (114,08)		
<i>Crenicichla lepidota</i>	2 (9,52)	5 (30,70)	1 (25,32)	
<i>Crenicichla maculata</i>	2 (118,45)	1 (1,48)	1 (37,92)	3 (83,79)
<i>Geophagus brasiliensis</i>	168 (516,90)	210 (1172,96)	9 (684,72)	27 (2212,44)
<i>Gymnogeophagus gymnogenys</i>	41 (249,13)	22 (119,34)		1 (26,73)
<i>Gymnogeophagus lacustris</i>	60 (188,43)	69 (85,73)	5 (98,01)	10 (355,25)
<i>Gymnogeophagus rhabdotus</i>	6 (49,33)	2 (1,10)		
CLUPEIFORMES				
Clupeidae				
<i>Platanichthys platana</i>	1356 (378,99)	211 (123,43)		3 (26,34)
Engraulidae				
<i>Lycengraulis grossidens</i>			36 (949,13)	15 (528,23)
ATHERINIFORMES				
Atherinopsidae				
<i>Odontesthes ledae</i>	201 (126,04)	19 (7,36)	10 (400,64)	7 (298,24)
CYPRINODONTIFORMES				
Anablepidae				
<i>Jenynsia multidentata</i>	819 (411,82)	1051 (467,11)		
Poeciliidae				
<i>Phalloceros caudimaculatus</i>	96 (28,48)	10 (1,61)		
<i>Phalloptychus iheringii</i>	1 (0,21)			
GYMNOTIFORMES				
Hypopomidae				
<i>Brachyhypopomus draco</i>	1 (0,93)			
SYNBRANCHIFORMES				
Synbranchidae				
<i>Synbranchus marmoratus</i>	2 (180,87)			
	39 espécies	32 espécies	21 espécies	26 espécies
Total	23435 indiv.	11940 indiv.	146 indiv.	239 indiv.
	9467,22 g	8633,59 g	8596,69 g	16560,93 g
Diversidade	1,038	1,562	2,609	2,739
Dominância	0,616	0,334	0,104	0,085
Equitabilidade	0,283	0,450	0,857	0,840
Riqueza	39	32	21	26
Diversidade		1,281		2,777
Dominância		0,501		0,079
Equitabilidade		0,347		0,833
Riqueza		40		28

Tabela 9. Resultados da análise de similaridade percentual (SIMPER) mostrando a contribuição das espécies mais representativas para a dissimilaridade de abundância de espécies entre os grupos de amostras na lagoa Corvina levando em consideração o tipo de amostrador.

Espécies	Abundância relativa (%)		Dissimilaridade média	Contribuição (%)
	arrasto	espera		
<i>Cyanocharax alburnus</i>	69,85	0	61,85	62,45
<i>Astyanax eigenmanniorum</i>	4,42	1,55	7,47	7,54
<i>Hypheosbrycon luetkenii</i>	7,32	6,23	6,46	6,52
<i>Jenynsia multidentata</i>	5,28	0	5,39	5,44
<i>Platanichthys platana</i>	4,42	0,77	4,22	4,26
<i>Cheirodon ibicuiensis</i>	3,13	0	3,32	3,36
<i>Hypheosbrycon igneus</i>	0,92	0	1,56	1,57
<i>Cheirodon interruptus</i>	0,74	0	1,27	1,28
<i>Geophagus brasiliensis</i>	1,06	9,35	1,17	1,18
<i>Odontesthes ledae</i>	0,62	4,41	0,80	0,81
<i>Oligosarcus jenynsii</i>	0,29	7,01	0,62	0,62
<i>Phalloceros caudimaculatus</i>	0,29	0	0,49	0,49
<i>Loricariichthys anus</i>	0	14,80	0,44	0,44
<i>Corydoras paleatus</i>	0,30	2,59	0,42	0,42
<i>Gymnogeophagus lacustris</i>	0,36	3,89	0,41	0,42

Tabela 10. Resultados da análise de similaridade percentual (SIMPER) mostrando a contribuição das espécies mais representativas para a dissimilaridade de biomassa de espécies entre os grupos de amostras na lagoa Corvina levando em consideração o tipo de amostrador.

Espécies	Biomassa relativa (%)		Dissimilaridade média	Contribuição (%)
	arrasto	espera		
<i>Cyanocharax alburnus</i>	40,11	0	19,87	20,81
<i>Loricariichthys anus</i>	0	20,69	12,20	12,77
<i>Geophagus brasiliensis</i>	9,33	11,51	9,00	9,42
<i>Hoplias malabaricus</i>	2,01	13,83	7,57	7,93
<i>Cyphocharax voga</i>	0,05	13,67	6,02	6,30
<i>Astyanax eigenmanniorum</i>	12,86	0,69	5,16	5,40
<i>Hypheosbrycon luetkenii</i>	10,96	0,83	4,19	4,39
<i>Oligosarcus jenynsii</i>	0,78	8,50	3,77	3,95
<i>Lycengraulis grossidens</i>	0	5,87	3,47	3,63
<i>Trachelyopterus lucenai</i>	0	3,99	2,71	2,83
<i>Astyanax</i> sp. 1	0	5,86	2,57	2,69
<i>Jenynsia multidentata</i>	4,85	0	2,25	2,35
<i>Odontesthes ledae</i>	0,73	2,77	1,94	2,03
<i>Cheirodon ibicuiensis</i>	3,64	0	1,71	1,79
<i>Platanichthys platana</i>	2,77	0,10	1,66	1,74

Tabela 11. Resultados dos testes de análise de similaridade (Anosim) para diferenças na abundância e biomassa das espécies coletadas com redes de arrasto e espera na lagoa Corvina, entre abril de 2010 e março de 2011. O = outono; I = inverno; P = primavera; V = verão. C1A e C2A são os pontos amostrais onde foram realizadas as amostragens com rede de arrasto.

	Descritores	Estações	Diferenças entre estações	Pontos de coleta	Diferenças entre pontos de coleta
Arrasto	Abundância	R=0,341 p<0,001	V ≠ O, I, P P ≠ O	R=0,176 p=0,015	C1A ≠ C2A
	Biomassa	R=0,289 p<0,001	V ≠ O, I, P P ≠ O	R=0,056 p=0,125	não significativo
Espera	Abundância	R=0,146 p=0,019	I ≠ P, V	R=-0,017 p=0,595	não significativo
	Biomassa	R=0,115 p=0,048	I ≠ P, V	R=-0,095 p=0,993	não significativo

Tabela 12. Resultados dos testes de significância para diferenças em descritores das assembleias de peixes coletados com rede de arrasto e espera na lagoa Corvina, entre abril de 2010 e março de 2011. O = outono; I = inverno; P = primavera; V = verão. C1A e C2A são os pontos amostrais onde foram realizadas as amostragens.

	Descritores	Estações	Diferenças entre estações	Pontos de coleta	Diferenças entre pontos de coleta
Arrasto	Abundância	F=3,411 p<0,001	V ≠ O, I, P P ≠ O	t=2,350 p=0,030	C1A ≠ C2A
	Biomassa	F=2,792 p<0,001	V ≠ O, I, P P ≠ O	t=0,799 p=0,435	não significativo
	Diversidade	F=3,184 p=0,046	O ≠ P	t=-0,643 p=0,527	não significativo
	Dominância	F=2,123 p=0,129	não significativo	t=0,995 p=0,331	não significativo
	Equitabilidade	F=1,658 p=0,208	não significativo	t=-1,078 p=0,294	não significativo
Espera	Abundância	F=1,544 p=0,020	I ≠ P, V	t=-1,527 p=0,140	não significativo
	Biomassa	F=1,429 p=0,049	I ≠ P, V	t=-1,487 p=0,153	não significativo
	Diversidade	F=3,018 p=0,053	não significativo	t=0,591 p=0,560	não significativo
	Dominância	F=3,059 p=0,051	não significativo	t=0,690 p=0,497	não significativo
	Equitabilidade	Kw=0,103 p=0,991	não significativo	U=90 p=0,312	não significativo

Tabela 13. Resultados das análises de regressão múltipla com análise de variância (ANOVA) para as variáveis ambientais mais explicativas na lagoa Corvina, entre abril de 2010 e março de 2011.

Variáveis ambientais	arrasto					espera				
	Abund.	Biomass.	Diversid.	Domin.	Equitab.	Abund.	Biomass.	Diversid.	Domin.	Equitab.
Temp. da água	F=17,076 p<0,001					F=4,696 p=0,043				
Temp. do ar	F=4,946 p=0,037									
Pluviosidade										
Fotoperíodo	F=21,885 p<0,001					F=9,694 p=0,005				
Vegetação	F=9,555 p=0,005					F=8,452 p=0,008				
Profundidade						F=5,682 p=0,026				
Profundidade						F=4,916 p=0,039				
Substrato										

Tabela 14. Resultados da análise de correspondência canônica (ACC) para a assembleia de peixes da lagoa Corvina, entre abril de 2010 e março de 2011.

Variáveis ambientais	arrasto				espera			
	Eixo 1	Eixo 2	r ²	p	Eixo 1	Eixo 2	r ²	p
Temperatura da água	0,844	0,535	0,099	0,483	-0,991	-0,128	0,683	0,001*
Temperatura do ar	0,601	0,799	0,078	0,570	-0,996	-0,078	0,588	0,002*
Pluviosidade	-0,999	-0,016	0,268	0,141	-0,822	0,568	0,315	0,124
Fotoperíodo	0,991	-0,131	0,191	0,230	-0,994	-0,102	0,469	0,031*
Vegetação	-0,960	-0,277	0,324	0,074	-	-	-	-
Profundidade	0,089	-0,996	0,466	0,019*	0,811	0,584	0,175	0,268
Substrato	-	-	-	-	-	-	-	-
Varição explicada (%)	24,75	9,68			15,62	7,94		