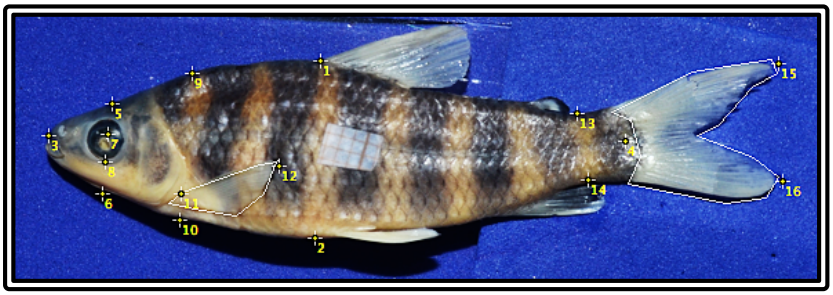
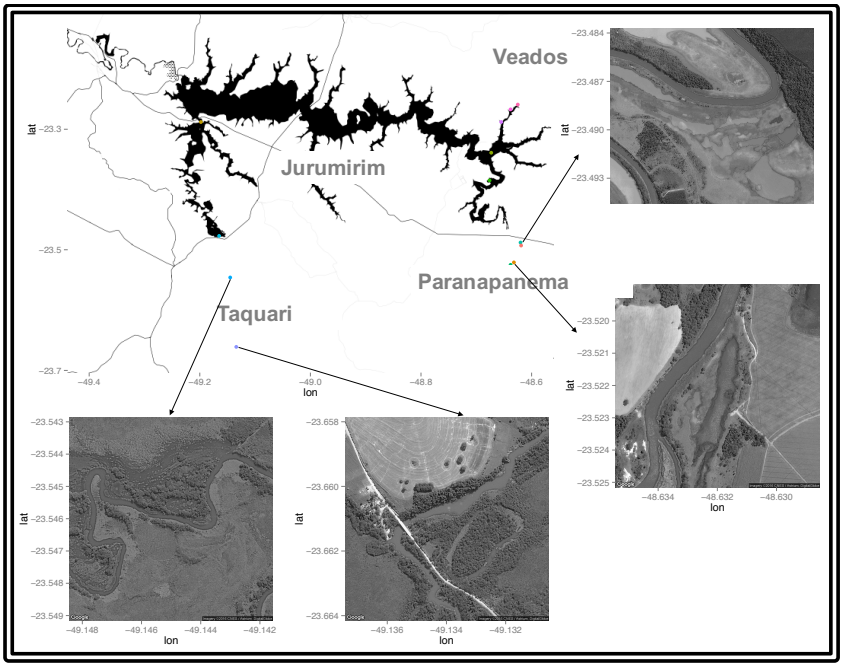
UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA "JÚLIO DE MESQUITA FILHO"
INSTITUTO DE BIOCIÊNCIAS DE BOTUCATU

Jamile Queiroz de Sousa

A comunidade de peixes do reservatório de Jurumirim:

Atributos estruturais e funcionais





Botucatu (SP), 2017

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA "JÚLIO DE MESQUITA FILHO"
INSTITUTO DE BIOCIÊNCIAS DE BOTUCATU
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS: ZOOLOGIA

A comunidade de peixes do reservatório de Jurumirim:

Atributos estruturais e funcionais

Jamile Queiroz de Sousa

Tese apresentada ao programa de Pós-graduação em Ciências Biológicas, Área de Concentração: Zoologia, do Instituto de Biociências de Botucatu, Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", como parte dos requisitos para a obtenção dedo título de doutora em Ciências Biológicas: Zoologia.

Dr. Raoul Henry (Orientador)
Dr. Gianmarco Silva David (Co-orientador)
Dr. Rafael Pereira Leitão (Co-orientador)

Botucatu, São Paulo.
2017

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA SEÇÃO TÉC. AQUIS. TRATAMENTO DA INFORM.
DIVISÃO TÉCNICA DE BIBLIOTECA E DOCUMENTAÇÃO - CÂMPUS DE BOTUCATU - UNESP
BIBLIOTECÁRIA RESPONSÁVEL: ROSEMEIRE APARECIDA VICENTE-CRB 8/5651

Souza, Jamile Queiroz de.
A comunidade de peixes do reservatório de Jurumirim : atributos estruturais e funcionais / Jamile Queiroz de Souza. - Botucatu, 2017

Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Instituto de Biociências de Botucatu
Orientador: Raoul Henry
Coorientador: Gianmarco David Silva
Coorientador: Rafael Pereira Leitão
Capes: 20400004

1. Peixe - Populações. 2. Espécies introduzidas. 3. Fatores abióticos. 4. Estudos ecológicos. 5. Morfometria.

Palavras-chave: Diversidade funcional; Ecomorfometria; Espécies invasoras; Fatores abióticos; Indices ecológicos.

Prefácio

"Hoje, preocupamo-nos com uma espécie diferente de risco, que perpassa pelo nosso meio ambiente: um risco que nós mesmos introduzimos no nosso mundo, na medida em que o nosso moderno estilo de vida veio evoluindo e formando-se." Trecho de O Preço Humano da obra *A Primavera silenciosa - Rachel Carson*.

Agradecimentos

O trabalho apresentado aqui não poderia ser feito sem a orientação e altruísta ajuda de colegas acadêmicos e amigos, e pelo apoio da família que só cresce, Francisco, Graça, Carol, Lili, Igor, Fran e Rodrigo. Por vocês eu sou eternamente grata!

Primeiro e principalmente, eu gostaria de dedicar a minha tese de doutorado ao Prof. Dr. Edmir Daniel Carvalho. Agradeço todos os dias por ele ter confiado a mim um papel de doutoranda no LABECO, IBB-UNESP, mesmo que essa decisão tenha sido no momento difícil de sua saúde. Os conselhos que ele me deixou me faz pensar que foi um privilégio absoluto ter trabalhado e aprendido com ele.

Ao Coordenador da Pós-Graduação, Prof. Dr. Reinaldo José da Silva, pelo suporte e fraterna parceria com nosso Laboratório.

À UNESP, Universidade Estadual Paulista, e Instituto de Biociências de Botucatu, pela estrutura física e apoio administrativo oferecido.

À Capes, pelo apoio financeiro concedido em forma de bolsa de doutorado integral.

Agradeço ao Prof. Raoul Henry que aceitou me orientar nos últimos anos de doutorado com paciência e dedicação para obtermos o melhor que Jurumirim tem a nos informar ecologicamente.

À Profa. Dr. Katherine Richardson por me acolher por um ano no *Center for Macroecology, Evolution and Climate*, Universidade de Copenhagen. Ela acreditou no meu projeto desde quando cheguei em sua sala apenas com dados brutos e me orientou para que eu pudesse explorá-los do modo mais refinado. Foi quem primeiro me aconselhou a usar uma abordagem funcional para a comunidade de peixes de Jurumirim.

Ao Dr. Gianmarco Silva David que na função de coorientador, me deu bons conselhos e bastante assistência quando eu estava na Dinamarca, participando de reuniões via Skype, e para assim eu proferir os melhores resultados.

Ao grupo de pesquisa do PNPD (2011/2013), especialmente ao André, Heleno, Jaciara, Carol, Diogo (Pança), Felipe (Limão), Ottillie, Isabelle, James, Eduardo e Ricardo pela convivência e cooperação em campo e em laboratório.

Ao Prof. Dr. Francisco Langeani e sua equipe da UNESP de Rio Preto por ter ajudado a identificar as espécies de peixes.

Ao Prof. Dr. Claudio de Oliveira do IBB – UNESP, Botucatu pela disponibilidade em tombar as espécies de peixes.

Com esta tese eu tive a oportunidade de trabalhar com muitas pessoas, tanto no exterior como em colaboração com outros grupos de pesquisa. Especialmente o grupo de LABECO-UFRJ, incluindo a Profa. Érica Caramaschi, Ellen e Thiago ”Lennon”. Sou grata por terem gastado um precioso tempo me introduzindo nos estudos de ecomorfometria de peixes.

Ao Prof. Dr. Rafael Leitão que na função de meu coorientador tem me guiado no uso de índices e abordagem funcional engajada a partir dos dados de ecomorfometria.

Eu devo algumas cervejas para a Profa. Sally Keith por ter me apresentado a linguagem R e ter me ajudado nas modelagens matemáticas.

Um agradecimento especial para os estudantes da Pós-Graduação em Zoologia e agregados por compartilharmos inesquecíveis experiências, tanto acadêmica como social. Em especial a galera da Copa: Aline, Mariana, Jairon, Bel, Priscila, Marciano, Bárbara, Pomba e Dino, e as amizades mais recentes Isa e Naná por fazerem desses anos em Botucatu uma experiência agradável e familiar.

Sumário

Agradecimentos **1**

Apresentação **11**

Introdução Geral **15**
Manejo de Reservatórios de água doce no contexto do Ecocentrismo **15**
Heterogeneidade espacial da represa de Jurumirim **17**
Peixes da zona litorânea **18**
Prever o efeito de fatores extrínsecos **19**
Uso de interações para modelos de relação entre variáveis limnológicas e diversidade de peixes **20**
A escolha de métodos estatísticos **21**
Diversidade taxonômica e biodiversidade **23**
Grupos funcionais **23**
Diversidade funcional e funcionamento do ecossistema **24**
Ecomorfometria como forma de quantificar a diversidade funcional **25**
Detectando padrões de distribuição de comunidades **26**
Padrão de distribuição temporal: evidência de previsibilidade **26**
Padrões de diversidade na represa de Jurumirim **28**
Objetivos **31**
Referências bibliográficas **32**

Capitulo 1 ..... **38**

Distribuição espacial da comunidade de peixes da Represa de Jurumirim: diversidade taxonômica **38**
Resumo **38**
Abstract **39**
Introdução **40**
Materiais e métodos **42**
Área de Estudo 42
Análises ecológicas 45
Resultados **47**
Ictiofauna 47
Atributos ecológicos das espécies de peixes capturadas por redes de espera 49
Estimativa de impacto 51
Discussão **54**
Estrutura das comunidades de peixes no Complexo Jurumirim 54
Padrão de riqueza de espécies de peixes em habitats aquáticos 55
Padrão de distribuição de espécies de peixes em habitats especializados 56
Padrão de riqueza de espécies de peixes em um gradiente rio/represa 57
Avaliação da curva ABC como medida de impacto de reservatórios 57
Conclusão **58**
Referências **59**

Capitulo 2 ..... **63**

Padrão de distribuição da comunidade de peixes do complexo Jurumirim **63**
Resumo **63**
Abstract **64**
Introdução **65**

Material e métodos **67**
(a) Local de estudo 67
(b) A ictiofauna e dieta 70
(c) Atributos ecológicos e categorias tróficas 71
(d) Fatores ecológicos 72
(e) Análise estatística 72
Resultados **75**
Padrão espacial da abundancia de espécies 75
Modelos lineares generalizados de efeito misto 76
Fatores determinantes da distribuição de peixes 77
Discussão **83**
A heterogeneidade ambiental no reservatório de Jurumirim 83
Composição de peixes 83
Comparação entre diversidade taxonômica e funcional 84
Padrão e processos na distribuição de peixes de reservatório 85
Conclusão **92**
Referências **93**
Material Suplementar **101**
Referencias utilizadas para definir grupo trófico 106
Mapa de Distribuição de espécies de peixes não nativos 107

Capitulo 3 ..... **125**

Estrutura taxonômica e funcional da comunidade de peixes na Represa de Jurumirim, Alto rio Paranapanema, sudeste do Brasil **125**
Resumo **125**
Abstract **126**
Introdução **127**
Material e Métodos **129**
(a) Área de Estudo 129
(b) Nível de água e precipitação 131
(c) Ictiofauna 132
(d) Estrutura e diversidade da comunidade 136
(e) Análise Estatística 138
Resultados **140**
Discussão **145**
Conclusão **149**
Referências **151**
Material suplementar **156**

Considerações Finais e Perspectivas Gerais **163**

Anexo 1 ..... **166**

Anexo 2 ..... **167**

Anexo 3 ..... **168**

Lista de Figuras

Figura (Introdução Geral) 1: Representação esquemática do procedimento de simulação para um ponto de amostragem. Os círculos representam os períodos de seca e triângulos indicam o período chuvoso. O tamanho do círculo tracejado é dado pela distância euclidiana (ED) entre as estações e sua circunferência indica posições possíveis dos valores simulados. Distância seco-seco é a distância entre a primeira e segunda estação seca, tanto para valores observados como simulados (extraído de Espirito-Santo et al., 2009). 28

Figura (Cap.1) 1: Frequência cumulativa de abundância (círculo cinza) e da biomassa (em cruz) de espécies de peixes capturadas por redes de espera e ordenadas de acordo com a dominância para cada trecho estudado.....52

Figura (Cap.2) 1: Mapa de localização de todos os sítios de amostragem no complexo Jurumirim, São Paulo, Brasil (La(A) –7 Ilhas, La(B) - Poço das Pedras. Ma(A) - Paranapanema 1, Ma(B) - Paranapanema 2, Re1- Jurumirim 1, Re2- Jurumirim 2, Re3- Jurumirim 3, Tr(A)1- Taquari 1, Tr(A)2- Taquari 2, Tr(A)3- Taquari 3, Tr(B)1- Veados 1, Tr(B)2- Veados 2, Tr(B)3- Veados 3). 68

Figura (Cap.2) 2: Ordenação de abundância das espécies de peixes pela NonMetric Multidimensional Scaling (NMDS) através das distâncias Bray-Cutis (k = 2, estresse ≈ 10%). A ordenação é baseada na abundância de 37 espécies de peixes amostrados em 13 locais no Complexo Jurumirim, Alto Rio Paranapanema, São Paulo, Brasil. Espécies de peixes são plotados em cor preta e letra menores. Os sítios amostrais são apontados através de círculos coloridos. As linhas que os conectam, representam os diferentes tipos de habitats: ”Represa” em vermelho, ”Lagoas” em preto, ”Rio” em verde e zona de ”Transição” representando o único ponto em azul. 76

Figura (Cap.2) 3: O efeito de interações de variáveis ambientais (eixo x) e respostas (eixo y) através do Modelo de Número de indivíduos totais (total.ind). A linha preta mostra a mudança na variável resposta em função da variável preditiva, quando a outra variável de previsão integrada é mantida constante (na caixa laranja). As curvas cinzas mostram os limites de confiança de 95% para os valores de resposta prevista. (”clorofila” refere-se a clorofila-a; ”phosphate” ao fósforo total; ”nitrogen” ao nitrogênio total; ”organic.matter” à matéria orgânica; ”very.fine.sand” à percentagem de areia muito fina). 81

Figura (Cap.2) 4: Modelos de nichos tróficos. Detritívoros (”a”, ”b”, ”c” e ”d”); Herbívoros (”e”, ”f”, ”g” e ”h”); Iliófagos (”i”, ”j”); Insetívoros (”k”); Onívoros (”l”); Piscívoros (”m” e ”n”).....82

Figura (Cap.2) 5: Diagrama dos efeitos de variáveis e interações ambientais sobre as variáveis respostas significativas (N total, nichos tróficos) com base na modelagem GLMM. Fatores em verde - efeito apenas sob os nichos tróficos, azul - a influencia de interações que afetaram o conjunto da comunidade de peixes (N total), roxo - efeito generalizado regular, quando uma variável ou interação é concomitantemente correlacionada com N total e nichos tróficos, e o laranja - efeito generalizado irregular, quando uma variável ou interação apresentou correlações opostas entre N total e pelo menos um nicho trófico.89

Figura (Cap. 2) S 1: Distribuição da riqueza de espécies de peixes não nativos capturados por redes de espera no complexo de Jurumirim, SP, Brasil. (Cor verde: zeroespécies, cor amarela: uma espécie, cor vermelha: duas espécies). 107
Figura (Cap. 2) S 2: Gráficos de análise de normalidade das variáveis respostas: (a) riqueza de espécies; (b) Equitabilidade (c) total de indivíduos. Plotando os valores residuais contra os valores previsto pelo GLM ajustado e influenciado, teve uma suave diferença para o modelo linear, o plote*'Normal Q-Q'* mostra o alinhamento dos pontos com a linha de tendência, indicando que Poisson é a distribuição apropriada para os dados, exceto para Equitabilidade. O histograma mostra a não normalidade de variáveis respostas o que torna o uso de GLM apropriado (Cont.) 109
Figura (Cap. 2) S 3: Gráficos de análise de normalidade das variáveis respostas: (d) detritívoros; (e) herbívoros; (f) insetívoros; (g) iliófagos (h) onívoros e (i) piscívoros. 110
Figura (Cap. 2) S 4: Intervalos de confiança de 95% dos coeficientes de modelo-médio para intercepção de variáveis aleatórias: meses e sítios amostrados. Variáveis respostas: A: riqueza de espécies; B: total de indivíduos; C: Equitabilidade de Pielou. (Cont.).....115

Figura (Cap.3) 1: Locais de estudos no reservatório de Jurumirim. a) Desembocadura do Ribeirão dos Veados (23°16'2.49"S; 48°38'15.72"W); b) Lago da represa (23°15'31.80"S; 48°37'30.59"W) e c) desembocadura do Rio Taquari (23°28'36.72"S;49° 9'55.22"W). Imagens (a e b) cedidas por H. Brandão. 131
Figura (Cap.3) 2: Características morfológicas mensuradas para cada exemplar de peixe a partir de fotos digitais (A): Bd - altura do corpo, CPd – altura mínima do pedúnculo caudal, CFd – altura da nadadeira caudal, CFs - área da nadadeira caudal, PFi – distância entre a inserção da nadadeira peitoral e a base do corpo, PFb – altura do corpo no nível da inserção da nadadeira peitoral, PFl – comprimento da nadadeira peitoral, PFs - área da nadadeira peitoral, Hd – altura da cabeça ao longo do eixo vertical do olho, Ed – diâmetro do olho, Eh – distância entre o centro do olho e a base da cabeça, Mo – distância da ponta da pré-maxila para a base da cabeça ao longo do eixo de altura da cabeça. Medidas também foram tiradas com um paquímetro (B): Bw - largura do corpo, Md – altura da boca, Mw - largura da boca (extraído de Leitão et al., 2016). 134
Figura (Cap.3) 3: Variação da identidade funcional (FId) das assembleias de peixes do reservatório de Jurumirim ao longo dos períodos sazonais. O quadrado vermelho indica a estação chuvosa de 2011, o círculo aberto indica a estação seca de 2012, e o triângulo azul aponta a estação chuvosa de 2012. (a) Represa; (b) Taquari; (c) Veados. 142
Figura (Cap.3) 4: Modelo de relação entre a Previsibilidade (-R2n) e Cota do reservatório e precipitação da chuva (t-test:Cota, $p=0.18$; Precipitação, $p<0.01$; AIC = 13.87). 144
Figura (Cap.3) 5: Análise de moderação de precipitação como sendo o moderador do efeito do nível de reservatório sobre a equitabilidade funcional. Uso de regressão linear generalizada: equitabilidade funcional ~ Cota*Precipitação. A

cota do nível de água do reservatório, na condição de moderação pela precipitação, afetou negativamente a equitabilidade funcional (t-test:Cota*Precipitação, p=0.03; AIC = 74.30). 145

Figura (Cap.3) S 1: Espaço funcional das espécies em quarto dimensões com maiores valores (quantil superior 25% em vermelho) e baixos (quantil inferior 25% em azul) para peso (LogMass), número de dentes (Nth) e área de superfície da boca (Osf). 156

Lista de Tabelas

Tabela (Introdução Geral) 1: Análises do padrão da distribuição de espécies de peixes no complexo de Jurumirim: hipóteses e referências.....29

Tabela (Cap. 1) 1: Localização geográfica de locais de amostragens na represa de Jurumirim e seus tributários.....43
Tabela (Cap. 1) 2: Posição taxonômica, número de tombo, origem e acrónimo de espécies de peixes capturadas no complexo Jurumirim. 48
Tabela (Cap. 1) 3: Atributos ecológicos das espécies de peixes capturadas por redes de espera em cada trecho estudado (S - número de espécies; N -número de indivíduos; D - dominância de Simpson; H'- a diversidade de Shannon-Wiener; J - Uniformidade de Pielou). 50
Tabela (Cap. 1) 4: Ordem de importância das espécies de peixes capturadas com rede de espera nos 13 locais do Complexo Jurumirim. 53

Tabela (Cap.2) 1: Descritores qualitativos dos trechos estudados no Complexo Jurumirim: aspectos limnológicas e tipos de habitats aquáticos. 69
Tabela (Cap.2) 2: Equipamento e metodologia usada para obter dados de fatores ambientais.....70
Tabela (Cap.2) 3: Síntese das estatísticas dos modelos finais de previsão dos atributos ecológicos e funcionais. (variáveis respostas: S – número de espécies, J- Equitabilidade de Pielou, N. Numero total de indivíduos, Det - detritívoros, Her - herbívoros, Ili - iliófagos, Ins - insetívoros, Oni – onívoros e Pis – piscívoros; meses – desvio padrão da variação de meses, Sítios - desvio padrão da variação de sítios, R2m – porcentagem de variância explicada marginal, R2c - porcentagem de variância explicada condicional, df.resid – grau de liberdade residual, desvio- , logLik – probabilidade em log, BIC – critério de informação Bayensiano).....80

Tabela (Cap. 2) S 1: Descritores ambientais quantitativos dos trechos estudados no Complexo Jurumirim.....101
Tabela (Cap. 2) S 2: Lista de espécies de peixes com acrônimo e referências utilizadas para definir grupo trófico. 105
Tabela (Cap. 2) S 3: Análise de detecção de fatores de inflação de variância (VIF). Valores maiores que 2,5 indicam multicolinearidade ou redundância de resultados (OD e transparência da agua foram excluídos).....108
Tabela (Cap. 2) S 4: Visão geral de modelos lineares generalizados de efeito misto rodados para atributos ecológicos em relação a variáveis extrínsecas. Apenas um modelo foi selecionado. (Cont.) 111
Tabela (Cap. 2) S 5: Intervalos de confiança de 95% e razão de chances para os coeficientes. (Cont.) 118
Tabela (Cap. 2) S 6: Resultados da regressão lineares generalizadas mistas entre atributos ecologicos e nichos tróficos com fatores ambientais e espécies de peixes não-nativas. (Cont.) 122

Tabela (Cap.3) 1: Precipitação total anual, trimestre mais e menos chuvoso em dois anos sucessivos (ANO I: abril 2011 a março 2012 e ANO II: abril 2012 a março 2013) em localidades com influência na Represa de Jurumirim e tributário Taquari (extraído de Henry et al., no prelo).....132
Tabela (Cap.3) 2: Lista dos 17 atributos funcionais medidos para as espécies de peixes do reservatório de Jurumirim. Os códigos para as medidas morfológicas são mostrados na Fig. 2. 135
Tabela (Cap.3) 3: Amplitude de variação, média e desvio-padrão dos índices de Biodiversidade na represa de Jurumirim nos quatro períodos de estudo (Nsp – número de espécies; H´ - diversidade de Shannon; J – Equitabilidade de Pielou; FRic – riqueza funcional; FEve – Equitabilidade funcional; FDiv – divergência funcional; FSpe – especialização funcional; FOri – originalidade funcional; Qbetast – Beta-diversidade funcional).....141
Tabela (Cap.3) 4: Análise de retorno comparativa para três localidades de Jurumirim. Os ângulos chuvoso-seco-chuvoso são os ângulos (em graus) entre os dois vetores formados pelas trajetórias de locais individuais entre as estações de amostragem nas FId.As distâncias “chuvoso-chuvoso” são as distâncias euclidianas entre as duas estações chuvosas no gráfico de Identidade Funcional (FId). 143

Tabela (Cap.3) S 1: Correlação entre cada traço morfológico contínuo e os quatro eixos da Análise de Coordenadas Principais (PCoA) utilizados para construir o espaço funcional dos peixes do reservatório de Jurumirim. Os traços mais negativamente e mais positivamente correlacionados a cada eixo PCoA estão em azul e vermelho, respectivamente. Veja o significado ecológico de cada característica no Tabela 3.....162

Apresentação

Este trabalho faz parte de um projeto multidisciplinar, intitulado “A integridade ambiental da represa de Jurumirim (Alto rio Paranapanema, SP, Brasil) com base na ictiofauna, supra-comunidades de parasitas, dieta e migração dos peixes”, no qual o objetivo geral é indicar diretrizes para o melhor aproveitamento dos corpos d’águas represadas e seus múltiplos usos, em especial na questão da biodiversidade de peixes *lato sensus* e dos recursos pesqueiros. Esses estudos avaliaram as interferências antrópicas com o intuito de contribuir com planos de conservação e mitigação dos impactos ambientais relacionados com as assembleias de peixes e dos recursos pesqueiros. O projeto principal foi executado por pesquisadores dos Laboratórios de Ecologia e Biologia de Peixes (Depto. de Morfologia) e de Parasitologia de Animais Silvestres (Depto. de Parasitologia) ambos do Instituto de Biociências da UNESP, ”Campus” de Botucatu, SP). O projeto contou com auxílio financeiro e bolsas de pós-graduação (duas de mestrado, quatro de doutorado e duas de pós-doutorado) da CAPES, CNPq e FAPESP. Apesar de estar envolvida em todas as etapas, desde a confirmação da aprovação do projeto e nas coletas até a apresentação de resultados, meu foco foi de realizar a caracterização das assembleias de peixes de todos os compartimentos da represa.

A tese consiste inicialmente de uma introdução geral, na qual as justificativas e conceitos ecológicos que embasaram a concepção e nortearam a execução desta pesquisa são expostas. Em seguida, são abordados três capítulos com todos os objetivos e metodologias extensamente detalhados para servirem de inspiração a outros estudantes que queiram introduzir-se nos estudos de índices de diversidade, modelagem de efeito misto, ecomorfometria e abordagem funcional. O primeiro artigo refere-se à distribuição espaço-temporal da composição e diversidade das assembleias de peixes ao longo de Represa de Jurumirim, Alto rio Paranapanema, do Sudeste do Brasil. O segundo capítulo refere-se à influência de variáveis limnológicas e de peixes introduzidos na abundância geral e em guildas tróficas de assembleias de peixes desse reservatório. O terceiro capítulo avalia os índices de

diversidade funcional de peixes da zona litoral em um gradiente sazonal para evidenciar os efeitos de previsibilidade da comunidade de peixes em ajustar a sua funcionalidade do ecossistema.

Ainda, foram feitas considerações sobre a importância de se utilizar novas métricas para avaliar a conservação da ictiofauna de reservatório e melhorar o manejo.

Ao longo do desenvolvimento do texto, consideramos a terminologia “Represa de Jurumirim” quando a área de estudo em questão abrange trechos amostrais do lago artificial formado pelo barramento da usina hidrelétrica de Jurumirim. “Complexo de Jurumirim” foi empregado levando em consideração nao apenas a área inundada pelo barramento, mas também trechos amostrados em canais de rios e lagoas marginais no entorno do reservatório de Jurumirim.

Resumo Geral

Reservatórios são ambientes ecologicamente heterogêneos por causa de sua estrutura e dinâmica. Este ambiente aquático apresenta padrão e processos particulares que justificam a atual distribuição de espécies locais e devem ser considerados um ecossistema próprio. Neste presente estudo, foram usados índices e métricas para melhor estimar a estrutura de comunidade de peixes do reservatório de Jurumirim, bacia do Alto Paranapanema, São Paulo, Brasil. Mostramos que a abundância de indivíduos foi mais indicada para estabelecer o efeito do represamento que a estimativa de diversidade taxonômica, em se tratando de mudanças na estrutura, assim como os índices funcionais são para as mudanças funcionais. As assembleias ajustadas ao represamento são caracterizadas pela predominância de detritívoros, iliófagos e piscívoros. Este presente trabalho trazem a reflexão sobre uma possível dinâmica das comunidades de peixes tropicais. Na represa, a diversidade se mantém baixa, mas as sutis mudanças funcionais das assembleias acompanham o regime de precipitações. A evidência de previsibilidade de ocupação de nicho decorrente de uma oscilação periódica das chuvas é a prova de como a biota, mesmo que impactada, ainda se “programa” para se ajustar a processos naturais.

Overview

Reservoirs are heterogeneous environments due to their structure and dynamics. This aquatic environment presents particular patterns and processes that justify the current distribution of local species and should be considered as own ecosystem. In this present study, indexes and metrics were used to better estimate the fish community structure of the Jurumirim reservoir, Upper Paranapanema basin, São Paulo, Brazil. We showed that the abundance was more adequate to establish the impoundment effect than the taxonomic diversity estimate, in the structure approach, just as the functional indexes are for the functional changes. Impoundment adjusted assemblies are characterized by the predominance of detritivores, iliophages and piscivorous. This present work brings the reflection about a possible dynamics of tropical fish communities. In the dam, the diversity remains low, but the subtle functional changes of the assemblies follow the precipitation regime. The evidence of predictability of niche occupation, resulting from a periodic rainfall oscillation, is the evidence of how the biota, even if impacted, is still "programmed" to fit natural processes.

Introdução Geral

Manejo de Reservatórios de água doce no contexto do Ecocentrismo

A intervenção humana em sistemas de águas doces é uma força motriz dominante que altera o fluxo do rio (Meybeck, 2003). No contexto antropocêntrico, sabe-se que manejos na água doce afetam diretamente o homem, na produção de alimentos e na segurança sanitária (Meybeck, 2003). Do ponto de vista ecocêntrico, as ações do homem afetam a biodiversidade e o funcionamento ecológico, de modo que modificam a oferta de habitats para o recrutamento de peixe, a retenção de carbono, regulação do clima e prejudicam a resiliência dos ecossistemas terrestres e aquáticos (Rockström et al., 2009). O uso de água doce para abastecimento humano ocorre a nível global, nas principais bacias hidrográficas ao redor do mundo (Steffen et al., 2015), e em escalas locais (Rockström et al., 2009), como por exemplo, na implantação de usinas hidrelétricas em bacias hidrográficas que resultam na formação de reservatórios.

A construção dos grandes reservatórios partiu de um ponto de vista antropocêntrico, como empreendimentos para estratégias de desenvolvimento econômico e social, ainda em um momento para fins de aceitação da sociedade (Scudder, 2012). Esses empreendimentos incluem como objetivo a geração de energia hidrelétrica, bem como irrigação, abastecimento urbano de água, navegação, gestão de inundações, recreação e turismo (Scudder, 2012) e aquicultura (Ostrensky et al., 2007).

A geração de energia hidrelétrica fornece cerca de 20 por cento da eletricidade global, porém no Brasil atinge cerca de 80 por cento (Scudder, 2012). O Brasil possui 3,5 milhões de hectares em águas públicas represadas e 5 milhões em águas privadas (Ostrensky et al., 2007) e tem mais de 700 grandes reservatórios distribuídos em todas as principais bacias hidrográficas (Agostinho et al., 2015).

Na década de 50, foi iniciado a construção de barragens no rio Paranapanema para atender a demanda populacional e o desenvolvimento industrial do Estado de São Paulo, sendo a represa de Jurumirim a segunda construída e a primeira na formação da "cascata" de represas (Henry, 2014).

Após o período de implantação das represas, as primeiras providências mitigadoras, decorrentes de seu impacto ecológico, foram determinadas pela legislação ambiental. Pelo Decreto de lei 221, de 28/02/1967, era exigida das empresas geradoras de energia hidrelétrica atenuar os impactos negativos (Carvalho, 2009). No entanto, uma das exigências para a manutenção da ictiofauna foi implantada equivocadamente e não foi uma medida ecologicamente equilibrada, pois propunha a introdução de peixes e a construção de escadas para peixes migratórios (Carvalho, 2009).

Os peixes introduzidos ou repovoados, muitos dos quais são predadores e não são nativos, determinaram outros impactos para os ambientes represados (Britto & Carvalho, 2006; Vidotto & Carvalho, 2007; Pelicice & Agostinho, 2008). A construção de escadas redundou num fracasso pois o ciclo de vida de peixes migratórios permaneceu comprometido (Agostinho et al., 2007; Britto, 2009).

O represamento é considerado a causa primária de danos ambientais nos lagos artificiais (Agostinho et al., 2007). Mas o que temos hoje são usos antropogênicos múltiplos e o conflito de manejo entre esses usos, gera problemas ambientais irreversíveis à biodiversidade local. Carvalho (2009) listou as principais atividades secundárias ao represamento que também afetam o ambiente: as introduções/transposições acidentais ou induzidas de espécies alóctones, a piscicultura intensiva e extensiva (criação tradicional em tanques escavados); e a piscicultura em águas públicas abertas (tilapicultura em tanques-rede e a pesca artesanal e esportiva).

Conflitos nos manejos distintos mostram a importância de enfatizar ainda mais os estudos ecológicos focando a diversidade da fauna, uma vez que contribui para

entender a dinâmica do ecossistema. O homem como observador e principal transformador na natureza global, principal marca do atual período geológico – Antropoceno, poderá adotar medidas mais eficazes para evitar o desequilíbrio ambiental e o próprio risco, se levar em consideração, como centro de valor humano, a importância sistêmica da biosfera em que ele é agente inserido e não apenas servido.

Heterogeneidade espacial da represa de Jurumirim

Reservatórios são ambientes ecologicamente heterogêneos por causa de sua estrutura e dinâmica. Eles são intermediários entre rio e lago (Araújo-Lima et al., 1995; Esteves, 1998) e formam mosaicos de diferentes ambientes. Esses ambientes são estruturados ao longo de um gradiente de três compartimentos limnologicamente distintos mas com interação: o trecho lótico, onde há alta produtividade primária e o processo predominante é o transporte de sedimentos a jusante; o trecho de transição, onde os processos de deposição de sedimentos e produtividade primária são mais proeminentes; e o trecho lênticos, em que, devido à profundidade, mostra forte estratificação vertical e baixa produtividade (Henry, 1995; Zanata & Espíndola 2002).

A transformação de um ambiente lótico para um lago pode erradicar ou reduzir as populações de espécies reofílicas e, ao mesmo tempo, proporcionar as condições para a proliferação de outras adaptadas a ambientes lênticos, alterando, assim, a composição da comunidade local de peixes (Agostinho et al.,2007; 2015). Em uma escala maior, represamentos alteram o fluxo do rio a jusante, perturbam os ciclos anuais de alimentação e reprodução, interrompendo as rotas migratórias de muitos peixes (Reis et al., 2013). Além disso, a introdução de espécies de ciclídeos não-nativas, como tilápia e tucunaré, também é outro problema comum em ambientes represados (Carvalho et al., 2005).

Isto mostra que reservatórios são modelos de padrão e processos particulares que justificam a atual distribuição de espécies locais e devem ser considerados um

ecossistema próprio. A terminologia de ”ecossistema de reservatório” é abordada por vários autores (por exemplo Kennedy et al. 1985; Schaus et al. 1997; Straškraba e Tundisi, 1999).

De acordo com Agostinho et al. (2015), as comunidades de peixes em reservatórios resultam de processos que reestruturam a sua composição e abundância depois do represamento sofrido por segmentos fluviais. Algumas espécies de peixes adaptam aos ”novos” ambientes, enquanto outras sofrem diminuição na abundância ou até mesmo extinção local (por exemplo, espécies migratórias de longa distância - Agostinho et al., 2004). Algumas espécies podem não encontrar maneiras de completar suas estratégias de ciclo de vida. Mudanças drásticas resultam numa perda de diversidade e numa modificação da composição das espécies (Araújo-Lima et al., 1995), uma vez que os reservatórios fornecem menos microhabitats (Fernando & Holcík, 1985).

Além do represamento, a introdução de espécies não nativas também afeta as comunidades bióticas locais. Impactos degradam os rios naturais, resultado de um uso exacerbado e desordenado de bacias hidrográficas que afeta a preservação dos recursos hídricos, alterando fisicamente os ecossistemas continentais circunvizinhos. Tais alterações determinam uma nova complexidade refletida nas características extrínsecas. Isso resulta em uma série de consequências sobre a estruturação das assembleias de peixes.

Peixes da zona litorânea

Ambientes lênticos, como os locais represados, apresentam padrões verticais e horizontais nas variáveis físicas, químicas e biológicas que influenciam diretamente a composição, a estrutura e a dinâmica da assembleia de peixes presentes nestes sistemas (Oliveira & Goulart, 2000).

A zonação em reservatório está relacionada com a penetração de luz, a profundidade e com distribuição de peixes em zonas litorânea, pelágica e profunda

(Matthews, 1998). A sobrevivência e o crescimento dos peixes são aumentados em presença de vegetação inundada (Shirley & Andrews, 1977). Por isso, a zona litorânea é o local de maior distribuição de peixes em reservatórios, principalmente Characiformes e Siluriformes (Castro et al., 2003). Sua estrutura física tem o potencial de estabelecer a flora de macrófitas e acumular material alóctone, como rochas e troncos caídos (Oliveira & Goulart, 2000). As macrófitas, rochas e troncos caídos são habitats propícios para o refúgio, alimentação e reprodução de peixes (Casatti et al., 2010; Gomes et al., 2012).

Prever o efeito de fatores extrínsecos

A influência das variáveis limnológicas em ambientes lênticos na ictiofauna residente de rios é um fator limitante para sua ampla distribuição (Oliveira e Goulart 2000). As condições lacustres originadas pelo represamento, podem determinar alteração na velocidade das águas e baixo oxigênio dissolvido (Tundisi e Matsura-Tundisi, 2008). Estas condições podem ocasionar mudanças físicas e químicas em cascatas, impedindo que a ocupação de espécies reofílicas tenha sucesso em regiões à jusante. Tais modificações determinam nestes ambientes, uma redução na riqueza das espécies, no número de predadores e no tamanho médio das espécies. Por outro lado, em ambientes com características de rio, devido a sua dinâmica e heterogeneidade, esse fato normalmente não ocorre (Agostinho et al. 1997; Tundisi e Matsura-Tundisi, 2008).

Tendo em vista nas diferentes dinâmicas ecológicas entre habitats como represa e rios, apontados a cima, é fundamental a compreensão dos processos ecológicos e as particularidades dos corpos hídricos subtropicais por meio de avaliação das condições ambientais. Além disso, levantamentos e estudos da ictiofauna devem ser avaliados, pois são importantes bases técnico-científicas para estabelecer estratégias de proteção. Portanto, nestas regiões necessitamos urgentemente de ferramentas úteis que permita medir de forma efetiva, os impactos de eventos de intervençãoantrópica que vem ocorrendo com a finalidade de

determinar o estado de conservação dos seus ecossistemas fluviais (Jaramillo-Villa & Caramaschi, 2008).

Uso de interações para modelos de relação entre variáveis limnológicas e diversidade de peixes

Os parâmetros limnológicos estão fortemente sujeitos a mudanças temporais e espaciais nos sistemas e suas variações não ocorrem de forma isolada. Podem resultar de interações entre elas, de modo que uma variável modera outra dentro de um sentido ecológico, como descrevemos a seguir (Tundisi e Matsura-Tundisi, 2008):

Clorofila-a e Transparência: A transparência de Secchi tem uma interação com a clorofila-a, pois esta representa a biomassa de fitoplâncton. As populações de algas, se não forem submetidas a outros fatores limitantes, podem realizar taxas fotossintéticas intensas, abaixo de 1% da radiação incidente na superfície.

Nitrogênio e Matéria Orgânica: Uma das principais fontes naturais de nitrogênio é o material orgânico, mas nitrogênio estudado é particulado e molecular que se dissolve na água. A matéria orgânica é depositada no substrato de fundo.

Nitrogênio e temperatura: Baixas temperaturas determinam aumento da solubilidade do nitrogênio. Deve-se levar em consideração a amplitude de variação de ambos os fatores.

Nitrogênio e Clorofila-a: Ambos estão diretamente associados à fitobiomassa.

Nitrogênio e Fósforo: Juntos respondem pela condição trófica do ambiente, pois estão diretamente associados à fitobiomassa.

Fósforo e Matéria Orgânica: Em locais onde há decomposição de matéria orgânica, há liberação de fosfato inorgânico (por ação de bactérias). As fezes excretadas pelos peixes são ricas em fosfato.

Matéria Orgânica e Granulometria: Ambos compõem o sedimento.

pH e Condutividade Elétrica: Em condições extremas de pH (tanto ácido <5 e alcalino >9), ocorre um aumento da concentração de íons (H+ e OH-) na água e uma elevação dos valores de condutividade elétrica. Mas essa relação não é restrita, pois outras substancias orgânicas são ionizáveis, podendo contribuir também para a elevação de condutividade elétrica.

Temperatura e condutividade elétrica: A condutividade elétrica é a capacidade da água conduzir corrente elétrica, e isso ocorre em função da concentração dos íons presentes na água. A atividade de íons depende fortemente da temperatura (aumenta cerca de 2% a cada °C).

A escolha de métodos estatísticos e uso de dados reais para modelagem

Os métodos estatísticos foram empregados afim de organizar, resumir e descrever dados quantificáveis de peixes e fatores abióticos coletados por local e mês de amostragem. Análises usando estatísticas tradicionais (por exemplo, estatística descritiva e análise de variância), técnicas de multivariadas (por exemplo, PCoA e nMDS), análies de regressão (por exemplo, GLM e GLMM) e intervalos de confiança foram abordadas para inferir sobre os resultados, empiricamente investigados, que respondem a uma dada questão de interesse.

Nós optamos por abordar esta variedade de métodos para mostrar a mesma dificuldade, apontada por Blackburn (2004), de usar estatísticas tradicionais em determinar padrões espaciais de espécies. Quanto se trata de um delineamento amostral para decifrar um padrão espaço-temporais de distribuição, é necessário obter observações repitidas (Matthiopolous, 2011). No entanto, réplicas não são viáveis para levantamentos faunísticos na proporção que foi abordado nesta tese. O uso de regressões pode ser uma alternativa para solucionar isso. A análise de regressão, diferente da ANOVA (por exemplo), adota observações (não

necessariamente repetições) empiricamente modeladas em função de condições (também quantificados), nas quais elas estavam apresentadas (Matthiopolous, 2011). Um exemplo é um estudo de relação entre número de espécies e temperatura. O uso de regressões traz ganhos na habilidade preditiva e inferencial, assumindo que seus pressupostos de linearidade, normalidade e independência são satisfeitos (Matthiopolous, 2011).

A modelagem de dados é largamente utilizada em várias áreas do conhecimento. Modelagem linear generalizada e mista (GLM e GLMM) são exemplos de estatística robusta (Heritier et al., 2009) e usadas para a padronização de esforço e captura para estimar abundância de peixes (Maunder e Puth, 2004). Segundo Seghouane e Bekara (2004), um dos problemas ao modelar um conjunto de dados reais é a grande chance de nunca se adequarem perfeitamente a algum modelo, seja porque os dados contêm distúrbios (ruídos de medição ou interferências), ou porque o modelo escolhido simplesmente não consegue captar todas as características dos dados a serem modelados. Para isso, os mesmo autores apontam que as soluções são: i) captar mais características dos dados, deixando o modelo mais complexo; ii) procurar a menor ordem possível, que consiga se adequar satisfatoriamente aos dados utilizando Critério de Informação para a seleção do modelo mais confiável. Neste trabalho são selecionados diferentes modelos de acordo com Critério de Informação de Akaike (*Akaike's Information Criterion* – AIC) e outros de acordo com com o Critério de Informação Bayesiano (*Bayesian Information Criterion* - BIC). O uso de BIC se torna mais adequado que AIC quando a busca por parcimonia é uma prioridade (Long, 2011).

As análises multivariadas foram utilizadas com o objetivo de organizar dados de peixes destacando suas similaridades ou diferenças usando possíveis descritores. Na escolha de uma medida de dissimilaridade composicional para ordenação deve ser levada em consideração o critério de robustez da relação de medida com a distância ecológica (por exemplo, a distância Euclidiana ou a de Bray-Cutis) (Faith et al., 1987). Em estatística, robustez significa um procedimento ou teste que não é afetada por modificações no esforço de amostragem ou '*outliers*'

presentes nos dados brutos. Para este caso, utilizamos a dissimilaridade de Bray-Cutis.

Diversidade taxonômica e biodiversidade

Biodiversidade é definida como sendo a variabilidade entre os organismos viventes de todas as fontes incluindo ecossistemas *inter alia*, terrestre e aquáticos e o complexo ecológico no qual eles fazem parte: isto inclui a diversidade dentro das espécies, entre espécies e de ecossistemas (Convenção sobre diversidade biológica – CBN, UN, 2010). A riqueza de espécies é o foco clássico e dominante nos estudos de diversidade (Mathews, 1998). Os índices de diversidade taxonômica (por exemplo, Diversidade de Shannon, Equitabilidade de Pielou, Dominância de Simpson) constituem um dos atributos do aspecto estrutural da comunidade de peixes e seu uso é aconselhável para uma avaliação rápida e precisa para estudos de impacto e medidas de conservação. No entanto, não são suficientes para explicar com detalhes as complexas relações de biodiversidade com os processos em que os ecossistemas são submetidos. Uma alternativa é incorporar o aspecto funcional na avaliação da diversidade na pesquisa e no manejo de ecossistemas (Tilman & Downing, 1990).

Grupos funcionais

A complexidade e a variabilidade das comunidades naturais são muitas vezes difíceis de serem descritas e elaborar interpretações e previsões de sua estrutura torna-se quase impossível. Embora pensa-se que cada uma das espécies ocupe um nicho ecológico (Hutchinson, 1957), normalmente há grupos de espécies que utilizam certos aspectos do ambiente de maneiras semelhantes. Ou seja, existem grupos de espécies funcionalmente similares (grupos funcionais) que ocupam zonas adaptativas semelhantes (Stanley, 1979) apesar de serem geograficamente e evolutivamente distintas.

O reconhecimento desses agrupamentos pode liberar os ecologistas da necessidade de estudar espécies individuais em uma comunidade, a fim de compreender e prever o resultado de interações interespecíficas e interpretar padrões na estrutura da comunidade (Steneck & Watling, 1982).

Diversidade funcional e funcionamento do ecossistema

O principal problema de avaliar apenas a diversidade taxonômica é o fato da espécie ser apenas uma unidade diante de um conjunto de todas as variações características, funcionais e genéticas que por fim controlam as funções ecológicas, e nenhuma tentativa de definir um princípio crítico para a riqueza de espécies conseguiu ainda ganhar suporte (Griggs et al., 2013).

Alterações ou destruições de habitats e a invasão de espécies afetam a composição de comunidades locais e regionais (Adjou et al., 2012), assim também como a estrutura trófica e interações de espécies, de modo que podem excluir ou incluir novas características (Fargione e Tilman, 2005). Para isso, as consequências das mudanças da biodiversidade funcional para o funcionamento do ecossistema precisam ser estudadas, e não apenas as consequências da perda de riqueza taxonômica (Wardle et al., 2011). A diversidade funcional é focada no papel funcional da riqueza de espécies (Tilman, 1996). As medidas de diversidade funcional têm como objetivo buscar resultados para interpretar a relação da biodiversidade com o funcionamento de ecossistemas.

Funcionamento de ecossistema é um termo com múltiplas definições e é utilizado em vários campos de pesquisa, principalmente por biólogos, ecólogos, economistas e sociólogos (Redford e Adams, 2009; Adger, 2000; Hooper et al., 2005). É importante distinguir o ponto de vista antropogênico do biológico e ecológico. O primeiro trata o funcionamento do ecossistema como demanda dos serviços e bens entregues pelo e do ecossistema, a fim de manter certos níveis desejados de bem-estar para o benefício direto ou indireto de entidades e, portanto, é chamado de ”serviços de ecossistema” (Morelli et al., 2013). O segundo e último

foca sobre as propriedades do ecossistema, as quais incluem o tamanho dos compartimentos (por exemplo, reserva de materiais como carbono ou matéria orgânica), avaliação de processos (por exemplo, fluxo de materiais e energia entre compartimentos) e a interação entre componentes bióticos e abióticos (Hooper et al., 2005). Este estudo adota a abordagem biológica e ecológica do funcionamento de ecossistema, uma vez que a visão antropogênica trata esse funcionamento como perda, quando deixa de proporcionar benefício ao homem.

Ecomorfometria como forma de quantificar a diversidade funcional

Diversidade funcional refere-se aos componentes de diversidade que influenciam no funcionamento do ecossistema (Tilman, 1996) e tem sido usada para descrever aspectos diferentes da comunidade ou estrutura do ecossistema, como por exemplo a variação em características das espécies, a complexidade de cadeias tróficas e o número de grupos funcionais presentes (Diaz & Cabido, 2001; Petchey et al., 2004).

Característica funcional é um parâmetro mensurável de um indivíduo que potencialmente afeta o desempenho e pode ser de natureza física (por exemplo, formas e tamanho do corpo), bioquímica (por exemplo, vias metabólicas), comportamental (por exemplo forrageamento noturno ou diurno, dieta) e temporal (por exemplo, duração de fase reprodutiva, recrutamento) (Violle et al., 2007). Dependendo da natureza exata das características mensuradas, estas podem influenciar as tolerâncias ambientais e a adequação aos habitats (McGill et al., 2006). Ou seja, as características determinam onde a espécie vai viver, como as espécies interagem uma com as outras e qual a contribuição delas para a função do ecossistema (por exemplo, através do uso e estocagem de nutrientes - Levorel et al., 1997). As características podem ser categorizadas da seguinte forma: (a) de respostas funcionais, relacionadas ao quanto uma espécie responde a um distúrbio ou mudança no ambiente; (b) de efeitos funcionais, relacionadas ao quanto a espécie afeta as propriedades do ecossistema (Lavorel e Garnier, 2002). No presente

trabalho, as características como respostas funcionais foram abordadas para saber como as espécies de peixes respondem ao represamento.

A ecomorfometria é uma maneira de exprimir como medidas corporais podem responder tanto às características físicas como à aquisição de alimento, locomoção, uso de habitat, reprodução e tolerância ao estresse (Gatz, 1979; Winemiller, 1991). As características morfológicas e anatômicas são usadas para descrever as comunidades de peixes em relação às condições de ambiente ou recursos disponíveis (Villigér 2008).

Detectando padrões de distribuição de comunidades

O uso de metodologia de teste de hipóteses neste trabalho é fundamentado pelos conceitos ecológicos básicos que justificam a distribuição de espécies segundo preconizado por Wiens (1989). Segundo o autor, *Padrão* é uma afirmação sobre as relações entre várias observações da natureza (por exemplo, uma comunidade diminuiu em diversidade ao longo do tempo). Uma vez detectado, os ecólogos precisam explicar a causa da ocorrência deste padrão. Essa causa está associada a um *processo* (por exemplo, podem ser a migração ou extinção que levou a um decréscimo de diversidade). Detectar padrões de comunidade e entender sua relação com os processos requer um claro entendimento de estrutura lógica de investigação científica, pois é a maneira mais apropriada de mostrar regularidade de fatos naturais a partir de repetições com um esforço de observações.

Padrão de distribuição temporal: evidência de previsibilidade

Flutuações de populações e extinção local como resultados de processos demográficos estocásticos ou de distúrbios ambientais, afetam a estrutura das comunidades (Simberloff, 1969). Os habitats que facilitam a conectividade com outros habitats e promovem a permanência de espécies, reduzem a variabilidade temporal de abundância de assembleias (Ault & Johnson, 1998). A baixa variedade temporal das assembleias em um determinado local e/ou em um intervalo de tempo,

simboliza um quantitativo da previsibilidade do *status* da comunidade biótica (Ault e Johnson, 1998).

Em ambientes de água doce, onde o seu volume varia periodicamente, é possível prever a abundância de espécies (Espírito-Santo et al., 2009). A previsibilidade pode ser detectada estatisticamente em teste de ordenação onde a distância entre a primeira última estação e o ângulo de retorno de transição entre as estações são calculados. Este tipo de análise é adaptado da análise quantitativa de movimentos (Turchin, 1998). A proporção de ângulos simulados médios menores ou iguais ao ângulo médio observado foi utilizada como uma estimativa da probabilidade para obter o ângulo médio observado na hipótese nula (de acordo com a Figura 1 extraída de Espirito-Santo et al., 2009). Em outras palavras, quanto menor for a distância do ângulo entre estações observadas, ficará mais evidente que as assembleias tendem a ser similares em estações semelhantes mesmo em anos diferentes e isto é o que determina a previsibilidade de assembleias. A Figura 1 aponta para um exemplo de riachos da Amazônia, onde a previsibilidade está contida no período seco. No chuvoso, esses ambientes são mais instáveis e distúrbios podem ocorrer na comunidade de peixes. No entanto, em nossos estudos esperamos resultados divergentes, tendo em vista que reservatórios não são desestabilizados pelas chuvas e apresentam variações graduais e previsíveis de volume de água. Então, quando as assembleias de peixes se apresentam previsíveis em reservatórios? (Ver Capitulo 3).

Particularmente no período chuvoso, águas dos distintos compartimentos dos reservatórios transbordam, inundando as áreas marginais e as espécies têm a possibilidade de explorarem novos habitats que as impeçam da mortalidade ou da opção de migração.

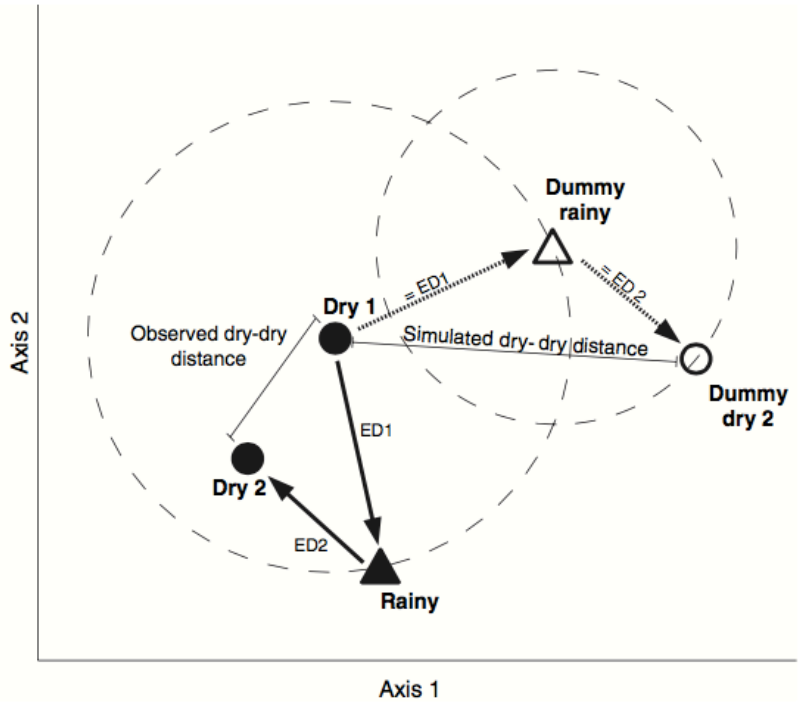


Figura (Introdução Geral) 1: Representação esquemática do procedimento de simulação para um ponto de amostragem. Os círculos representam os períodos de seca e triângulos indicam o período chuvoso. O tamanho do círculo tracejado é dado pela distância euclidiana (ED) entre as estações e sua circunferência indica posições possíveis dos valores simulados. Distância seco-seco é a distância entre a primeira e segunda estação seca, tanto para valores observados como simulados (extraído de Espirito-Santo et al., 2009).

Padrões de diversidade na represa de Jurumirim

Neste presente estudo, foram usados índices e métricas para melhor estimar a estrutura de comunidade de peixes do reservatório. Esperamos que a abundância de indivíduos seja mais indicada que a estimativa de diversidade taxonômica, em se tratando de mudanças na estrutura, assim como os índices funcionais são para as mudanças funcionais. Com base nisso, testamos as hipóteses apresentadas na Tabela 1.

Tabela (Introdução Geral) 1: Análises do padrão da distribuição de espécies de peixes no Complexo de Jurumirim: hipóteses e referências.

Número de análises	**Hipóteses**	**Referências**
1	Habitats pristinos e lóticos apresentam maior diversidade de espécies.	Berkman & Rabini, 1987; Agostinho et al., 1997; Oliveira et al., 2003; Penczak et al, 2009; Holcík & Fernando, 1985. (ver Capítulo 1)
2	O efeito da complexidade de estrutura do lago aumenta a diversidade.	Barbour & Brown, 1974 (ver Capítulo 1)
3	A entrada de sedimentos na interface rio-represa afeta a composição da assembleia (ou guilda de peixes).	ver Capítulo 2.
4	A homogeneização da ictiofauna é favorecida em reservatórios.	Rahel et al, 2002 e 2007; Agostinho et al. 2015 (ver Capítulo 2, Capítulo 3).
5	Os ambientes favoráveis às espécies de peixes nativas e não nativas permitam mudanças sutis na diversidade das espécies e estão associados a mudanças das condições ambientais.	Vašek et al., 2016 (ver Capítulo 2 – contexto de parâmetros da água) Agostinho e Gomes, 1997 (ver Capítulo 3 – contexto de precipitacão de chuva).

(1) Trata-se de efetuar uma comparação geral entre três tipos de habitats aquáticos: lagoa marginal, canal de rio e reservatório, para detectar qual é o ambiente de maior riqueza de espécies. Comparando trechos da interface rio-represa, a riqueza de espécies é menor no trecho afetado pela represa (Berkman e Rabini, 1987; Agostinho et al., 1997; Oliveira et al., 2003; Penczak et al., 2009; Fernando e Holcík, 1985.). Neste trabalho, acreditamos que um tributário avaliado em uma extensão heterogênea, consistindo de trechos tipicamente lóticos e trechos lóticos com ambientes lênticos marginais, abrigam maior número de espécies.

(2) A diversidade de espécies em lagos é influenciada pela complexidade de estrutura de habitats e morfometria destes ambientes (Barbour e Brown, 1974). Neste estudo, nós pretendemos avaliar esta hipótese, apresentando a riqueza de espécies

entre dois lagos morfometricamente distintos. É esperada uma maior diversidade em lagos de margens irregulares que circulares, devido a maior heterogeneidade espacial.

(3) Os trechos represados estudados distinguem-se pela número de rios que desaguam em Jurumirim. O trecho "Jurumirim 1" é formado pela foz do canal principal do Rio Paranapanema, "Jurumirim 2" é a união da desembocadura de três tributários (Veados, Santo Inácio e Jacu) e "Jurumirim 3" é constituído pela foz do rio Taquari, Carrapatos e mais seis pequenos afluentes. Nós acreditamos que o trecho com maior número de afluentes, recebe maior carga de sedimento, consequentemente apresentará valores nos seus parâmetros de qualidade da água distintos dos dois outros trechos e promoverá uma composição em espécies de peixes distinta, apotando a importância de tributários para a conservação da diversidade de peixes.

(4) A homogeneização da fauna de peixes é um dos grandes efeitos de impacto de reservatórios (Rahel et al, 2007) e caracteriza o processo de aumento do número de indivíduos em um reservatório, com dominância de poucas espécies (Rahel, 2002; Rahel. 2007) e com a diminuição da diversidade (Agostinho et al., 2015).

(5) Neste sentido, esperamos que as variações na distribuição dessas espécies estão relacionadas com as distintas características ambientais apresentadas pelos trechos do Complexo Jurumirim.

Com isto procuramos fornecer informações que possam servir de diretrizes para conservação e equilíbrio ecológico da diversidade *lato sensu*.

Objetivos

O objetivo geral desta tese de Doutorado foi avaliar a diversidade taxonômica e funcional de peixes do Complexo Jurumirim, Alto rio Paranapanema, SP, Brasil, comparando diferentes trechos da represa, do rio formador, dos rios tributários e das lagoa marginais.

Objetivos Específicos

- Caracterizar a riqueza e composição das assembleias de peixes;
- Determinar os seguintes atributos ecológicos das assembleias de peixes: abundância numérica, biomassa, constância de captura, riqueza de espécies, diversidade e similaridade;
- Caracterizar as variáveis abióticas e físicas e químicas da água, tais como oxigênio dissolvido, temperatura da água, pH, condutividade elétrica, transparência da água, precipitação mensal acumulada e nível fluviométrico;
- Verificar a existência das possíveis influências das variáveis abióticas na composição, estrutura e atributos ecológicos e funcionais das assembleias de peixes.
- Verificar a presença ou não de espécies não nativas;
- Avaliar as ações antrópicas na represa e nos tributários como possíveis vetores da estruturação das assembleias de peixes.

Referências bibliográficas

Adger, W. N., 2000. Social and ecological resilience – are they related? Progress in. Disaster Resiliency: Interdisciplinary Perpectives, 24(3), 363.

Adjou, M., Bendtsen, J., Richardson, K. 2012. Modeling the influence from ocean transport, mixing and grazing on phytoplankton diversity. Ecological modelling, 225, 19-27.

Agostinho, A. A., Gomes, L. C., & Pelicice, F. M. 2007. Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil. Eduem, Maringá.

Agostinho, A.A., Thomaz, S.M. and Gomes, L.C., 2004. Threats for biodiversity in the floodplain of the Upper Paraná River: effects of hydrological regulation by dams. International Journal of Ecohydrology & Hydrobiology, 4(3), pp.267-280.

Agostinho, A.A., Júlio Jr., H.F., Gomes, L.C., Bini, L.M. & Agostinho, C.S. 1997a. Composição, abundância e distribuição espaço-temporal da ictiofauna. In A planície de inundação do alto rio Paraná (A.E.A.M. Vazzoler, A.A. Agostinho & N.S. Hahn, orgs.). EDUEM, Maringá, p. 179-208.

Agostinho, A.A., Gomes, L.C., Santos, N.C., Ortega, J.C. and Pelicice, F.M., 2015. Fish assemblages in Neotropical reservoirs: Colonization patterns, impacts and management. Fisheries Research, 173, pp.26-36.

Araújo-Lima, C., Agostinho, A.A. and Fabré, N.N., 1995. Trophic aspects of fish communities in Brazilian rivers and reservoirs. Tundisi, J. G. et al. Limnology in Brazil. Brazilian Academy of Sciences/Brazilian Society of Limnology, pp.105-36.

Ault T.R. & Johnson C.R. 1998. Spatially and temporally predictable reef fish communities on coral reefs. Ecological Monographs, 68, 25–50.

Berkman, H.E.; Rabini, C.F. 1987. Effect of siltation on stream fish communities. Environmental Biology of Fishes. 18:285-294.

Blackburn, T. M. 2004. Method in macroecology. Basic and Applied Ecology, 5(5), 401-412.

Britto, S.G.C.; Carvalho, E.D. 2006. Ecological attributes of fish fauna in the Taquaruçu reservoir, Paranapanema river (upper Paraná, Brazil): composition and spatial distribution. Acta Limnol. Bras. 18(4): 377-388.

Carvalho, E. D.; Britto, S.G.C.; Orsi, M.L. 2005b. O panorama das introduções de peixes na bacia hidrográfica do Rio Paranapanema, Alto Paraná, Brasil. In:

Espíndola, E.L.G.; Rocha, O. (Ed.) Impacto da Piscicultura e da introdução de espéciesexóticas nas bacias hidrográficas. São Carlos: MMA/PROBIO/ USP, p.253-276.

Carvalho, E. D. 2009. *Ações antrópicas e a biodiversidade de peixes: status da represa de Jurumirim (Alto Paranapanema)* (Doctoral dissertation, Tese (Livre Docência), UNESP).

Casatti, L., R.M. Romero, F.B. Teresa, J. Sabino, F. Langeani 2010. Fish community structure along a conservation gradient in Bodoquena Plateau streams, central West of Brazil. Acta Limnologica Brasiliensia, 22.

Castro, R. J., Foresti, F. & Carvalho, E.D. 2003. Composição e abundância da ictiofauna na zona litorânea de um tributário, na zona de sua desembocadura no reservatório de Jurumirim, Estado de São Paulo, Brasil. Acta Scientiarum, 25.

CBD COP10 Decision X/2, 'The Strategic Plan for Biodiversity 2011-2020 and the Aichi Biodiversity Targets.'

Díaz, S. and Cabido, M., 2001. Vive la difference: plant functional diversity matters to ecosystem processes. Trends in Ecology & Evolution, 16(11), pp.646-655.

Espírito-Santo H.E., Viana M., Magnusson W.E., Zuanon J., Mendonça F.P., Landeiro V.L. 2009. Seasonal variation in the composition of fish assemblages in small Amazonian forest streams: evidence for predictable changes. Freshwater Biology. 54(3):536-48.

Esteves, F. A. 1998. Fundamentos de limnologia. Interciência.

Faith, D.P., Minchin, P.R. and Belbin, L., 1987. Compositional dissimilarity as a robust measure of ecological distance. Vegetatio, 69(1-3), 57-68.

Fargione, J. E., Tilman, D. 2005. Diversity decreases invasion via both simpling and complementary effects. Ecology Letter, 8(6),604-611.

Fernando, C. H. and Holcík, J. 1985. The nature of fish communities, an important factor influencing fishery potencial and yields of lakes and reservoirs: A short summary of the concept and its application. – Verh. Internat. Verein. Limnol. 22: 2498-2501.

Gatz, A.J. 1979. Community organization in fishes as indicated by morphological features. Ecology 60, 711-718.

Gomes, L., C. Bulla, A. Agostinho, L. Vasconcelos, and L. Miranda. 2012. Fish assemblage dynamics in a Neotropical floodplain relative to aquatic macrophytes and the homogenizing effect of a flood pulse. Hydrobiologia 685:97-107

Griggs, D., Stafford-Smith, M., Gaffney, O., Rockström, J., Öhman, M.C., Shyamsundar, P., Steffen, W., Glaser, G., Kanie, N. and Noble, I., 2013. Policy: Sustainable development goals for people and planet. Nature, 495(7441), pp.305-307.

Henry, R. 1995. The thermal structure of some lakes and reservoirs in Brazil. In: Tundisi, J. G. et al. Limnology in Brazil.

Henry, R. 2014. Represa de Jurumirim. Boletim ABLimno, 40, 2.

Heritier, S., Cantoni, E., Copt, S. and Victoria-Feser, M.P., 2009. Robust methods in Biostatistics (Vol. 825). John Wiley & Sons.

Hooper, D.U., Chapin, F.S., Ewel, J.J., Hector, A., Inchausti, P., Lavorel, S., Lawton, J.H., Lodge, D.M., Loreau, M., Naeem, S. and Schmid, B., 2005. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. Ecological monographs, 75(1), p.3-35.

Jaramillo-Villa, U., Caramaschi, E.P. 2008. Índices de integridade biótica usando peixes de água doce: Uso nas regiões tropical e subtropical. Oecologia Brasiliensis, vol. 12, no. 3, p. 442-462.

Kennedy, R.H., Thornton, K.W. and Ford, D.E., 1985. Characterization of the reservoir ecosystem. In Microbial processes in reservoirs (pp. 27-38). Springer Netherlands.

Lavorel, S. and Garnier, E., 2002. Predicting changes in community composition and ecosystem functioning from plant traits: revisiting the Holy Grail. Functional ecology, 16(5), pp.545-556.

Matthews, W.J. Patterns in freshwater fish ecology. New York: Chapman & Hall, 1998.

Matthiopoulos, J. 2011. How to be a quantitative ecologist: the'A to R'of green mathematics and statistics. John Wiley & Sons.

Maunder, M.N. and Punt, A.E., 2004. Standardizing catch and effort data: a review of recent approaches. Fisheries Research, 70(2), pp.141-159.

McGill, B.J., Enquist, B.J., Weiher, E. & Westoby, M. 2006. Rebuilding community ecology from functional traits. Trends in Ecology & Evolution 21, 178-185.

Meybeck, M. 2003. Global analysis of river systems: from earth system controls to Anthropocene controls. –Phil. Trans. R. Soc. - London B358: 1935–1955.

Morelli, J., 2013. Environmental sustainability: A definition for environmental professionals. *Journal of Environmental Sustainability*, *1*(1), p.2.

Oliveira, E. F. & Goulart, E., 2000, Distribuição espacial de peixes em ambientes lênticos: interação de fatores. Acta Scientiarum, 22(2): 445-453.

Ostrensky, A., Borghetti, J.R. and Soto, D., 2007. Estudo setorial para consolidação de uma aquicultura sustentável no Brasil. *Grupo Integrado de Aquicultura e Estudos Ambientais*.

Pelicice, F.M. and Agostinho, A.A., 2008. Fish fauna destruction after the introduction of a non-native predator (*Cichla kelberi*) in a Neotropical reservoir. Biological Invasions, 11(8), pp.1789-1801.

Penczak, T., Agostinho, A.A., Gomes, L.C. and Latini, J.D., 2009. Impacts of a reservoir on fish assemblages of small tributaries of the Corumbá River, Brazil. River research and applications, 25(8), pp.1013-1024.

Petchey, O. L., A. Hector, and K. J. Gaston. 2004. How do different measures of functional diversity perform? Ecology 85:847–857.

Rahel, F.J., 2002. Homogenization of freshwater faunas. Annual Review of Ecology and Systematics, pp.291-315.

Rahel, F.J., 2007. Biogeographic barriers, connectivity and homogenization of freshwater faunas: it's a small world after all. Freshwater Biology, 52(4), pp.696-710.

Redford, K.H. and Adams, W.M., 2009. Payment for ecosystem services and the challenge of saving nature. Conservation biology, *23*(4), pp.785-787.

Reis, R.E., Kullander, S.O. and Ferraris, C.J., 2003. Check list of the freshwater fishes of South and Central America. Edipucrs.

Rockström, J. et al. 2009. Planetary boundaries: exploring the safe operating space for humanity. – Ecol. Soc.14(2): 32.

Scudder, T. T. 2012. *The Future of Large Dams:" Dealing with Social, Environmental, Institutional and Political Costs*". Taylor & Francis.

Schaus, M.H., Vanni, M.J., Wissing, T.E., Bremigan, M.T., Garvey, J.E. and Stein, R.A., 1997. Nitrogen and phosphorus excretion by detritivorous gizzard shad in a reservoir ecosystem. Limnology and Oceanography, 42(6), pp.1386-1397.

Seghouane, A. K., & Bekara, M. 2004. A small sample model selection criterion based on Kullback's symmetric divergence. IEEE Transactions on Signal Processing, 52(12), 3314-3323.

Shirley, K.E. and Andrews, A.K., 1977. Growth, production, and mortality of largemouth bass during the first year of life in Lake Carl Blackwell, Oklahoma. Transactions of the American Fisheries Society, 106(6), pp.590-595.

Simberloff, D.S. and Wilson, E.O., 1969. Experimental zoogeography of islands: the colonization of empty islands. Ecology, 50(2), pp.278-296.

Stanley, S.M., 1979. Macroevolution, pattern and process. Johns Hopkins University Press.

Steffen, W., Richardson, K., Rockström, J., Cornell, S.E., Fetzer, I., Bennett, E.M., Biggs, R., Carpenter, S.R., de Vries, W., de Wit, C.A. and Folke, C., 2015. Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. Science, 347(6223), p.1259855.

Steneck, R. S., Watling, L. 1982. Feeding Capabilities and Limitation of Herbivorous Molluscs: A Functional Group Approach. Marine Biology, 68(3), 299–319.

Straškraba, M. and Tundisi, J.G., 1999. Reservoir ecosystem functioning: theory and application. Theoretical reservoir ecology and its applications, pp.565-597.

Tilman, D. and Downing, J.A., 1996. Biodiversity and stability in grasslands. In Ecosystem Management (pp. 3-7). Springer New York.

Tilman, D., 1996. Biodiversity: population versus ecosystem stability. *Ecology*, *77*(2), pp.350-363.

Tundisi, J. G., Matsura-Tundisi, T. 2008. Limnologia. São Paulo: Oficina de textos.

Turchin P. 1998. Quantitative Analysis of Movement. Measuring and Modeling Population Redistribution in Animals and Plants. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts.

Vašek, M., Prchalová, M., Říha, M., Blabolil, P., Čech, M., Draštík, V., Frouzová, J., Jůza, T., Kratochvíl, M., Muška, M. and Peterka, J., 2016. Fish community response to the longitudinal environmental gradient in Czech deep-valley

reservoirs: implications for ecological monitoring and management. Ecological Indicators, 63, pp.219-230.

Vidotto, A.P. and Carvalho, E.D., 2007. Composition and structure of fish community in a stretch of the Santa Bárbara River influenced by Nova Avanhandava Reservoir (low Tietê River, Sao Paulo State, Brazil). Acta Limnologica Brasiliensia, 19(2), pp.233-245.

Villéger, S., N.W.H. Mason, and D. Mouillot. 2008. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. Ecology 89:2290–2301.

Violle, C., Navas, M.L., Vile, D., Kazakou, E., Fortunel, C., Hummel, I. & Garnier, E. 2007. Let the concept of trait be functional! Oikos 116, 882-892.

Wardle, D.A., Bardgett, R.D., Callaway, R.M. and Van der Putten, W.H., 2011. Terrestrial ecosystem responses to species gains and losses. *Science*, *332*(6035), pp.1273-1277.

Wiens, J.A., 1992. The ecology of bird communities (Vol. 1). Cambridge University Press.

Winemiller, K.O. 1991. Ecomorphological diversification in lowland fresh-water fish assemblages from 5 biotic regions. Ecological Monographs 61, 343-365.

Zanata, L.H. and Espíndola, E.L.G., 2002. Longitudinal processes in Salto Grande reservoir (Americana, SP, Brazil) and its influence in the formation of compartment system. Brazilian Journal of Biology, 62(2), pp.347-361.

Capitulo 1

Distribuição espacial da comunidade de peixes do Complexo de Jurumirim: diversidade taxonômica

Resumo

Eventuais padrões espaciais relacionados com a compartimentalização (divisão em zonas lacustres, lagoas e tributários) em comunidades de peixes foram avaliados no Complexo Jurumirim, Alto rio Paranapanema, SP, Brasil. As coletas foram realizadas trimestralmente de abril de 2011 a janeiro de 2013. Os peixes foram capturados com redes de espera, arrasto e peneira. Os atributos ecológicos da fauna de peixes foram determinados pela diversidade de Shannon-Wiener, Equitabilidade de Pielou, Dominância de Simpson e Curva de importância das espécies. Avaliamos a Comparação de abundância e biomassa (curvas ABC) para medir o impacto de represamento nas assembleias distribuídas nos diferentes compartimentos. Um total de 29.223 indivíduos de peixes foram coletados, pertencentes a cinco ordens e 53 espécies. As variações dos atributos ecológicos foram sutis entre os trechos estudados. Curvas de abundância, maior do que aquelas de biomassa, e índice numérico ABC negativo foram indicados para: RE2, RE3, Tr(A)1, Tr(A)3, Tr(B)2 e Tr(B)3. As curvas de biomassa superior a aquelas de abundância apresentam índice numérico ABC positivo, indicados para: La(A), La(B), Ma(A), Ma(B), Re1, Tr(A)2 e Tr(B)1. Nossos resultados mostraram que é necessário considerar o tipo do habitat antes de inferir o efeito do represamento, ou seja alguns trechos de tributários tem tendência de espécies r-estrategistas devido seu porte físico e não sua influência com o represamento. Nós indicamos que trechos lóticos de tributários são áreas que garantem uma maior riqueza de espécies.

Palavras-chave: atributos ecológicos, curva de abundância, heterogeneidade de habitats.

Abstract

Possible spatial patterns related to compartmentalization (division into lacustrine zones, marginal lagoons and tributaries) in fish communities were evaluated in the Jurumirim Complex, Paranapanema Upper River, SP, Brazil. The collections were carried out quarterly from August 2011 to February 2013. Fishes were caught using gill, trawl and sieve nets. Ecological attributes were determined by the Shannon-Wiener diversity, Pielou equitability, Simpson dominance and species importance curve. We used the Abundance and Biomass Comparison (ABC) for measuring the impoundment impact to assemblages distributed in the different compartments. A total of 29,223 fish individuals were collected, comprinsing five orders and 53 species. The ecological attributes varied subtly between the stretches studied. Abundance curves, greater than biomass, and negative ABC index were indicated for: RE2, RE3, Tr(A)1, Tr(A)3, Tr(B)2 and Tr(B)3. The biomass curves greater than abundance and positive ABC index, indicated for: La(B), Ma(A), Ma(B), Re1, Tr(A)2 and Tr(B)1. Our results showed that it is necessary to consider the habitat type before inferring the impoundment effect. In other words, some stretches of tributaries are prone to r-strategist species due to their physical size and not by their influence with the reservoir. We indicate that lotic sites of tributaries are areas to guarantee a greater species richness.

Key words: ecological attributes, abundance curve, heterogenety of habitats.

Introdução

Atualmente existem cerca de 33.300 espécies de peixes (cartilaginosos e ósseos) descritas e catalogadas na plataforma online do Fishbase (Froese & Pauly, 2016). São encontrados nos mais diversos tipos de habitats, desde oceanos profundos, lagos, rios de correnteza forte, riachos de fluxos rápidos até pequenas poças d´água no deserto (Pough et al., 2008).

A compartimentação longitudinal dos reservatórios é resultado de zonas bem caracterizadas, onde a massa de água é muitas vezes diferenciada em zona fluvial, de transição, lacustre e zonas ribeirinhas (Thornton, 1990; Terra e Araújo, 2011). O componente espacial do reservatório ligado às condições hidrodinâmicas presentes também afeta as ictiocenoses (Tessier et al., 2016). Os tributários são caracterizados por grande fluxo de água, baixas profundidades e disponibilidade elevada de nutrientes (Thornton, 1990; Oliveira et al., 2003). As espécies nativas utilizam esses habitats para refúgio (Oliveira et al., 2005; Gao et al., 2010). Normalmente, maior riqueza de espécies é encontrada na zona lótica do que numa zona lêntica, porque as espécies de peixes são menos ajustadas às condições lênticas devido à sua origem de rios (Tessier et al., 2016). Portanto, é esperado que a maior diversidade e proporção de espécies raras sejam encontradas em tributários (Berkman & Rabini, 1987; Oliveira et al., 2003).

Trabalhamos com a hipótese de que deve haver um padrão não aleatório na abundância de peixes, na sua diversidade e na sua riqueza entre as diferentes zonas do reservatório. Trata-se de: 1) fazer uma comparação geral entre três tipos de habitats aquáticos: lagoa marginal, canal de rio e reservatório, para detectar qual é o ambiente com maior riqueza de espécies. Em tributários afetados pelo represamento, os trechos lóticos e mais afastados da represa apresentam maior número de espécies (Berkman & Rabini, 1987; Agostinho et al., 1997; Oliveira et al., 2003; Penczak et al, 2009; Holcík & Fernando, 1985); 2) A diversidade de espécies das lagoas é influenciada pela complexidade na estrutura e morfometria dos habitats (Barbour & Brown, 1974). Para avaliar esta hipótese, faremos uma comparação na

riqueza de espécies entre duas lagoas morfometricamente distintas. É esperada uma maior diversidade em lagoas com margens irregulares do que circulares, devido a maior heterogeneidade de habitats nas margens.

As ferramentas para estudos ecológicos das assembleias de peixes baseiam-se na aplicação de índices ecológicos para estimativa da diversidade e nas interpretações dos dados de acordo como se apresenta a estrutura das assembleias no ambiente. Neste sentido, acreditamos que as variações nos índices de diversidade de peixes estão relacionadas com os distintos habitats presentes nos compartimentos do Complexo Jurumirim. Este trabalho teve o objetivo de avaliar a composição e a diversidade de peixes do Complexo Jurumirim, Alto rio Paranapanema, SP, Brasil, comparando diferentes locais da represa, rio formador, rios tributários e lagoas marginais.

É importante enfatizar que o corpo principal da represa de Jurumirim abriga uma ictiofauna nativa constituída principalmente por espécies autóctones de pequeno porte (Carvalho et al., 1999) com predominância de Characiformes e Siluriformes (Langeani et al., 2007; Carvalho, 2009). Com a intensificação das atividades antrópicas, com destaque à introdução de espécies de peixes não nativas por vias de peixamento ou escapes de piscicultura em tanques-rede (Carvalho, 2009) aumentaram as possibilidades de acarretar modificações das assembleias de peixes, inclusive com o desaparecimento das espécies mais sensíveis, antes mesmo de serem conhecidas pela ciência. Portanto, a intensificação de estudos nesta vertente, nos mais diversos biótopos da represa de Jurumirim, é pertinente e necessária. O objetivo complementar consiste em medir o impacto das assembleias distribuídas nos diferentes compartimentos da represa por meio da avaliação do índice de ABC.

Materiais e métodos

Área de Estudo

O rio Paranapanema é um dos grandes afluentes da margem esquerda do rio Paraná (Agostinho et al., 2007), e suas nascentes localizam-se na Serra da Paranapiacaba, Município de Capão Bonito, São Paulo. A bacia hidrográfica do rio Paranapanema estende-se pelo sudoeste do Estado de São Paulo e norte do Paraná, drenando uma área de 100.800 km^2. O curso principal do rio, em direção Leste-Oeste, tem uma extensão de 930 km, dos quais 330 km formam a divisa natural entre os Estados de São Paulo e Paraná (Duke Energy, 2013). Devido a sua declividade, localização, presença de muitas quedas e corredeiras, entre outras características geomorfológicas, este rio teve papel importante no desenvolvimento hidroelétrico do Estado de São Paulo. Atualmente, ao longo do eixo principal do rio existem 11 usinas em operação, transformando seu curso em uma sucessão de reservatórios em cascata (Zocchi, 2002).

A represa de Jurumirim é a primeira da cascata de reservatórios do rio Paranapanema, e opera como reservatório de regulação dos demais a jusante (reservatório de acumulação de água). A barragem, localizada nas coordenadas geográficas 23º12'17" S e 49º13'19" W, teve a sua construção iniciada no final da década de 1950, e o sistema entrou em operação em 1962 (Henry & Nogueira, 1999). A área de drenagem da bacia abrange 17.800 Km^2 e o rio Paranapanema no seu percurso recebe dez afluentes em sua margem direita e sete na margem esquerda (Carvalho, 2009). O reservatório é de grande porte e com perfil dendrítico (Henry et al., 1999) e multicompartimentalizado (Nogueira et al., 1999). Apresenta as seguintes características morfométricas e hidrológicas: área inundada de 484 km^2; perímetro de 1.115 km; volume de 7,9 x 109 m^3; profundidade máxima de 40 m; profundidade média de 12,90 m; comprimento máximo 30,75 km e largura máxima 10,50 km; vazão total (média anual) de 315 m^3/s e tempo de residência médio anual de 334 dias (Henry, 1990).

O rio Taquari, segundo rio formador da Represa de Jurumirim, drena parte dos municípios de Taquarituba, Itaí, Tejupá e Pirajú. Sua confluência com o Rio Paranapanema ocorre em local com as seguintes coordenadas geográficas 23°15'11,9"S e 49°12'34,2"W. A sua bacia é parte integrante da Bacia do Alto Paranapanema, com maior atividade agrícola segundo Nogueira & Jorcin (2006).

O ribeirão dos Veados, tributário de segunda importância, constitui um dos braços da represa de Jurumirim (nas seguintes coordenadas: 23º15'-23º17'S/48º37'-48º39'W) e sua bacia está inserida no município de Itatinga, SP. Este rio é tributário do lado norte do represa de Jurumirim, é um dos 50 pequenos rios e riachos que nascem nas encostas montanhosas da "Cuesta" de Botucatu dentro da Área de Proteção Ambiental (APA Botucatu) e, quando desagua no reservatório, é de 4ª ordem (*sensu* Strahler, 1964).

Foram realizadas coletas em 13 locais que representam os diferentes compartimentos do Complexo Jurumirim: três trechos no rio Taquari e três no rio dos Veados, quatro trechos do rio Paranapanema (duas calhas e duas lagoas), e três locais na represa (Tabela 1).

Tabela (Cap. 1) 1: Localização geográfica de locais de amostragens na represa de Jurumirim e seus tributários.

Trechos	Código	Locais	Latitude	Longitude	Tipo de habitat
1	Ma(A)	Paranapanema 1	23°31'29.90"S	48°38'15.76"W	canal principal e retilíneo
2	Ma(B)	Paranapanema 2	23°29'16.54"S	48°37'12.88"W	canal principal meândrico
3	La(A)	Sete ilhas	23°31'17.20"S	48°37'54.20"W	lagoa marginal de margem tendendo a circular
4	La(B)	Poço das Pedras	23°29'35.30"S	48°37'7.00"W	lagoa marginal de margem irregular
5	Re1	Jurumirim 1	23°23'4.67"S	48°40'34.33"W	represa, desembocadura do rio formador
6	Re2	Jurumirim 2	23°20'21.50"S	48°40'22.10"W	represa, trecho com fragmento florestal na zona marginal
7	Re3	Jurumirim 3	23°17'15.73"S	49°11'51.38"W	represa, trecho próximo da barragem
8	Tr(A)1	Taquari 1	23°39'38.62"S	49° 8'3.31"W	tributário, trecho retilíneo e raso e, com fragmento florestal na margem
9	Tr(A)2	Taquari 2	23°32'45.49"S	49° 8'41.24"W	tributário, trecho meândrico e profundo
10	Tr(A)3	Taquari 3	23°28'36.72"S	49° 9'55.22"W	tributário, trecho no inicio de planície inundada
11	Tr(B)1	Veados 1	23°15'31.80"S	48°37'30.59"W	tributário, trecho meândrico e raso
12	Tr(B)2	Veados 2	23°16'2.49"S	48°38'15.72"W	tributário, trecho no início de planície inundada
13	Tr(B)3	Veados 3	23°17'17.45"S	48°39'17.66"W	tributário, trecho em planície inundada e larga

Procedimento de Campo

As coletas foram realizadas trimestralmente de abril de 2011 a janeiro de 2013. Os peixes foram capturados com redes de espera, com malhagens de 3 a 14 cm entre nós adjacentes, expostas por 16 horas, realizando uma despesca neste período. Apesar da seletividade amostral deste aparato com relação às classes de tamanho e alguns grupos taxonômicos, como os ciclídeos (Lowe-McConnell, 1999), esta técnica proporciona uma estimativa útil das mudanças na abundância relativa das espécies (Gido & Matthews, 2000).

Para a captura de exemplares de pequeno porte que ocupam as zonas litorâneas foram realizadas coletas com rede de arrasto (5 m de comprimento, 2 m de altura, 5 mm de malha) e peneira (1.5 m de comprimento, 1m de altura e malha de 3 mm) nos mesmos trechos onde foram instaladas as redes de espera, efetuando 6 lances em cada ponto.

Os exemplares de peixes capturados foram fixados em formalina 10% e acondicionados em sacos plásticos devidamente identificados. No laboratório, os peixes foram triados e, passado o período de fixação, foram conservados em álcool 70%. A identificação foi feita com base em chaves de identificação e guias de referência (Britski et al., 1988; Nelson, 1994; Reis et al., 2003). Exemplares testemunhos de cada espécie foram depositados na coleção do Laboratório de Biologia e Genética de Peixes, Departamento de Morfologia, Instituto de Biociências da UNESP de Botucatu. Exemplares cuja identificação não foi conclusiva foram remetidos a especialistas em sistemática e taxonomia de peixes.

Declaração de Ética Animal

De acordo com o comitê de ética animal, as coletas deste trabalho foram autorizadas pelo SISBIO (Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade) vinculado ao IBAMA (Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e

dos Recursos Naturais Renováveis), órgão governamental brasileiro que trata das políticas ambientais. A licença SISBIO tem o número de registro: 15549-1.

Análises ecológicas

Os atributos ecológicos da fauna de peixes foram determinados por meio das seguintes análises:

a) Índice de Diversidade de Shannon-Wiener (Krebs, 1989):
Utilizado para medir a ordem ou desordem contida num dado sistema, sendo atribuído peso maior às espécies comuns e é relativamente independente do tamanho da amostra (Krebs, 1989).

$H' = - \Sigma (pi.L_n pi)$

H´ = diversidade de espécies (bits/indivíduo);
pi = proporção da espécie i na comunidade, segundo a fórmula: pi = (ni / N);
ni = número de indivíduos da espécie i;
N = número total de indivíduos.

b) Equitabilidade de Pielou (Krebs, 1989):

A Equitabilidade (E) é derivada do Índice de Shannon-Wiener e foi determinada como:
$E' = H' / Log_2 S$

E' = Equitabilidade (variando entre 0 e 1);
H´= diversidade de Shannon-Wiener;
S = número de espécies na comunidade.

c) Índice de Dominância de Simpson (Krebs, 1989):
$D = \Sigma (pi)^2$

D = índice de Simpson;
pi = proporção da espécie i na comunidade.

d) Curva de Importância das Espécies:

A importância relativa ou plote de Whittaker (Krebs, 1989) foi estabelecida por ordenação decrescente das espécies, a partir dos dados de abundância absoluta (agrupados) de cada espécie, conforme Britto (2003).

e) Comparação de Abundância e Biomassa:

Para verificar os padrões de dominância de biomassa ou abundância das espécies em cada ambiente, foi estimado o método do ABC (Comparação de Abundância e Biomassa) proposto por Warwick (1986), em que os padrões de dominância em biomassa ou em abundância das espécies em cada ambiente podem ser expressos por curvas de k-dominância (curvas ABC). Nesta análise as espécies são posicionadas em ordem de importância no eixo das abscissas (em escala logarítmica) e a porcentagem de dominância, em escala acumulativa, no eixo das ordenadas. Para comparar os dados obtidos em cada trecho amostral foi usado o índice numérico ABC proposto por Meire & Dereu (1990):

$ABC= \Sigma (B_1-A_1) / N,$

Onde, B_1 é a dominância percentual de biomassa das espécies;
A_1 é a dominância percentual de abundância de espécies;
N é número total de espécies.

Este índice foi utilizado para avaliar o grau de estresse, que pode ser forte quando o índice apresentar valor negativo, ou nulo quando é o estresse é moderado e positivo, na ausência de estresse. Riqueza de espécies, abundância relativa de indivíduos e de biomassa e atributos ecológicos foram plotados em gráficos e tabelas variando de acordo com suas distribuições espaciais (por trechos amostrais).

Análise Estatística

Foram comparados índices ecológicos entre os trechos amostrais a partir do teste não paramétrico de Kruskal-Wallis seguido pelo teste *post-hoc* de Dunn, com significância de $p < 0,05$.

Resultados

Ictiofauna

Um total de 29.223 exemplares de peixes foram coletados, pertencentes a cinco ordens e 53 espécies (Tabela 1), considerando-se os três aparatos de pesca (redes de espera, redes de arrasto e peneira) durante o período do estudo. A partir das redes de espera, 13.048 indivíduos foram registrados, pertencentes a 40 espécies, com uma biomassa total de 794.973,89 g, nos treze sítios de amostragem do Complexo Jurumirim. A partir das redes de arrasto, 2.261 indivíduos foram registrados, pertencentes a 31 espécies, com uma biomassa total de 2.110,53 g e de peneira, 13.914 indivíduos foram registrados, pertencendo a 33 espécies, com uma biomassa total de 9.440,53 g.

As espécies não-nativas registradas foram *Cichla kelberi* (Kullander & Ferreira, 2006), *Hyphessobrycon eques* (Steindachner, 1882), *Metynnis maculatus* (Kner, 1858), *Oreochromis niloticus* (Linnaeus, 1758), *Pterygoplichthys ambrosetti* (Holmberg 1893), e *Coptodon rendalli* (Boulenger, 1897) (Tabela 2).

Tabela (Cap. 1) 2: Posição taxonômica, número de tombo, origem e acrônimo de espécies de peixes capturadas no Complexo Jurumirim.

Táxons	**Número de tombo**	**Origem**	**Acrônimo**
CHARACIFORMES			
Apareiodon affinis Steindachner, 1879	LBP13316	Nativa	Aaff
Apareiodon piracicabae Eigenmann, 1907	MZUEL5673	Nativa	Apir
Astyanax lacustris (Lütken 1875)	MZUEL5676	Nativa	Aalt
Astyanax bockmanni Vari & Castro, 2007	MZUEL5658	Nativa	Abock
Astyanax fasciatus (Cuvier, 1819)	MUEL5669	Nativa	Afas
Astyanax scabripinnis Eigenmann, 1927	LBP3934	Nativa	Asca
Bryconamericus aff *iheringi* (Boulenger, 1887)	MZUEL5679	Nativa	Bihe
Bryconamericus stramineus Eigenmann, 1908	MZUEL5670	Nativa	Bstr
Characidium sp.	DZSJRP018972		Csp
Characidium zebra Eigenmann,1909	LBP3513	Nativa	Czeb
Cyphocharax modestus Fernández-Yépez, 1948	LBP13297	Nativa	Cmod
Galeocharax knerii (Steindachner, 1879)	LBP13302	Nativa	Gkne
Hoplias intermedius (Günther, 1864)	LBP3950	Nativa	Hint
Hoplias malabaricus (Bloch, 1794)	MZUEL5662	Nativa	Hmal
Hyphessobrycon eques (Steindachner, 1882)	LBP13312	Não nativa	Hequ
Leporinus amblyrhynchus Garavello & Britski, 1987	LBP13309	Nativa	Lamb
Leporinus friderici Bloch, 1794	LBP13304	Nativa	Lfri
Leporinus obtusidens (Valenciennes, 1837)	LBP13318	Nativa	Lobt
Leporinus octofasciatus Steindachner, 1915	LBP13294	Nativa	Loct
Leporinus striatus Kner, 1858	LBP13300	Nativa	Lstr
Metynnis maculatus (Kner, 1858)	MZUEL5661	Não nativa	Mmac
Oligosarcus paranensis Menezes & Géry, 1983	LBP15285	Nativa	Opar
Piabina argentea Reinhardt, 1867	LBP13315	Nativa	Parg
Piaractus mesopotamicus (Holmberg, 1887)	LBP13298	Nativa	Pmeso
Prochilodus lineatus Valenciennes, 1836	LBP13308	Nativa	Plin
Salminus hilarii Valenciennes, 1850	LBP13305	Nativa	Shil
Schizodon intermedius Garavello & Britski 1990	LBP13311	Nativa	Sint
Schizodon nasutus Kner, 1858	MZUEL5678	Nativa	Snas
Serrapinus sp.			Ssp
Serrapinus notomelas (Eigenmann, 1915)	MZUEL5675	Nativa	Snot
Serrasalmus maculatus Kner, 1858	MZUEL5665	Nativa	Smac
Steindachnerina insculpta Fernández-Yépez, 1948	LBP13313	Nativa	Sins

Tabela (Cap.1) 2: Posição taxonômica, número de tombo, origem e acrónimo de espécies de peixes capturadas no Complexo Jurumirim. (Cont.)

Táxons	Número de tombo	Origem	Acrônimo
CYPRIDONTIFORMES			
Phalloceros harpagos Lucinda, 2008	LBP15283	Nativa	Phar
GYMNOTIFORMES			
Eigenmannia trilineata (Lopéz & Castello, 1966)	LBP13303	Nativa	Etri
Gymnotus sylvius Albert & Fernandes-Matioli, 1999	LBP13320	Nativa	Gsyl
CICLIFORMES			
Cichla kelberi Kullander & Ferreira, 2006	LBP4796	Não nativa	Ckel
Geophagus brasiliensis (Quoy & Gaimard, 1824)	MZUEL5666	Nativa	Gbra
Oreochromis niloticus Linnaeus, 1758	LBP4821	Não nativa	Onil
Coptodon rendalli (Boulenger, 1897)	MZUEL5668	Não nativa	Tren
SILURIFORMES			
Callichthys callichthys (Linneus, 1758)	LBP13314	Nativa	Ccal
Hoplosternum littorale (Hancock, 1828)	LBP13299	Nativa	Hlit
Hypostomus aff. *paulinus* (Ihering, 1905)	NUP11763	Nativa	Hpau
Hypostomus ancistroides (Ihering, 1911)	LBP13295	Nativa	Hanc
Hypostomus cf. *nigromaculatus* (Schubart 1964)	NUP15004	Nativa	Hnig
Hypostomus margaritifer (Regan 1908)	NUP15216	Nativa	Hmar
Hypostomus regani (Ihering, 1905)	LBP13307	Nativa	Hreg
Iheringichthys labrosus (Lukten, 1874)	LBP13306	Nativa	Ilab
Otothyropsis cf. *biamnicus* Calegari, Lehmann A. & Reis 2013	DZSJRP18780	Nativa	Obia
Pimelodella avanhandavae Eigenmann, 1917	LBP4817	Nativa	Pava
Pimelodus maculatus Lacépède, 1803	LBP13317	Nativa	Pmac
Pterygoplichthys ambrosetti (Holmberg 1893)	LBP18994	Não Nativa	Pamb
Rhamdia quelen (Quoy & Gaimard, 1824)	LBP13310	Nativa	Rque
Rhinodoras dorbignyi (Kner, 1855)	LBP7446	Nativa	Rdor

Atributos ecológicos das espécies de peixes capturadas por redes de espera

As variações dos atributos ecológicos foram sutis entre os trechos estudados. Uma diferença mais discrepante ocorreu no trecho Tr(A)3 devido ao número de indivíduos (2.358) ser maior que nos demais trechos (Tab. 3) (Teste de Kruskal-Wallis seguido de Dunn: $p > 0,05$).

Tabela (Cap. 1) 3: Atributos ecológicos das espécies de peixes capturadas por redes de espera em cada trecho estudado (S - número de espécies; N -número de indivíduos; D - dominância de Simpson; H'- diversidade de Shannon-Wiener; E - Equitabilidade de Pielou).

Atributos ecológicos	La(A)	La(B)	Ma(A)	Ma(B)	Re1	Re2	Re3	Tr(A)1	Tr(A)2	Tr(A)3	Tr(B)1	Tr(B)2	Tr(B)3
S	24	25	26	26	24	24	24	28	28	24	22	26	27
N	1263	1432	846	552	468	1084	986	919	641	2358	720	868	911
D	0.88	0.88	0.89	0.89	0.90	0.90	0.88	0.86	0.90	0.41	0.89	0.88	0.89
H´	2.35	2.33	2.58	2.64	2.63	2.54	2.45	2.44	2.68	1.19	2.48	2.45	2.53
E	0.74	0.72	0.78	0.81	0.83	0.80	0.77	0.73	0.81	0.37	0.80	0.75	0.77

Estimativa de impacto

A frequência cumulativa de abundância e biomassa, também conhecida como curva ABC de acordo com Warwick (1986), para cada um dos 13 sítios, mostra curvas de abundância maior do que aquelas de biomassa e índice numérico ABC negativo, para: RE2, RE3, Tr(A)1, Tr(A)3, Tr(B)2 e Tr(B)3 (Fig.2). As curvas de biomassa superior a aquelas de abundância apresentam índice numérico ABC positivo, como por exemplo em La(A), La(B), Ma(A), Ma(B), Re1, Tr(A)2 e Tr(B)1 (Fig. 1). Os números em ordem crescente no eixo das abcissas para cada um dos 13 locais de estudo correspondem a espécies de peixes ordenadas conforme mostrado na Tab. 4.

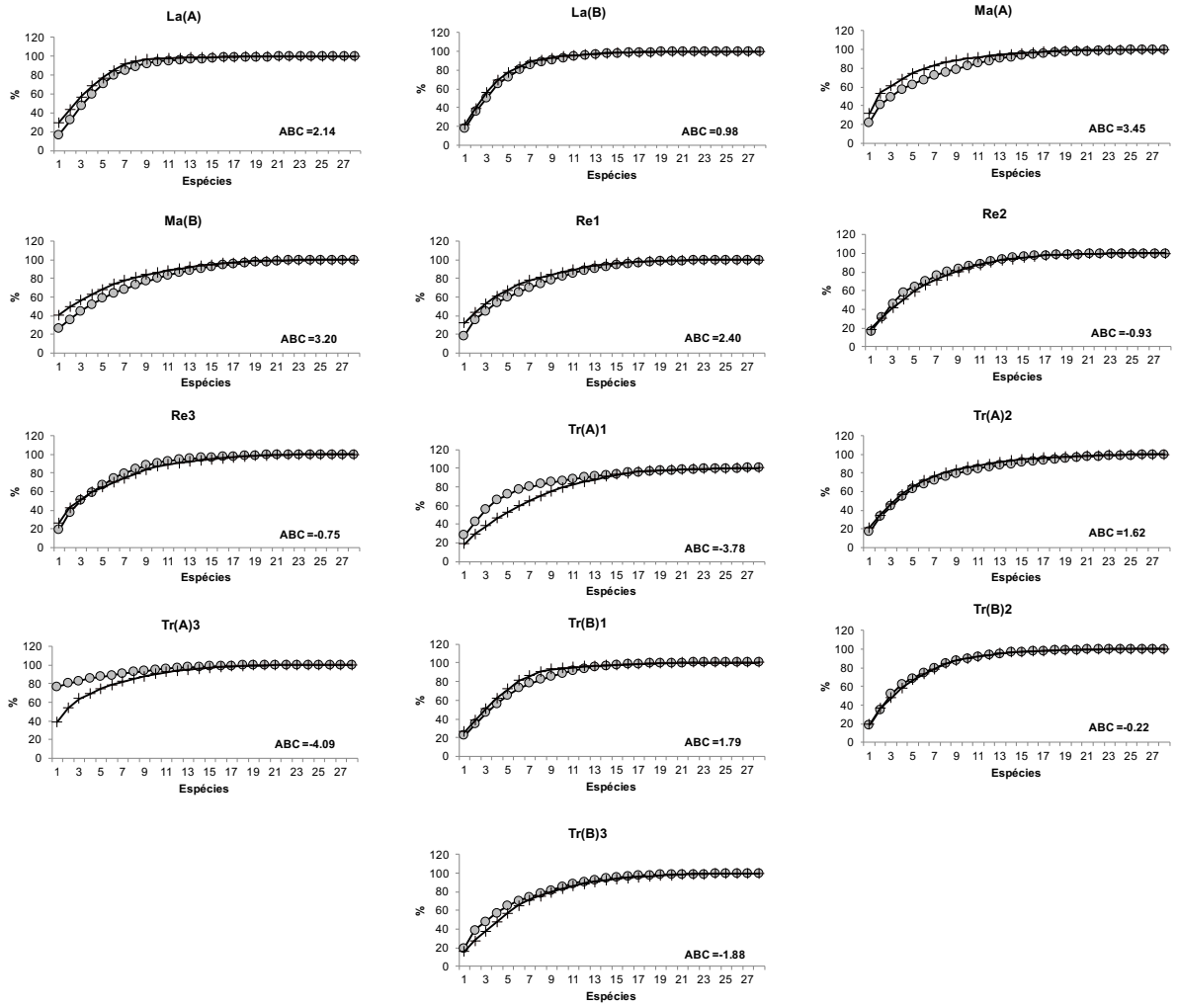


Figura (Cap.1) 1: Frequência cumulativa de abundância (círculo cinza) e da biomassa (em cruz) de espécies de peixes capturadas por redes de espera e ordenadas de acordo com a dominância para cada trecho estudado.

Tabela (Cap. 1) 4: Ordem de importância das espécies de peixes capturadas com rede de espera nos 13 locais do Complexo Jurumirim.

La(A)		La(B)		Ma(A)		Ma(B)		Re1		Re2		Re3		Tr(A)1		Tr(A)2		Tr(A)3		Tr(B)1		Tr(B)2		Tr(B)3	
	Sps		Sps		Sps		Sps		Sps		Sps		Sps		Sps		Sps		Sps		Sps		Sps		Sps
1º	Cmod	1º	Pmac	1º	Sint	1º	Sint	1º	Sint	1º	Smac	1º	Afas	1º	Afas	1º	Hanc	1º	Cmod	1º	Cmod	1º	Cmod	1º	Smac
2º	Sint	2º	Hlit	2º	Gkne	2º	Aalt	2º	Afas	2º	Cmod	2º	Smac	2º	Cmod	2º	Hlit	2º	Smac	2º	Pmac	2º	Sins	2º	Cmod
3º	Hlit	3º	Cmod	3º	Afas	3º	Afas	3º	Gkne	3º	Afas	3º	Aaff	3º	Hanc	3º	Hreg	3º	Hlit	3º	Smac	3º	Smac	3º	Pmac
4º	Smac	4º	Smac	4º	Aalt	4º	Cmod	4º	Sins	4º	Sins	4º	Ilab	4º	Sins	4º	Aalt	4º	Snas	4º	Hlit	4º	Pmac	4º	Sint
5º	Sins	5º	Sint	5º	Rdor	5º	Hreg	5º	Snas	5º	Sint	5º	Snas	5º	Aalt	5º	Snas	5º	Gsyl	5º	Hmal	5º	Sint	5º	Sins
6º	Pmac	6º	Sins	6º	Snas	6º	Lfri	6º	Hlit	6º	Aalt	6º	Sins	6º	Ccal	6º	Cmod	6º	Hreg	6º	Snas	6º	Afas	6º	Afas
7º	Hmal	7º	Hmal	7º	Sins	7º	Snas	7º	Aalt	6º	Pmac	7º	Aalt	7º	Shil	7º	Afas	6º	Sins	7º	Afas	7º	Snas	7º	Lfri
8º	Plin	8º	Snas	8º	Cmod	8º	Gkne	8º	Hreg	7º	Gkne	8º	Gkne	8º	Smac	8º	Smac	7º	Afas	8º	Lfri	8º	Hmal	7º	Snas
9º	Snas	9º	Aalt	9º	Lfri	8º	Hlit	9º	Cmod	8º	Lelo	9º	Pmac	9º	Hmal	9º	Rque	8º	Opar	9º	Sins	9º	Gkne	8º	Ilab
10º	Opar	10º	Opar	10º	Hanc	9º	Hanc	10º	Smac	9º	Hmal	10º	Lelo	10º	Pmac	10º	Pmac	9º	Ilab	10º	Sint	10º	Lelo	9º	Gkne
11º	Aalt	11º	Gsyl	11º	Pmac	9º	Sins	11º	Pmac	10º	Opar	11º	Lamb	11º	Gkne	11º	Ccal	10º	Hmal	11º	Aalt	11º	Aalt	10º	Aalt
11º	Lelo	12º	Lelo	12º	Lelo	10º	Smac	12º	Lelo	11º	Snas	12º	Opar	12º	Hlit	12º	Opar	11º	Aalt	12º	Gkne	12º	Lfri	11º	Lelo
12º	Lfri	13º	Lfri	13º	Hmal	11º	Lelo	13º	Hmal	12º	Ilab	13º	Gsyl	13º	Lstr	13º	Lfri	12º	Pmac	13º	Mmac	13º	Hlit	12º	Hmal
12º	Mmac	14º	Gkne	14º	Hreg	12º	Pmac	13º	Hanc	13º	Lfri	14º	Plin	14º	Hreg	13º	Pava	13º	Lfri	14º	Opar	14º	Opar	13º	Aaff
13º	Gbra	14º	Gbra	15º	Hlit	12º	Rdor	14º	Gsyl	14º	Aaff	15º	Pava	14º	Plin	13º	Rdor	14º	Rque	15º	Gbra	15º	Ilab	14º	Opar
13º	Gsyl	15º	Plin	15º	Plin	13º	Gsyl	15º	Lfri	15º	Ckel	16º	Gbra	14º	Snas	14º	Shil	15º	Shil	16º	Ilab	16º	Gbra	15º	Plin
14º	Shil	16º	Afas	15º	Smac	14º	Hmal	16º	Ccal	16º	Hlit	17º	Ckel	15º	Rque	15º	Gsyl	16º	Hanc	17º	Gsyl	16º	Lstr	16º	Hlit
15º	Aboc	16º	Ccal	16º	Aaff	15º	Hpau	16º	Opar	17º	Mmac	17º	Hmal	16º	Pava	15º	Sins	16º	Pava	18º	Ckel	17º	Aaff	17º	Gbra
15º	Pmes	17º	Aboc	17º	Opar	16º	Opar	17º	Ilab	18º	Hanc	18º	Loct	17º	Lfri	16º	Hpau	17º	Plin	18º	Hanc	17º	Gsyl	18º	Mmac
16º	Afas	17º	Etri	18º	Pava	16º	Plin	17º	Plin	18º	Lstr	18º	Shil	18º	Ilab	16º	Loct	18º	Gkne	18º	Lelo	17º	Plin	19º	Ckel
16º	Ccal	17º	Hreg	19º	Ccal	16º	Rque	17º	Rque	18º	Plin	19º	Hreg	19º	Gsyl	17º	Hmal	19º	Ccal	18º	Plin	18º	Mmac	19º	Hreg
16º	Gkne	17º	Mmac	19º	Hpau	17º	Aaff	17º	Rdor	19º	Gbra	20º	Cmod	19º	Loct	18º	Ilab	20º	Etri	19º	Aaff	19º	Hint	19º	Pava
16º	Hanc	17º	Pmes	19º	Rque	18º	Ilab	18º	Loct	19º	Gsyl	20º	Hint	20º	Aboc	18º	Lstr	20º	Gbra			19º	Hanc	20º	Hint
16º	Rque	17º	Pamb	20º	Afas	18º	Loct	18º	Pava	20º	Hreg	20º	Lfri	20º	Hnig	19º	Gkne	21º	Lelo			19º	Hreg	20º	Hanc
		17º	Shil	20º	Gsyl	18º	Pava							20º	Opar	19º	Lelo					19º	Pamb	20º	Hmar
				20º	Ilab	18º	Pamb							21º	Etri	19º	Plin					19º	Shil	20º	Loct
				21º	Lstr									22º	Lelo	19º	Sint							20º	Shil
														22º	Sint	20º	Aaff								

Discussão

Estrutura das comunidades de peixes no Complexo Jurumirim

Nós registramos 53 espécies na Represa de Jurumirim, 21 espécies a mais que o levantamento de Carvalho et al. (1998). Das 32 espécies de peixes registradas por Carvalho et al. (1998), todas foram capturadas neste trabalho, independemente de algumas modificações ocorridas na nomenclatura taxonômica desde a publicação em 1998. O aumento no número de espécies registradas é devido ao aumento do esforço amostral e ausência de exclusão de espécies. Isto mostra que no reservatório de Jurumirim não ocorreu, nesses quase 20 anos, perda na riqueza de espécies de peixes.

A predominância de Characiformes e Siluriformes é um padrão em rios e reservatórios Sul americano e brasileiro (Lowe-McConnell, 1999). Neste trabalho, o maior número de espécies pertence a essas ordens, em particular à ordem Characiformes. As espécies destas duas ordens ajustam-se muito bem a diversos ambientes e ocupam essencialmente as zonas litorâneas (Casatti et al 2003; Castro et al., 2003; Orsi et al 2002; Vidotto & Carvalho, 2007). As espécies da ordem Cicliformes apresentaram menor ocorrência que pode ser explicada pela seletividade dos aparatos de captura (Lowe, 2005).

A composição da ictiofauna no Complexo Jurumirim é representada pela maioria de espécies que não realizam grandes migrações. Fernando & Holcik (1991) afirmam que a diversidade de peixes em reservatórios, é menor e em rios formadores, é maior. Em outras palavras, se a baixa dominância de migradores é constatada nos tributários (como exemplo, *Salminus hilarii*), é evidente a ausência ou menor ocorrência destas espécies no reservatório. Tal fato deve ser associado ao processo histórico de exclusão de espécies após a formação do represamento (Agostinho et al., 2015).

A diminuição de ocorrência de grandes migradores reflete no padrão geral das comunidades de peixes remanescentes, constituídas principalmente por espécies de pequeno e médio porte, de características sazonais e oportunistas (Gomes et al., 2012). A maioria das espécies de peixes, neste caso, é considerada generalista, pois suportam variações de condições ambientais, diferente das especialistas de hábitats, regidas pelos processos ambientais e restritas a variações (Pandit & Kolasa, 2012).

Padrão de Riqueza de espécies de peixes em habitats aquáticos

Agostinho & Gomes (1997) afirmaram que um maior número de espécies é esperado em trechos a montante de tributários e menor a jusante e em trechos represados. Os trechos a montante são caracterizados pela presença de macrófitas aquáticas nas zonas litorâneas e servem como um importante micro-habitat para forragem de muitas espécies de caracídeos de pequeno porte. Proporcionam, também, proteção contra predadores, garantem abrigo e alimento. Estas condições proporcionam aumento nas taxas de crescimento e fecundidade e diminuição na mortalidade dos peixes (Castro et al, 2003; Gomes et al., 2012) e, portanto, podem estar associadas a elevada riqueza de espécies (Castro et al, 2003).

Foram observadas diferenças sutis na distribuição de espécies entre as lagoas marginais, trechos do rio e o reservatório. Os locais com um número de espécies um pouco maior foram os trechos de tributários mais afastados da represa (Tr(A)1 e Tr(B)1). Apenas uma espécie (*Hypostomus* cf. *nigromaculatus*) foi encontrada exclusiva no Tr(A)1. As demais espécies registradas nos trechos de tributários são encontradas também em outros locais.

Padrão de distribuição de espécies de peixes em habitats especializados

As espécies com maiores abundâncias foram registradas nas duas lagoas estudadas. As espécies ausentes em ambos os ambientes lacustres apresentaram apenas um indivíduo. Por exemplo, três espécies (*Eigenmannia trilineata*, *Hypostomus reganii*, *Pterygoplichthys ambrosetti*) que ocorrem na lagoa Poço das Pedras, não foram capturadas na lagoa Sete Ilhas. Em outras palavras, embora as diferenças de riqueza entre as lagoas sejam sutis, elas diferem quanto à presença de algumas espécies raras. Para confirmar a hipótese de diferenças na diversidade de espécies entre as duas lagoas, é necessário identificar o número de espécies raras em uma lagoa e de comuns em outra. Sete espécies mais frequentes na lagoa Poço das Pedras foram raras na lagoa Sete Ilhas; entretanto, apenas uma comum em Sete Ilhas foi rara em Poço das Pedras.

Neste estudo, nós confirmamos maior abundância de peixes em lagoa de margens irregulares do naquela de margens mais circulares. Este padrão deve ser associado a maior heterogeneidade de microhabitats (como ocorre, por exemplo, na lagoa Poço das Pedras). Ambientes estruturalmente complexos tendem a oferecer variedade de microhábitat maior do que ambientes mais simples (Pianka, 1994). Este estudo corrobora a afirmação de que a diversidade de espécies em lagos é influenciada pela complexidade na estrutura e morfometria dos habitats (Barbour & Brown, 1974).

Nossos resultados apontam para a necessidade da conservação de um complexo de lagoas marginais, tendo em vista a composição formada por espécies ambientalmente especialistas, ou seja, comuns em lagoas específicas. As espécies especialistas são abundantes em sítios bem específicos (Siqueira et al., 2012). Além disso, as lagoas marginais com maior complexidade de microhabitats são consideradas habitats favoráveis a espécies especialistas.

Padrão de riqueza de espécies de peixes em um gradiente rio/represa

Nossos resultados indicam diferenças sutilmente graduais no número de espécies ao longo do gradiente rio/represa (Tr(A)1 = Tr(A)2 > Tr(A)3 = R3). Este padrão de distribuição era esperado, uma vez que o número de espécies e a abundância diminuem ao longo do gradiente rio/represa. Os maiores valores de riqueza foram registrados nos trechos lóticos e a montante. Em compartimentos laterais formados pelo alagamento em locais de desembocadura de tributários, sem gradiente rio/represa, e onde há diferenças crescentes de profundidade, o padrão de distribuição de espécies é diferente (Tr(B)1 < Tr(B)2 < Tr(B)3), pois apresentam condições lênticas resultantes da represa.

Avaliação da curva ABC como medida de impacto de reservatórios

A baixa diversidade e a alta abundância de poucas espécies tem sido associadas aos trechos sob grande influência antrópica (Tundisi & Matsura-Tundisi, 2008). A dominância de poucas espécies oportunistas de pequeno porte sugere que as alterações da qualidade da água e/ou da degradação do habitat físico estão perturbando a comunidade (Alexandre et al., 2010). Isso teoricamente é demonstrado na aplicação do método do ABC (Agostinho & Gomes, 1997; Yemane et al., 2005). Neste trabalho, alguns trechos de represa são apontados com baixos valores desse índice, o que implica na submissão das assembleias de peixes ao impacto do represamento mais que em trechos menos impactados.

De fato, este método é fundamentado na teoria de seleção -r e –K de espécies (MacArthur & Wilson, 1967). No ambiente não perturbado, as espécies são caracterizadas pelo crescimento lento, atingem maior porte e maturação tardia do corpo, portanto associadas à seleção –K, e em consequência a curva de biomassa encontra-se acima da curva de abundância. No ambiente perturbado, as espécies exibem crescimento rápido, atingem pequeno porte e comportamentos oportunistas, associadas à seleção -r, sendo expressas por curvas de biomassa abaixo da curva de abundância (Yemane et al., 2005). Cabe lembrar que não se pode definir espécies

com características r ou K estrategistas, e sim afirmar que tal espécie tende mais para r ou para K, pois estas duas características podem variar em diferentes situações, como por exemplo apresentar uma estratégia sazonal, quando a espécie exibe características intermediárias entre estratégias –r e –K, dependendo das estações do ano (Winemiller, 1989; Vazzoler, 1996).

No caso de tendência das espécies para a estratégia –r no trecho lótico do Taquari (Tr(A)1), avaliamos como sendo uma exceção a regra sobre ambiente perturbado pela represa e consideramos a natureza física deste compartimento. Como sendo o trecho mais raso e de menor largura entre as margens que os demais avaliados, apresenta espécies de pequeno porte.

Portanto, a Comparação de abundância e biomassa mostra que para medir o impacto das assembleias distribuídas nos diferentes compartimentos, é necessária uma descrição física do habitat, antes de inferir o efeito do represamento.

Conclusão

Neste estudo podemos concluir que represas são constituídas por espécies generalistas, enquanto trechos de cursos de água, tributários de represa e lagoas marginais são apontados como ambientes propícios para espécies especialistas de habitats. Nós indicamos que trechos lóticos e semilóticos de tributários são áreas que garantem uma maior riqueza de espécies.

Referências

Agostinho, A.A., Gomes, L.C., Santos, N.C., Ortega, J.C., Pelicice, F.M. 2015. Fish assemblages in Neotropical reservoirs: Colonization patterns, impacts and management. *Fisheries Research*, 173, pp.26-36.

Agostinho, A. A., Gomes, L. C., Pelicice, F. M. 2007. Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil.

Agostinho, A.A., Júlio Jr., H.F., Gomes, L.C., Bini, L.M., Agostinho, C.S. 1997. Composição, abundância e distribuição espaço-temporal da ictiofauna. In A planície de inundação do alto rio Paraná (A.E.A.M. Vazzoler, A.A. Agostinho & N.S. Hahn, orgs.). EDUEM, Maringá, p. 179-208.

Alexandre, C., K. Esteves,Mello, M. M. 2010. Analysis of fish communities along a rural–urban gradient in a neotropical stream (Piracicaba River Basin, São Paulo, Brazil). *Hydrobiologia* 641:97-114.

Barbour, C.D., Brown, J.H., 1974. Fish species diversity in lakes. *American Naturalist,* pp.473-489.

Britiski, H. A., Sato, Y., Rosa, A. B. S. 1988. Manual de identificação de peixes da região de Três Marias. 3a edition. CODEVASF, Brasília.

Britto, S.G.C.S., R.N.; Vianna, N.C.; Jardim, S.M.; Santos, J.C.; Pelisari, E. 2003. Peixes do rio Paranapanema, São Paulo: Duke Energy.

Carvalho, E.D. 2009. Ações antrópicas e a biodiversidade de peixes: status da represa de Jurumirim (Alto Paranapanema) (Doctoral dissertation, Tese (Livre Docência), UNESP).

Carvalho, E. D., Batsita da Silva, V.F. 1999. Aspectos ecológicos da ictiofauna e da produção pesqueira do reservatório de Jurumirim (Alto rio Paranapanema, SP). In: Henry, R. (Ed.) Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais. Fundibio-Fapesp, Botucatu.

Carvalho, E.D., Batista da Silva, V.F., Fujihara, C.Y., Henry, R. and Foresti, F., 1998. Diversity of fish species in the River Paranapanema-Jurumirim Reservoir transition region (São Paulo, Brazil). *Italian Journal of Zoology*, 65(S1), pp.325-330.

Casatti, L., Castro, R. M. C., Santos, H.F., Ferreira, K.M., Ribeiro, A.C., Benine, R.C., Dardis, G.Z.P., Melo, A.L.A., Abreu, T.X., Bockmann, F.A., Carvalho, M., Gibran, F.Z. & Lima, F.C.T. 2003a. Estrutura e composição da ictiofauna de riachos do Rio Paranapanema, sudeste e sul do Brasil. *Biota Neotropical* 3.

Castro, R. J., Foresti, F., Carvalho, E.D. 2003. Composição e abundância da ictiofauna na zona litorânea de um tributário, na zona de sua desembocadura no reservatório de Jurumirim, Estado de São Paulo, Brasil. Inst. Bio. 25.

Duke Energy 2013. ABC da Energia: A história da Duke Energy no rio Paranapanema. Relatório Anual de Administração, São Paulo.

Fernando, C.H. and Holcík, J. 1985. The nature of fish communities, an important factor influencing fishery potencial and yields of lakes and reservoirs: A short

summary of the concept and its application. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 22: 2498-2501.

Fernando, C.H. and Holčík, J., 1991. Fish in reservoirs. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie*, 76(2), pp.149-167.

Froese, R. and D. Pauly. Editors. 2016. FishBase. World Wide Web electronic publication. www.fishbase.org, version (11/2016).

Gao, X., Zeng, Y., Wang, J. and Liu, H., 2010. Immediate impacts of the second impoundment on fish communities in the Three Gorges Reservoir. *Environmental Biology of Fishes*, vol. 87, no. 2, pp. 163-173.

Gido, K.B. & Matthews, W.J. 2000. Dynamics of the offshore fish assemblage in a southwestern reservoir (Lake Texoma, Oklahoma - Texas). *Copeia,* 4:917-930.

Gomes, L., C. Bulla, A. Agostinho, L. Vasconcelos, and L. Miranda. 2012. Fish assemblage dynamics in a Neotropical floodplain relative to aquatic macrophytes and the homogenizing effect of a flood pulse. *Hydrobiologia* 685:97-107

Henry, R. 1999.Ecologia de reservatórios: estrutura, funções e aspectos sociais. Botucatu: Fundibio/Fapesp, v. 1, 800pp

Henry, R. 1990. Estrutura espacial e temporal do ambiente físico e químico e análise de alguns processos ecológicos na Represa de Jurumirim (Rio Paranapanema, SP) e na sua bacia hidrográfica. Tese – Livre-Docência. Instituto de Biociências de Botucatu. Universidade Estadual Paulista, 242p.

Henry, R., Nogueira, M.G. 1999. A represa de Jurumirim (São Paulo): Primeira síntese sobre o conhecimento limnológico e uma proposta preliminar de manejo ambiental. In Henry, R. (ed.). Ecologia de Reservatórios: Estrutura, Função e Aspectos Sociais. Botucatu: FAPESP/FUNDBIO, p. 653-685.

Krebs, C.J. 1989. Ecological metodology. New York, Harper & Hall, 654p.

Langeani, F. C., R. M. C.; Oyakawa, O. T.; Shibatta, O. A.; Pavanelli, C. S.; Casatti, L.2007. Diversidade da ictiofauna do Alto Rio Paraná: composição atual e perspectivas futuras. *Biota Neotropica* 5.

Lowe-McConnell, R. H. 1999.Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais. Trad.: Vazzoler, A. E. A. M.; Agostinho, A. A.; Cunningham, P. T. M. São Paulo: EDUSP, 535p.

Lowe, W.H., Likens, G.E. 2005. Moving headwater streams to the head of the class. BioScience, 55(3), pp.196-197.

MacArthur, R. H. W., E.O. 1967. The theory of island biogeography. Princeton University Press, Princeton, New Jersey.

Meire, P. M., Dereu,J. 1990. Use of the Abundance/Biomass Comparison Method for Detecting Environmental Stress: Some Considerations Based on Intertidal Macrozoobenthos and Bird Communities. Journal of Applied Ecology 27:210-223.

Nelson, J. S. 1994. Fishes of the world. 3 edition. John Wiley and Sons, Inc., New York.

Nogueira, M.G., Jorcin, A. 2006. Contaminação dos sedimentos na bacia do rio Paranapanema (Sudeste, Brasil) por pesticidas sintéticos e metais e sua relação com os processos de eutrofização. Eutrofização na América do Sul: causas, consequências e tecnologia de gerenciamento e controle, Tundisi, JG, T. Matsumura-Tundisi, CS Galli (eds.) São Carlos: Instituto Internacional de Ecologia, pp.103-117.

Nogueira M.G, Henry R., Maricatto, F.E. 1999. Spatial and temporal heterogeneity in the Jurumirim reservoir, São Paulo, Brazil. *Lakes and Reservoirs: Research and Management*, 4(3-4): 107-120.

Oliveira, E.F., Goulart, E., Minte-Vera, C.V. 2003. Patterns of dominance and rarity of fish assemblage along spatial gradients in the Itaipu reservoir, Paraná, Brazil. *Acta Scientiarum Biological Sciences*, 25(1), pp.71-78.

Oliveira, E.F., Minte-Vera, C.V., Goulart, E. 2005. Structure of fish assemblages along spatial gradients in a deep subtropical reservoir (Itaipu Reservoir, Brazil-Paraguay border). *Environmental Biology of Fishes*, vol. 72, no. 3, pp. 283-304.

Orsi, M. L. S., O. A., Silva-Souza, A. T. 2002. Caracterização biológica de populações de peixes do rio Tibagi, localidade de Sertanópolis. In: Medri, M. E.; Bianchini, E.; Shibatta, O. A. & Pimenta, J. A. eds. A bacia do rio Tibagi. Universidade Estadual Londrina-PR.

Pandit, S., Kolasa. J. 2012. Opposite effects of environmental variability and species richness on temporal turnover of species in a complex habitat mosaic. *Hydrobiologia* 685:145-154.

Penczak, T., Agostinho, A.A., Gomes, L.C. and Latini, J.D. 2009. Impacts of a reservoir on fish assemblages of small tributaries of the Corumbá River, Brazil. *River Research and Applications*, 25(8), pp.1013-1024.

Pianka, E.R.1994. Evolutionary ecology. 5th ed. New York: Harper Collins.

Pough, F.H.; Janis, C.M.; Heiser, J.B. 2008.A vida dos vertebrados. São Paulo: Atheneu.

Reis, R.E., Kullander, S.O., Ferraris, C.J., 2003. Check list of the freshwater fishes of South and Central America. Edipucrs.

Siqueira, T., Bini, L.M., Roque, F.O., Marques Couceiro, S.R., Trivinho-Strixino, S. and Cottenie, K., 2012. Common and rare species respond to similar niche processes in macroinvertebrate metacommunities. *Ecography,* 35(2), pp.183-192.

Strahler, A.N., 1957. Quantitative analysis of watershed geomorphology. *Eos, Transactions American Geophysical Union*, 38(6), pp.913-920.

Terra, B.D. and Araújo, F.G., 2011. A preliminary fish assemblage index for a transitional river–reservoir system in southeastern Brazil. *Ecological Indicators,* vol. 11, no. 3, pp. 874-881.

Tessier, A., Descloux, S., Lae, R., Cottet, M., Guedant, P. and Guillard, J., 2016. Fish Assemblages in Large Tropical Reservoirs: Overview of Fish Population

Monitoring Methods. *Reviews in Fisheries Science & Aquaculture*, 24(2), pp.160-177.

Thornton, K.W., 1990. Perspectives on reservoir limnology. In: K.W. THORNTON, B.L. KIMMEL and F.E. PAYNE, eds. Reservoir limnology: ecological perspectives. Somerset: John Wiley & Sons, pp. 1-15.

Tundisi, J. G.; Matsura-Tundisi, T. 2008. Limnologia. São Paulo: Oficina de textos.

Vazzoler, A.E.A.M., 1996. Biologia da reprodução de peixes teleósteos: teoria e práctica. *Maringa, Universidade Estadual de Maringa*.

Vidotto, A. P. and Carvalho, E. D. 2007. Composition and structure of fish community in a stretch of the Santa Bárbara River influenced by Nova Avanhandava Reservoir (low Tietê River, São Paulo State, Brazil). *Acta Limnologica Brasiliensia* 19.

Warwick, R. M. 1986. A new method for detecting pollution efects on marine macrobenthic communities. *Marine Biology* 92.

Winemiller, K.O., 1989. Patterns of variation in life history among South American fishes in seasonal environments. *Oecologia*, 81(2), pp.225-241.

Yemane, D., J. G. Field & R. W. Leslie. 2005. Exploring the effects of fishing on fish assemblages using Abundance Biomass Comparison (ABC) curves. *ICES Journal of Marine Science* 62.

Zocchi P. 2002. Paranapanema: da nascente à foz. São Paulo: Horizonte Geográfico.

Capitulo 2

Padrão de distribuição da comunidade de peixes do Complexo Jurumirim

Resumo

Nós examinamos os efeitos de fatores ambientais e biológico em diferentes habitats (canal principal, tributários, lagoas marginais e represa) para identificar o papel da heterogeneidade ambiental na variação dos atributos ecológicos taxonômicos e funcionais, a fim de revelar o padrão de distribuição das espécies de peixes no Complexo de Jurumirim. Levantamentos da ictiofauna e medida de fatores ambientais foram realizados a cada três meses, entre abril de 2011 e janeiro de 2013, em 13 sítios usando redes de espera. O Número total de indivíduos, a riqueza de espécies e a Equitabilidade de Pielou foram usados como atributos ecológicos taxonômicos. Os nichos tróficos (carnívoros, insetívoros, herbívoros, detritívoros, etc.) foram representados pelo numero de indivíduos e usados como atributo funcional. Para mostrar a relação entre as espécies de peixes e heterogeneidade extrínseca, modelos lineares generalizados de efeitos mistos foram empregados. O número total de indivíduos e por nichos tróficos foram eficientes nos modelos de multifatores de influência do represamento e invasão de espécies. Os preditores afetam distintamente a abundancia total e cada nicho trófico. As mudanças sutis da diversidade taxonômica e a variação funcional como evidência de processos de heterotrofização e homogeneização na estrutura da comunidade de peixes destacam que a investigação dos nichos tróficos resulta numa compreensão mais detalhada entre a abundância de espécies e o ecossistema de reservatório, e beneficiam o planejamento da conservação.

Palavras-chave: fatores abióticos, índices ecológicos, niveis tróficos, represa.

Abstract

We analyzed the effects of environmental and biological factors in different habitats (main channel, tributaries, marginal lagoons and dam) to identify the role of environmental heterogeneity in the variation of ecological attributes (taxonomic and functional) on Jurumirim Complex. Fish survey and measure of environmental factors were performed to each three months, between April 2011 and January 2013, in 13 sites using gill nets. Total number of individuals, species richness and Pielou equitability were used as taxonomic attributes. The trophic niches (carnivores, insectivores, herbivores, detritivores, etc.) were represented by a number of individuals and used as functional attribute. In order to show the pattern of relationship between fish species and extrinsic heterogeneity, generalized linear models of mixed effect were employed. The total number of individuals and trophic niches were efficient in the models of multifactors influenced by the damming and the invasion of species. Predictors clearly affected total abundance and each trophic niche. Subtle changes in taxonomic diversity and functional variation, as evidence of heterotrophic and homogenization processes in the structure of the fish community, emphasize that the investigation of the trophic niches pattern results in a more detailed understanding between the abundance of species and the reservoir ecosystem and benefit the conservation planning.

Key words: abiotic factors, ecological indices, trophic levels, reservior.

Introdução

Há uma crescente conscientização sobre a importância da biodiversidade na estrutura e estado dos ecossistemas (Giller et al. 2004; Grime 1997). Sabemos também que as intervenções humanas influenciam a biodiversidade. A intervenção humana em sistemas de água doce é atualmente uma força motriz dominante, que leva à alteração do fluxo do rio (Meybeck 2003). Há boas evidências de que essas intervenções alteram as cadeias alimentares e o funcionamento ecológico, como por exemplo, podem afetar a oferta de habitats para o recrutamento de peixes, a retenção de carbono e a regulação do clima, bem como modificar a resiliência dos ecossistemas terrestres e aquáticos (Rockström et al. 2009). Nós, no entanto, não temos uma boa compreensão do que controla a biodiversidade ou quais métricas são mais adequadas para usar quando se considera a interação homem-biodiversidade. Ou seja, os índices ecológicos tradicionais são suficientes para dizer algo a respeito do impacto humano na distribuição de espécies?

A implantação de usinas hidrelétricas em bacias hidrográficas é uma ação antrópica que resulta na formação de grandes reservatórios que podem gerar impactos locais e em nível de âmbito global (Rockström et al., 2009) e muito importante nos estudos de ecologia de peixes e no manejo quanto ao uso da água.

Reservatórios são ambientes ecologicamente heterogêneos por causa de sua estrutura e dinâmica (Henry, 2014). Apresentam comportamento intermediário entre rios e lagos (Araújo-Lima et al 1995; Esteves 1998; Barrela & Petrere Jr. 2003) e formam um mosaico de ambientes diferentes. Esses ambientes são estruturados ao longo de um gradiente de três compartimentos limnologicamente distintos mas que interagem: o trecho fluvial, caracterizado pela alta produtividade primária e cujo processo predominante é o transporte de sedimentos a jusante; o trecho de transição, onde predominam os processos de deposição de sedimentos com a produtividade primária mais elevada e, o trecho lêntico, de maior profundidade, onde pode-se desenvolver forte estratificação vertical e cuja baixa produtividade é devida à limitação por nutrientes (Henry, 1995; Zanata & Espíndola 2002). Frequentemente,

observa-se lagoas marginais junto à calha do eixo principal dos reservatórios e também na zona de desembocadura de seus tributários. As lagoas marginais são locais de maior produtividade primária que podem acumular sedimento advindo da bacia de drenagem (Henry, 2014).

O reservatório de Jurumirim, no Alto rio Paranapanema, São Paulo, Brasil, é um modelo que mostra a complexidade de ambientes lóticos e lênticos associados. No entanto, estudos ecológicos e ictiofaunísticos de reservatórios têm sido realizados em sistemas pequenos ou nos distintos tipos de ambientes associados (represa, calha principal, lagoas marginais e tributários) separadamente.

O que propomos neste trabalho é abordar conjuntamente os ambientes distintos associados a uma represa (trechos lóticos de tributários, lagoas marginais e os diferentes compartimentos do reservatório) e caracterizar a ictiofauna num sistema aquático grande e complexo em hidrohabitats. Quanto maior a amplitude de variação ambiental, mais será possível evidenciar os limites de tolerância de distribuição das espécies (Guisan & Thuiller, 2005; Franklin, 2010; Hartley et al., 2010). Há de se considerar a importância dos diferentes ambientes analisados, pois estes podem ser utilizados pelas diferentes espécies para completar seu ciclo de vida, dependendo ou não da fase de desenvolvimento nas quais elas se encontram (Kipper et al., 2011). Ambientes com condições específicas de habitats, aumentam o acervo de recursos disponibilizados para a alimentação, para o refúgio e para a reprodução (Lowe-McConnell, 1999; Orsi et al., 2004). Esperamos que os ambientes estudados se mantenham favoráveis às expectativas de presença de espécies de peixes nativas e não nativas, e que permitam identificar mudanças sutis na diversidade das espécies (Gillette et al., 2005; Anderson et al., 2006; Helms et al., 2011), que podem estar associados com mudanças graduais das condições ambientais (Vašek et al., 2016).

O objetivo deste estudo é comparar os diferentes atributos ecológicos (taxonômicos e funcionais) e caracterizar a relação de fatores extrínsecos com a diversidade e com os nichos tróficos de peixes do reservatório de Jurumirim. As

seguintes questões serão consideradas: (a) a estrutura das assembleias de peixes é afetada pelas condições ambientais do represamento (Wootton et al., 1996; Osmundson et al., 2002) e pela presença de espécies de peixes não nativas (Vander Zanden et al., 1999; Gozlan, 2010; Britton & Orsi, 2012)? Estudos anteriores mostram a baixa diversidade e dominância de algumas espécies em condições represadas (Alexandre et al., 2012; Clarke & Warvwick, 1994); (b) há variabilidade espacial na distribuição de diferentes níveis tróficos? Esta possibilidade é esperada, pois a introdução de espécies não-nativas e a alteração no fluxo de água são responsáveis também pelas mudanças das cadeias alimentares, tendo em vista que interações interespecíficas são mais variadas e a dispersão da cadeia alimentar poderia ser muito mais evidentes em habitats ribeirinhos que em reservatórios (Mercado-Silva et al., 2008).

Propomos também contextualizar as relações ambiente-peixe com os processos de que ocorrem associados ao represamento para mostrar como o padrão espacial atual pode ser explicado pelo padrão temporal de formação das represas descrito anteriormente por Agostinho et al. (2015).

Material e métodos

(a) Local de estudo

A amostragem de peixes e a medição das variáveis abióticas foram realizadas em 13 trechos de zona litoral de diferentes ambientes: um na lagoa Sete Ilhas, um lagoa Poço das Pedras, dois no canal principal do rio Paranapanema; três no corpo do reservatório Jurumirim; três no rio Taquari e três no ribeirão dos Veados (Figura 1 e Tabela 1).

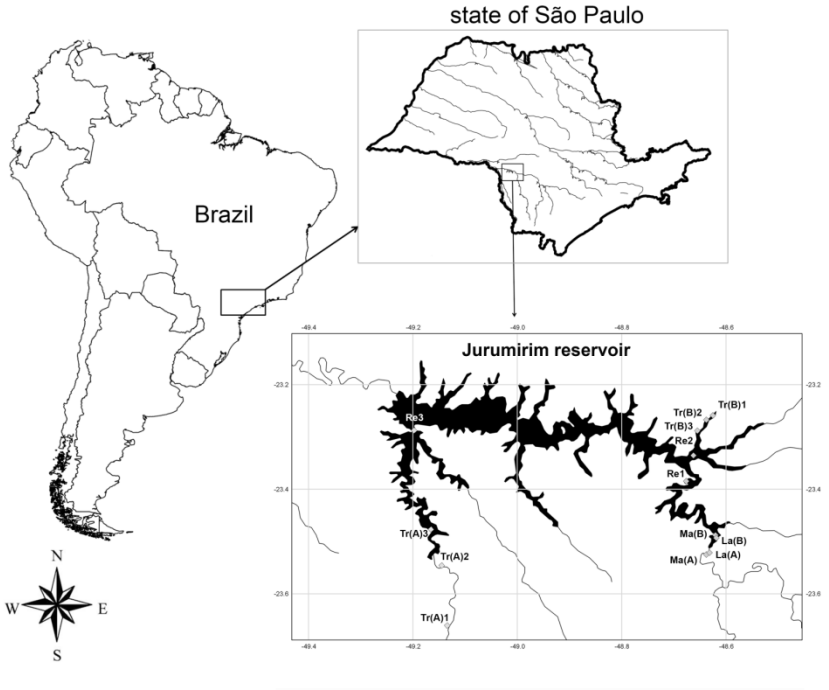


Figura (Cap.2) 1: Mapa de localização de todos os sítios de amostragem no complexo Jurumirim, São Paulo, Brasil (La(A) –7 Ilhas, La(B) - Poço das Pedras. Ma(A) - Paranapanema 1, Ma(B) - Paranapanema 2, Re1- Jurumirim 1, Re2- Jurumirim 2, Re3- Jurumirim 3, Tr(A)1- Taquari 1, Tr(A)2- Taquari 2, Tr(A)3- Taquari 3, Tr(B)1- Veados 1, Tr(B)2- Veados 2, Tr(B)3- Veados 3).

Os trechos estudados foram escolhidos por dois motivos principais: (a) locais com profundidade mínima que permitam manter a similaridade do padrão de captura com o aparato de rede de espera, que inclua malhas superiores; (b) locais com ampla variabilidade nos diferentes aspectos limnológicos e tipos de habitats aquáticos presentes no Complexo de Jurumirim (Tabela 1).

Na tabela 1, as características qualitativas de cada trecho amostral são apresentadas. Parâmetros de qualidade da água e demais variáveis apresentadas na tabela 2 permitiram a distinção de cada trecho dos ambientes aquáticos estudados.

Tabela (Cap.2) 1: Descritores qualitativos dos trechos estudados no Complexo Jurumirim: aspectos limnológicas e tipos de habitats aquáticos.

Sítios	Aspecto Limnológico	Tipo de habitat
Paranapanema 1	lótico	canal principal e retilíneo
Paranapanema 2	lótico	canal principal meândrico
7 Ilhas	lênticos	lagoa marginal de margem tendendo a circular
Poço das Pedras	lênticos	lagoa marginal de margem irregular
Jurumirim 1	lênticos	represa, trecho na zona de desembocadura do rio formador
Jurumirim 2	lênticos	represa, trecho com fragmento florestal na zona marginal
Jurumirim 3	lênticos	represa, trecho próximo da barragem
Taquari 1	lótico	tributário, trecho retilíneo e raso e, com fragmento florestal na margem
Taquari 2	Transição lótico/ lênticos	tributário, trecho meândrico e profundo
Taquari 3	lênticos	Tributário, trecho no inicio de planície inundada
Veados 1	lênticos	tributário, trecho meândrico e raso
Veados 2	lênticos	tributário, trecho no início de planície inundada
Veados 3	lênticos	tributário, trecho em planície inundada e larga

Tabela (Cap.2) 2: Equipamento e metodologia usada para obter dados de fatores ambientais.

Fatores ambientais	Medição		Unidade de Medida
	Equipamento ou Metodologia	Local	
Abióticos			
ParâmetrosFísico-químicos da água			
Transparência	disco de Secchi	Campo	m
oxigênio dissolvido	sonda multiparâmetros HORIBA	Campo	mg/L
Temperatura	sonda multiparâmetros HORIBA	Campo	°C
condutividade elétrica	sonda multiparâmetros HORIBA	Campo	µS/cm
pH	sonda multiparâmetros HORIBA	Campo	pH
Nutrientes, seston e biomassa do fitopâncton na água			
Fósforo total	Golterman et al., 1978	Laboratório	µg/L
Nitrogênio total	Golterman et al., 1978	Laboratório	µg/L
material em suspensão	Teixeira et al., 1965	Laboratório	mg/L
clorofila-a	Golterman et al., 1978	Laboratório	µg/L
Sedimento de fundo			
Granulometria	Wentworth (1922) e Suguio (1973)	Laboratório	%
Matéria orgânica	Wentworth (1922) e Suguio (1973)	Laboratório	%
Bióticos			
peixes não nativos	identificação de espécies - Langeani et al. (2007), Reis et al. (2003).	Campo	Binária (Presença (1) e ausência (0))

(b) A ictiofauna e dieta

As amostragens de peixes foram realizadas a cada três meses entre abril de 2011 a janeiro de 2013, usando redes de espera (de 3 a 14 cm, malha expostas por 18 horas, verificado uma vez por dia). Os peixes foram identificados com o auxílio de guias de identificação (Britski et al., 1988; Reis et al., 2003; Graça & Pavanelli, 2007).

O trato digestivo de cada indivíduo foi removido e fixado em formaldeído a 4% para análise posterior. Os conteúdos estomacais foram analisados no laboratório usando um microscópio estereoscópico e se necessário um microscópio óptico. Os itens

alimentares foram ponderados utilizando balança analítica e depois expressos pelo Índice Alimentar (IA%) proposto por Kawakami & Vazzoler (1980).

(c) Atributos ecológicos e categorias tróficas

Os atributos ecológicos clássicos, como a diversidade taxonômica, o número de espécie registradas em cada amostragem e a Equitabilidade de Pielou foram descritos (Krebs 1989).

Para cada espécie de peixe (Tabela S2 em anexo), o grupo trófico, em que se enquadra, foi determinado por meio de um dos dois métodos descritos a seguir na dependência do número de indivíduos capturados. O primeiro método foi usado para as espécies com um número de indivíduos maiores que 4 que apresentaram algum conteúdo estomacal. Para estas espécies, aplicamos o Índice Alimentar para determinar o grupo trófico com base na porcentagem maior ou igual a 50% entre itens consumidos. Este método foi aplicado para 60% do total de espécies coletadas.

Para os outros 40% das espécies, aplicamos o segundo método. Neste caso, nós definimos o grupo trófico das espécies, baseado em informações da literatura de estudos publicados antes de 30 de dezembro de 2015, como artigos em periódicos, teses universitárias, livros e na plataforma *FishBase*.

Classificamos os grupos de espécies nas seguintes categorias tróficas: detritívoros, para as espécies que se alimentam de detritos ou sedimento (Merona & Rankin-de-Merona, 2004); herbívoros, quando a alimentação é de origem vegetal (Castro & Casatti, 1997); insetívoras, para as espécies que comem insetos; piscívoros, para as espécies que se alimentam de peixes (Williams et al., 1989); onívoro, variando entre herbivoria, insetivoria e detritos (Merona & Rankin-de-Merona, 2004), e iliófagos, para, espécies que se alimentam de lodo (Hahn et al., 1998).

(d) Fatores ecológicos

Os fatores abióticos locais afetam tanto a riqueza como a abundância relativa de espécies de peixes (Tonn, 1990; Griffiths, 2011; Texeira-de-Melo et al., 2012). As variáveis ambientais em condições de represamento constituem um conjunto de fatores eventualmente limitantes para a distribuição da icitiofauna residente na zona de transição rio-represa (Oliveira & Goulart, 2000). Onze parâmetros abióticos, físicos e químicos, nutrientes da água e caracterização do sedimento de fundo, listados na Tabela 2, foram considerados para verificar a sua eventual influência nas comunidades de peixes nos habitats estudados.

Peixes introduzidos em reservatórios pelas atividades de aquicultura e pesca esportiva são potencialmente altamente invasores e nocivos para a diversidade de peixes nativos de corpos d'água invadidos (Gozlan, 2010; Britton & Orsi, 2012). Peixes liberados pela pesca esportiva, tais como as espécies de *Cichla*, são piscívoros; ocupam níveis tróficos relativamente elevados, e, portanto, seu principal impacto é a predação (Santos et al., 1994). As consequências da predação são a redução na abundância das populações de peixes-presas, o que pode acarretar uma ameaça na diversidade de peixes nativos (Godinho et al., 1994; Latini & Petrere, 2004; Pelicice & Agostinho, 2009). Ao contrário, os peixes introduzidos pela aquicultura, como a espécie *Oreochromus niloticus*, alimentam-se de níveis tróficos mais baixos. Por isso, as suas consequências ecológicas negativas sobre a diversidade são indiretas, que ocorre por redução de produção de matéria orgânica pela produção primária, devida à diminuição da transparência da água (Gurgel & Fernando, 1994; Canonico et al., 2005; Figueredo & Giani, 2005; Attayde et al., 2007; Okun et al., 2008; Vitule et al., 2009). Por isso incluímos em nossa análise, a influência da presença de espécies não nativas *Cichla kelberii* e *Oreochromus nilotucus* (Figura S1), como fator biótico, afetando não somente a diversidade geral de peixes no Complexo Jurumirim, como os grupos tróficos das espécies.

(e) Análise estatística

Uma análise "*Non-metric multidimensional scaling*' (NMDS)" foi realizada para a ordenação da distribuição espacial da ictiofauna com base na distância de Bray-Curtis e plotada em duas dimensões. A medida de distância Bray-Curtis foi utilizada porque é robusta para a variação do esforço de amostragem empregada no estudo e apropriada para dados não padronizados (Faith et al., 1987). A NMDS usa um procedimento de permutação (aqui usamos 999 permutações) para encontrar a colocação ótima de sítios e de espécies, de forma que as composições de espécies mais semelhantes entre dois sítios, o plote da NMDS apresente estes mesmos sítios mais próximos no espaço bidimensional (Oksanen, 2015).

Para mostrar a relação entre peixes e heterogeneidade ambiental nos sistemas aquáticos estudados, foi utilizado o modelo linear misto genérico ("*generalized linear mixed model*"', GLMM). Modelos lineares mistos são ideais nas análises de dados mensurados em locais distintos no espaço pré-georeferenciados ao longo do tempo de estudo (Logan, 2011). Neste trabalho, esses modelos foram empregados com o intuito de considerar os meses (épocas da amostragem) e sítios, como resultado da dependência de tempo e espaço e incluí-los como efeitos aleatórios hierárquicos (Zuur et al., 2009).

A interceptação dos efeitos aleatórios foi verificada visualmente, com intervalos de confiança de 95% em relação à média de interceptação (Veja Material Suplementar na Fig. S4). Vários modelos GLMM foram gerados, cada um com uma variável dependente diferente: riqueza, Equitabilidade de Pielou, abundância total e de cada grupo trófico, como variáveis respostas. Estes dados foram verificados quanto à multicolinearidade (Tabela S3- Material suplementar); foram também avaliados quanto à normalidade e à homogeneidade de variância e seus '*outliers*' foram identificados (Figura S2- Material suplementar). Além disso, os dados foram transformados em log (x + 1), se necessário, para atender os pressupostos de regressão múltipla.

Medidas em escala contínua foram transformadas de acordo com suas distâncias com zero central e dimensionadas para ter um desvio padrão e simplificar a

interpretação dos coeficientes de regressão para as relações não lineares (Keith et al., 2015). Características categóricas foram adicionados ao modelo como fatores (Keith et al., 2015). Correlações de Pearson e de Spearman foram utilizados a priori para testar a linearidade de variáveis de previsão e foram considerados problemáticos se r>0,6 (Bolker 2008). No caso da colinearidade, a característica escolhida para inclusão no modelo foi a caractéristica com o significado biológico mais claro. OD e transparência da água foram excluídos (Tabela S3- Material suplementar).

Todos os fatores foram testados para relações lineares ou quadráticas sendo que os valores de BIC (critério de informação Bayensiano) < 3 são expressos por relações lineares, e > 3 expressam relações quadráticas. O modelo completo incluiu todas as interações entre fatores que apresentam características biologicamente plausíveis e envolvem todas as combinações associadas ao estado trófico do corpo d'água e à composição do sedimento como reflexos do impacto causado pelo represamento.
A variância explicada por variáveis aleatórias foi estimada pela sobreposição dos intervalos de confiança de 95% para a interceptação estimada. Se a variação foi baixa, o efeito aleatório foi removido de modelos subsequentes para evitar o excesso de inflação da variância explicada devido a um elevado número de parâmetros (Zuur et al., 2009).

Para encontrar o melhor modelo preditivo, foram selecionados modelos baseados nos modelos médios citados por Burnham & Anderson (2002) e nas médias com base no valor de BIC. Na seleção de modelos, o escolhido apresenta menor valor de BIC e delta igual a zero (Pinheiro & Bates, 2000) (Tabela S4- Material suplementar).

Foram calculados intervalos de confiança de 95% para os coeficientes do modelo médio (Zuur et al. 2009) para detectar os fatores que contribuíram significativamente para o modelo preditivo quando seus intervalos de confiança não se sobrepuseram a zero (Tabela S5- Material suplementar).

A variância explicada para variáveis aleatórias foi estimada pela sobreposição dos intervalos de confiança (Figura S3- Material suplementar). Se a variação foi baixa, o efeito aleatório foi removido de modelos subsequentes para evitar o excesso de inflação da variância (Zuur et al., 2009).

Todas as análises foram realizadas no programa R versão 3.1.1 (R Development Core Team) usando os pacotes vegan (Oksanen et al. 2015), lme4 (Bates et al. 2012), MuMIn (Barton 2012), effects (Fox 2003), visreg (Breheny & Burchett 2013), car (Fox & Weisberg 2011), plotrix (Lemon 2006) e ggplot2 (Wickham 2009).

Declaração de Ética Animal

De acordo com o comitê de ética animal, as coletas deste trabalho foram autorizadas pelo SISBIO (Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade) vinculado ao IBAMA (Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis), órgão governamental brasileiro que trata das políticas ambientais. A licença SISBIO tem o número de registro: 15549-1.

Resultados

Padrão espacial da abundância de espécies

A NMDS (0,10 de estresse) mostra a ordenação da abundância das espécies por tipo de habitats nos seus dois primeiros eixos (Figura 2). O conjunto de espécies formadas por Etri, Shil, Lstr, Hreg, Pava, Loct, Rdor, Hpau, Hanc, Rque e Ccal está situado em posição de maior proximidade de sítios representativos do rio e de zona de transição, e no ambiente, representa uma tendência de abundância mais elevada em condições lóticas e semilóticas. As demais espécies e o maior grupo de peixes estão posicionados em locais mais próximos da represa e das lagoas marginais, e, portanto, a abundância é mais elevada em condições lênticas.

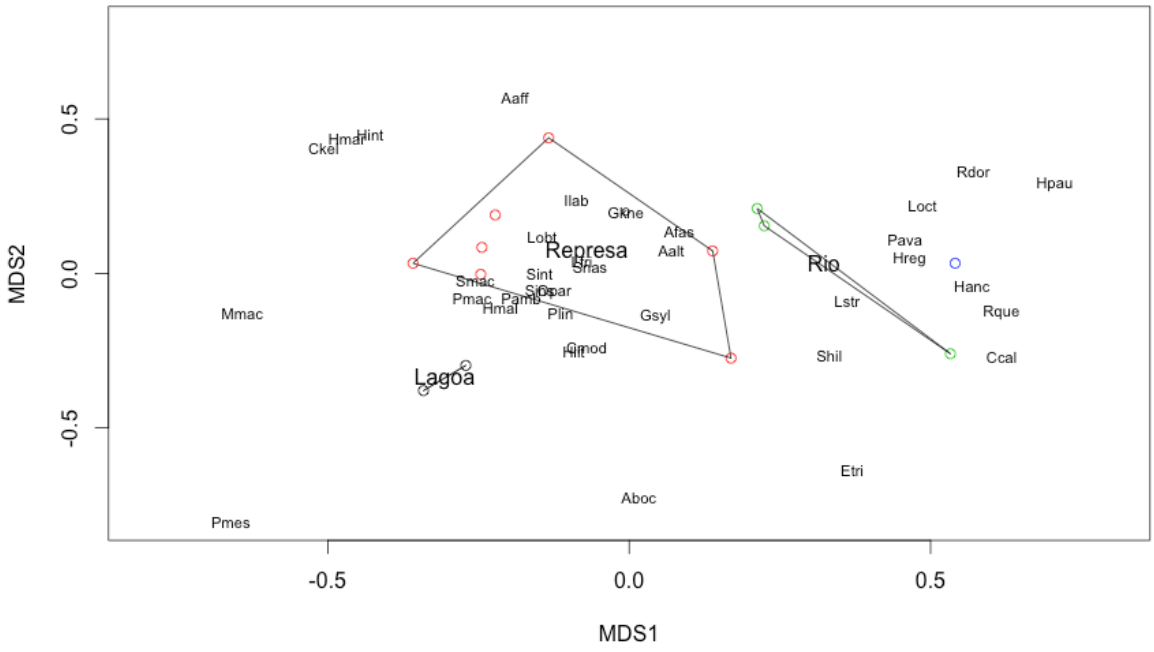


Figura (Cap.2) 2: Ordenação de abundância das espécies de peixes pela NonMetric Multidimensional Scaling (NMDS) através das distâncias Bray-Cutis (k = 2, estresse ≈ 10%). A ordenação é baseada na abundância de 37 espécies de peixes amostrados em 13 locais no Complexo Jurumirim, Alto rio Paranapanema, São Paulo, Brasil. Espécies de peixes são plotados em cor preta e letra menores. Os sítios amostrais são apontados através de círculos coloridos. As linhas que os conectam, representam os diferentes tipos de habitats: ”Represa” em vermelho, ”Lagoas” em preto, ”Rio” em verde e zona de ”Transição” representando o único ponto em azul.

Modelos lineares generalizados de efeito misto

A relação entre a riqueza de espécies, a Equitabilidade, o número total de indivíduos, os nichos tróficos e preditores ambientais foram estimados para identificar os efeitos que determinam a estrutura de comunidade de peixes. A seleção de modelos foi feita com base nos valores de BIC (critério de informação Bayensiano). Quanto menor o valor, melhor o ajuste no modelo final (Pinheiro & Bates, 2000) (tabela S4 – material suplementar).

Os resultados dos modelos finais e dos testes estão apresentados na tabela 3 e tabela (S6 – material suplementar). Os modelos apresentam uma grande variação explicada pelos efeitos aleatórios (Figura S3- Material suplementar), tendo em vista a porcentagem de variância explicada marginal (R^2m – que considera apenas as variáveis de efeito fixo) ser menor que a condicional (ou seja, uma vez que os efeitos aleatórios estão incluídos) (Tabela 3). Isto pode ser explicado pelo fato dos fatores analisados serem indiretamente relacionados com os dados biológicos.

A variação espacial foi mais conspícua que a sazonal; os sítios apresentam mais variação do que os meses, exceto para a riqueza de espécies.

Fatores determinantes da distribuição de peixes

Mesmo com a forte influência dos efeitos aleatórios, o efeito misto (fixo+aleatório) mostrou que é possível estabelecer uma correlação significativa entre efeitos fixos e algumas variáveis respostas (Tabela S5).

A riqueza de espécies e a Equitabilidade de Pielou não apresentaram relação significativa com as variações ambientais e com a presença de peixes não-nativos. O número de indivíduos total e por nichos tróficos mostrou diferentes relações com as variáveis ambientais. Os atributos taxonômicos (a riqueza de espécies, a Equitabilidade e o número total de indivíduos) não foram sensíveis às variáveis fósforo total e peixes não-nativos, mas com alguns dos nichos tróficos (Tabela 3). Isto mostra a eficiência das medidas funcionais para estabelecer o padrão de distribuição de nichos tróficos sob influencia de fósforo dissolvido e do impacto de introduções.

A temperatura da água correlacionou negativamente com o número total de indivíduos e os peixes onívoros, e positivamente com os detritívoros e os iliófagos. A condutividade elétrica da água esteve relacionada negativamente com os herbívoros e insetívoros e positivamente com os detritívoros. O pH da água foi associado negativamente com os herbívoros e os onívoros e positivamente com o número total

de indivíduos, os detritívoros, insetívoros e piscívoros. O teor de fósforo total na água foi negativamente relacionado aos peixes detritívoros e iliófagos e positivamente aos herbívoros e insetívoros. O teor de nitrogênio total teve relação negativa significativa com o número total de indivíduos, os detritívoros, herbívoros, onívoros e piscívoros. A clorofila-a presente na água revelou relação negativa com o número total de indivíduos, os detritívoros e iliófagos, positiva com os onívoros. A granulometria de sedimento representada por areia muito fina mostrou ter relação negativa com o número total de indivíduos, os detritívoros, herbívoros e onívoros. A presença de peixes não-nativos teve relação negativa com os detritívoros e herbívoros, e positiva com os iliófagos e piscívoros (Tabela 3).

O efeito das interações, mostrou como um fator se torna mais limitante para a abundância a partir do aumento ou decréscimo de outro fator ambiental.

O número total de indivíduos tende a diminuir com valores elevados de clorofila-a, mas mostra tendência em valores mais elevados com o aumento de fósforo total (Fig.3.a) e de nitrogênio total (Fig.3.b), mesmo com clorofila-a alta. Valores mais baixos no número total de indivíduos com o aumento de areia muito fina e de matéria orgânica são esperados (Fig.3.c).

O número de detritívoros apresenta tendência em diminuir com valores elevados de fósforo total e nitrogênio total (Fig.4.a). Os seus valores tendem em aumentar com valores elevados de condutividade elétrica e baixos de pH, mas diminuem com o aumento do pH, mesmo com valores elevados de condutividade elétrica (Fig.4.b). Para a interação condutividade elétrica e temperatura, não foi encontrada correlação significativa (Fig.4.c). Os valores se mantem baixos com o aumento da temperatura e em baixa concentração de nitrogênio total. Com aumento de nitrogênio total, os valores de detritívoros aumentam, mesmo com o aumento de temperatura (Fig.4.d).

Os herbívoros mantem sua abundância baixa quando o teor de nitrogênio total é baixo, mesmo quando a clorofila-a aumenta. Em teor elevado de nitrogênio total, a

abundância aumenta, mesmo com elevação da clorofila-a (Fig.4.e). A abundância é muito baixa, quando o teor de fósforo (Fig.4.f) e a temperatura (Fig.4.h) são baixos, mesmo com o aumento do nitrogênio total. Mas quando o fósforo total e a temperatura são elevados, a abundância de herbívoros é alta, mesmo com uma diminuição no teor de nitrogênio total. A abundância de herbívoros é alta quando os valores de areia muito fina e de matéria orgânica são baixos (Fig.4.g).

Os iliófagos apresentam baixas abundâncias quando o nível de nitrogênio total é baixo, mesmo com a clorofila-a aumentando. Com valores elevados de nitrogênio total, a abundância aumenta, e a clorofila-a também (Fig.4.i). Em níveis baixos de fósforo total, a abundância de iliófagos tende em aumentar, mesmo com o aumento de nitrogênio total. Com valores elevados de fósforo total, a abundância de iliófagos é pequena, mesmo com a variação de nitrogênio total (Fig.4.j).

Os insetívoros apresentam abundância baixa quando os teores de fósforo total são baixos, mesmo quando o aumento nitrogênio total aumenta. Com valores elevados de fósforo total, a abundância de insetívoros aumenta com a diminuição de nitrogênio total (Fig.4.k).

Os onívoros diminuem, em baixos níveis de nitrogênio total, mesmo com o aumento de clorofila-a. Este grupo trófico aumenta a sua abundância quando os valores de nitrogênio total são altos, mesmo com o aumento da clorofila-a (Fig.4.l).

Os piscívoros aumentam com o aumento da temperatura e em baixo nível de nitrogênio total. Em nível elevado de nitrogênio total, a abundância se mantem baixa, mesmo com o aumento da temperatura (Fig.4.m). O baixo valor de condutividade elétrica, mantem a abundância baixa, mesmo com o aumento de pH. Em nível elevado de condutividade elétrica, a abundância aumenta com o aumento de pH (Fig.4.n).

Tabela (Cap.2) 3: Síntese das estatísticas dos modelos finais de previsão dos atributos ecológicos e funcionais. (variáveis respostas: S – número de espécies, J- Equitabilidade de Pielou, N. Numero total de indivíduos, Det - detritívoros, Her - herbívoros, Ili - iliófagos, Ins - insetívoros, Oni – onívoros e Pis – piscívoros; meses – desvio padrão da variação de meses, Sítios - desvio padrão da variação de sítios, R2m – porcentagem de variância explicada marginal, R2c - porcentagem de variância explicada condicional, df.resid – grau de liberdade residual, desvio- , logLik – probabilidade em log, BIC – critério de informação Bayensiano).

	S	J	N	Det	Her	Ili	Ins	Oni	Pis
Intercepto	**2.62**	**0.78**	**4.82**	**3.18**	**3.57**	-0.20	**0.56**	**2.91**	**2.67**
temperatura	0.06	0.03	**-0.10**	**0.70**	0.02	**0.42**	0.25	**-0.43**	0.10
condutividade elétrica	0.02	0.00		**0.20**	**-0.37**		**-0.62**	-0.09	0.11
pH	-0.02	-0.01	**0.07**	**0.47**	**-0.13**		**0.36**	**-0.37**	**0.29**
Fósforo total	-0.03	0.00	0.00	**-0.12**	**0.18**	**-0.62**	**0.28**		0.06
Nitrogênio total	-0.02	0.01	**-0.30**	**-0.27**	**-0.17**	0.30	-0.23	**-0.72**	**-0.28**
clorofila-a	-0.05	0.02	**-0.06**	**-0.15**	-0.06	**-0.44**	0.17	**0.12**	
Granulometria	0.00	0.01	**-0.26**	**-0.41**	**-0.62**			**-0.33**	-0.10
Matéria orgânica	0.02		**-0.18**		**-0.40**	**-0.78**	**-0.60**		0.07
peixes não nativos	-0.08	0.02	0.03	**-0.32**	**-0.40**	**1.49**			**0.37**
clorofila-a X Fósforo total			**0.13**						
clorofila-a X Nitrogênio total			**0.38**		**0.45**	**0.61**		**0.48**	
Matéria orgânica X Granulometria			**-0.07**		0.06				
Nitrogênio total X Fósforo total				**-0.59**	**-0.20**	-0.14	**-0.91**		
condutividade elétrica X pH				**-0.37**					0.15
condutividade elétrica X temperatura				-0.10					
Nitrogênio total X temperatura				**0.73**	**-0.15**				-0.07
Meses	0.02	0.03	0.37	0.60	0.21	0.84		0.94	0.38
Sítios		0.06	0.45	1.35	0.53	2.05	1.06	0.51	0.39
R^2m	0.08	0.13	0.39	0.30	0.33	0.62	0.30	0.39	0.60
R^2c	0.08	0.60	0.54	0.74	0.33	0.76	0.62	0.89	0.69
df.resid	38	37	35	34	33	38	39	39	36
desvio	249.95	-122.58	887.57	508.96	722.21	241.45	196.73	408.47	412.03
logLik	-124.97	61.29	-443.78	-254.48	-361.11	-120.72	-98.37	-204.23	-206.01
BIC	292.76	-14.84	942.05	567.34	784.48	284.26	235.65	447.38	462.62

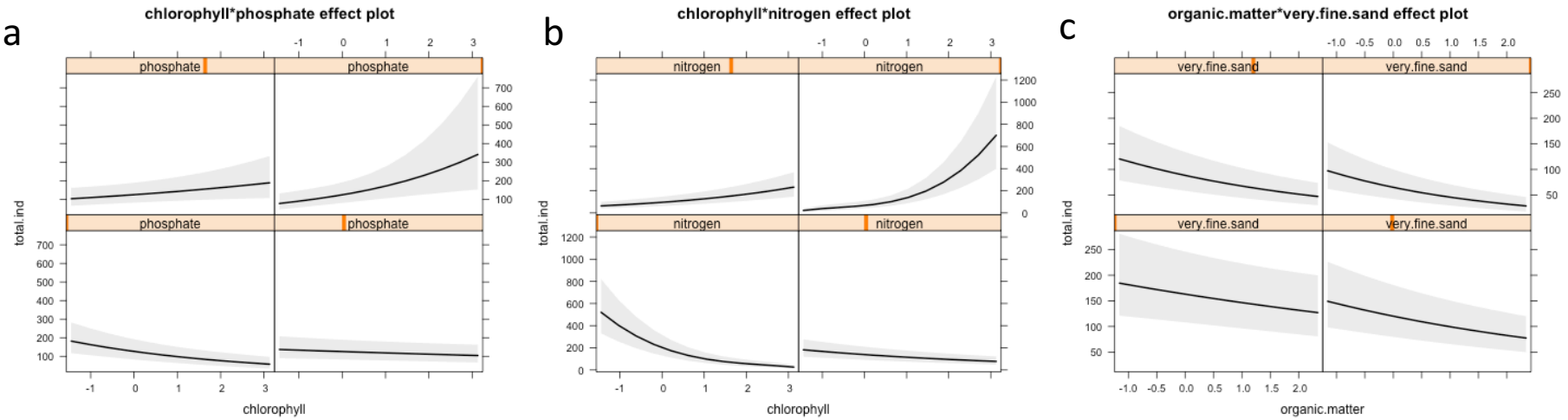


Figura (Cap.2) 3: O efeito de interações de variáveis ambientais (eixo x) e respostas (eixo y) através do Modelo de Número de indivíduos totais (total.ind). A linha preta mostra a mudança na variável resposta em função da variável preditiva, quando a outra variável de previsão integrada é mantida constante (na caixa laranja). As curvas cinzas mostram os limites de confiança de 95% para os valores de resposta prevista. (”clorofila” refere-se a clorofila-a; ”phosphate” ao fósforo total; ”nitrogen” ao nitrogênio total; ”organic.matter” à matéria orgânica; ”very.fine.sand” à percentagem de areia muito fina).

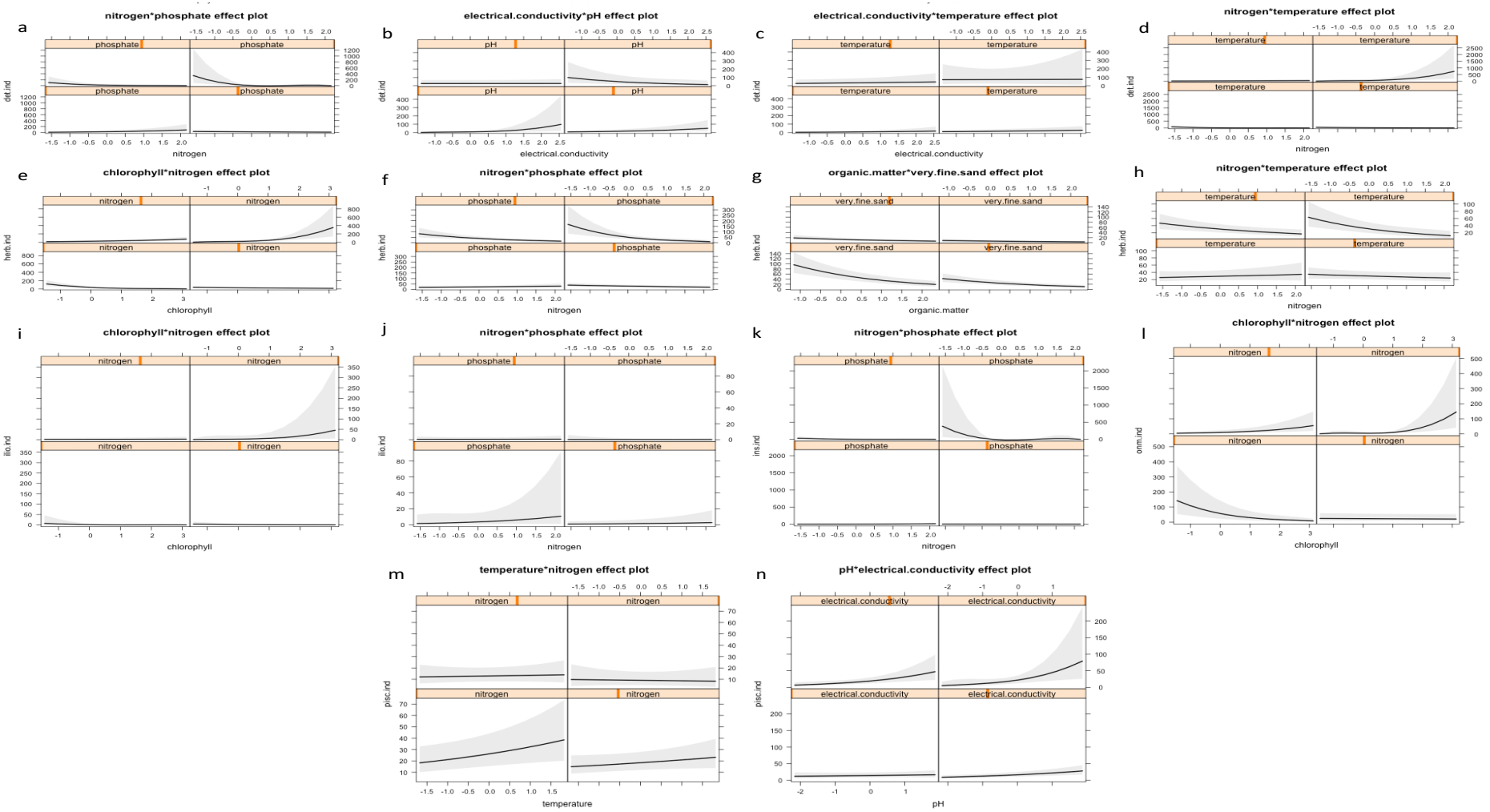


Figura (Cap.2) 4: Modelos de nichos tróficos. Detritívoros (”a”, ”b”, ”c” e ”d”); Herbívoros (”e”, ”f”, ”g” e ”h”); Iliófagos (”i”, ”j”); Insetívoros (”k”); Onívoros (”l”); Piscívoros (”m” e ”n”).

Discussão

A heterogeneidade ambiental no reservatório de Jurumirim

As distinções nos tipos de habitats e de condições hidrológicas são impostas pelo represamento. Habitats aquáticos relativamente estáveis com sistema de reciclagem de material fechado, fonte de energia autóctone, menor flutuação de nível de água e locais de nidificação de peixes limitados a zona litorânea são representados por condições semi-lênticas e lênticas (reservatório e lagoas marginais). Habitats lóticos são caracterizados por apresentar fluxos unidirecionais de água, sistema de reciclagem de material aberto, presença de materiais alóctones e autóctones, maior variação do nível da água e presença de águas rasas (Matthews, 1998). Neste estudo, foram representados por calhas de rios tributários e trechos de transição entre lênticos e lótico.

Reservatórios (em especial aqueles com elevado tempo de residência da água) e lagoas marginais apresentam características lênticas similares, mas são distintas em termos de processo de formação, tamanho e aspecto trófico. Reservatórios oligotróficos profundos apresentam água pobre em nutrientes, grande hipolímnio e transparência. Lagoas marginais são geralmente ambientes eutróficos com água rica em nutrientes, ampla zona litorânea, hipolímnio reduzido (quando presente) e transparência limitada (Matthews, 1998). Uma vez que existem características distintas entre os ambientes estudados, as características físicas e químicas da água, sedimento e da biota local são detectáveis (tabela S1).

Composição de peixes

A distribuição das espécies de peixes no Complexo Jurumirim e outros habitats circundantes (lagoas, rio e zonas de transição) é caracterizada pela variação na sua composição. A mudança na composição implica que a segregação em tipos distintos de habitats e nas condições lênticas impostas pelo represamento afetou a assembleia de peixes. As espécies de peixes que tiveram maior abundância em

condições semi-lênticas e lênticas (o reservatório e lagoas marginais) não foram as mesmas que tiveram abundância elevada nos ambientes lóticos e semilóticos (rios e zonas de transição).

A elevada abundância de *Salminus hilarii*, (Shil na figura 2), um peixe de migração de longa distância, é restrita a ambientes lóticos. *Pimelodus maculatus* (Pmac), *Prochilodus lineatus* (Plin)*, Piaractus mesopotamicus* (Pmes) and *Leporinus obtusdens* (Lobt) foram encontrados em habitats lênticos com maior abundância. Estas espécies estão adaptadas nesta condição (Cordiviola, 1992) e algumas, como *P. maculatus,* são constituintes importantes da fauna de águas lênticas, incluindo grandes reservatórios (Ramos et al., 2011). *P. lineatus* utiliza habitats lênticos para alimentação (Capeleti & Petrere Jr., 2006) e *L. obtusdens* pode ter recrutamento favorável em condições lênticas (Araya et al., 2005). Estas duas espécies são exemplos de espécies migratórias de longa distância, resilientes do pós-represamento.

As espécies migradoras de longa distância são as mais afetadas na formação dos reservatórios devido ao bloqueio para a sua passagem, pela ruptura da conectividade longitudinal e lateral do rio e suas várzeas (Lucas & Baras, 2001), e que acarreta em rotas alteradas e na fragmentação das populações (Makrakis, 2007).

Comparação entre diversidade taxonômica e funcional

Os atributos ecológicos clássicos ou taxonômicos não demonstraram o efeito dos aspectos ambientais na diversidade de peixes de água doce. Quando isso acontece, é necessário encontrar outra maneira de mostrar a influência do represamento no impacto na diversidade de peixes de água doce. Nossos resultados são amplamente consistentes e mostra a deficiência no emprego da diversidade clássica ou taxonômica para explicitar padrões de peixes no ecossistema de reservatórios. Diversos autores utilizam a diversidade funcional como medida (Petchey & Gaston, 2002b; Díaz & Cabido, 2001; Cianciaruso et al., 2009).

A abordagem funcional permite detectar padrões em assembleias (Poff, 1997; Harris, 1999; Fox & Brown, 1993, 1995; Brown et al., 2000) e fornece uma compreensão mais abrangente das comunidades (Ricklefs et al., 1987; Schlosser, 1987; Winemiller & Pianka, 1990; Simberloff & Dayan, 1991; Winemiller, 1991; Poff & Allan, 1995; Winston, 1995; Peres-Neto, 2004; Hoeinghaus et al., 2006, 2007; Poff et al., 2006, Olden et al., 2006). Neste trabalho, o uso de grupos tróficos como medida funcional da diversidade foi eficiente para identificar a comunidade em menos dimensões do que representá-las pelas suas espécies componentes. Ictiólogos frequentemente comparam as comunidades pela composição proporcional com base no número de indivíduos que compartilham tratamentos e estratégias (Frimpong & Angermeier, 2010). Estudos envolvendo padrões de distribuição dos peixes de água doce utiliziando as categorias tróficas às quais pertencem foram relatados por Brown & Matthews (2006), Konan et al. (2015), Rivas-González et al. (2014), Ribeiro Filho et al. (2014), Watson et al. (2013).

Padrão e processos na distribuição de peixes de reservatório

A estimativa da diversidade de peixes em água doce, resultante de aspectos ambientais, utilizando o modelo de efeito misto, já foi abordada. Por exemplo, os efeitos de impactos das mudanças climáticas (Daufresne & Boët, 2007), de elevação de temperatura da água (Lessard & Hayes, 2003), da regulação dos fluxos (Daufresne et al., (2015), da presença de espécies não-nativas (Sagouis et al., 2015) e, em contexto de grandes escalas, abordando a complexidade de canais longitudinais e laterais de córregos (Franssen et al., 2015) foram descritos. Este estudo explorou o efeito de parâmetros físicos e químicos da água, da natureza do sedimento e da presença de espécies de peixes não nativos utilizando um mesmo modelo, afim de expressar o sentido dos principais impactos do represamento.

A partir dos modelos gerados pela GLMM, classificamos os efeitos das diferentes relações entre fatores ambientais e peixes, com base em tendências de variação (padrão) que trazem evidências na estruturação da comunidade (processos) (Wiens, 1989).

Representando a amplitude de variação ambiental no sistema aquático do Complexo de Jurumirim, nossos dados foram consistentes em evidenciar os limites de tolerância na distribuição das espécies (Guisan & Thuiller, 2005; Franklin, 2010; Hartley et al., 2010). Mas é importante frisar que essa amplitude ocorreu dentro do limite de tolerância dos peixes, tendo em vista a ocorrência de todos os nichos tróficos em cada sítio e mês amostrado. Particularmente, a variação de fatores ambientais foi suficiente para influenciar a abundância de indivíduos de nichos tróficos e a abundância total.

A relação não significativa entre riqueza de espécies e as variações ambientais e a presença de peixes não-nativos e a não variância entre os sítios amostrados foram consistentes com pesquisas anteriores que mostraram mudanças sutis na diversidade das espécies (Gillette et al., 2005; Anderson et al., 2006; Helms et al., 2011) tendo em vista as condições ambientais (Vašek et al., 2016).

As tendências na variação ocorreram de forma adversa, o que mostra a importância de lidarmos com padrões diferenciados para cada nicho trófico. Cada fator ambiental apresentou efeito distinto como mostra a figura 4. Detectamos variáveis e interações que apresentaram: (a) efeito apenas sobre os nichos tróficos, (b) efeito apenas sobre o tamanho das assembleias (N total) e (c) efeito generalizado que afetam tanto os nichos tróficos como o tamanho das assembleias. Este efeito generalizado, subclassificamo-nos em regular, quando uma variável ou interação é concomitantemente correlacionada com N total e nichos tróficos, e em irregular, quando uma variável ou interação apresentou correlações opostas entre N total e pelo menos um nicho trófico.

Cada efeito pode ser expresso em: positivo, quando a variável ou interação ambiental têm correlação positiva com todas as variáveis respostas significativas; negativo, em casos de correlação negativa; e específico, quando uma variável ou interação ambiental mostrou correlação positiva com uma variável resposta e negativa com outra.

Variáveis e interações ambientais de efeito negativo são consistentes em mostrar que variáveis limnológicas em condições de barragem constituem fatores limitantes para a ampla distribuição da ictiofauna (Oliveira et al., 2003). Em contraposição às de efeito positivo, o aumento de seus valores tende levar à condição de tolerância ótimo para o aumento de abundância de peixes e seus nichos.

Os fatores de efeitos específicos expressam um balanço de compensação entre a distribuição de nichos e tamanho da assembleia (N total) (Figura 5). pH foi positivamente correlacionado ao N total e negativamente com alguns nichos tróficos, isto mostra que a tendência do pH de aumentar, evidencia a homogeneização na estrutura de comunidade de peixes, uma vez que a literatura relaciona este processo ao maior número de indivíduos em um reservatório e representa a dominância de poucas espécies (Clarke & Warvwick, 1994; Alexandre et al., 2010; Rahel, 2002; Rahel, 2007; Vitule et al., 2012), simultaneamente à diminuição da diversidade (Baley, 1996; Agostinho et al., 2007; Agostinho et al., 2015). A diminuição é expressa no modelo pela diversidade funcional, ou seja, pela tendência de diminuição da abundância de herbívoros e onívoros com o aumento de pH.

O aumento da temperatura da água e da clorofila-a expressa o contrário do processo de homogeneização na estrutura da comunidade, pois o tamanho das assembleias tende a diminuir e a abundância de nichos tróficos tende a aumentar, o que favorece a diversidade funcional.

O efeito específico também foi detectado para variáveis e interações ambientais nas correlações inversas apenas entre nichos tróficos, como o caso das variáveis peixes não-nativos e fósforo total e das interações nitrogênio total X temperatura e condutividade elétrica X pH da água. O aumento de fósforo total está associado ao aumento de abundância de peixes consumidores inferiores, herbívoros e insetívoros, e ao decréscimo de detritívoros, consumidores superiores.

Os demais fatores de efeito específico em nichos tróficos, peixes não-nativos, nitrogênio total X temperatura e condutividade elétrica X pH da água mostram a existência do processo de heterotrofização em particular pela maior abundância de consumidores superiores: iliófagos, detritívoros e piscívoros.

Heterotrofização foi mencionado na revisão de Agostinho et al. (2015) no qual ele trata da colonização de peixe nos primeiros anos de represamento, como resultado da transformação de ambientes lóticos em lênticos, associada a variação de produção primária e acúmulo de sedimento. Neste trabalho inferimos que este mesmo processo é responsável pela presença dos peixes consumidores de níveis superiores no ambiente de represa.

Isto mostra como um padrão temporal de represamento desde sua formação (Agostinho et al., 2015) reflete no padrão espacial atual de represas, levando em consideração que seus tributários apresentam características remanescentes.

Estes modelos também elucidam sobre a preferência de habitats pelos grupos tróficos, afim de apontar os grupos mais impactados e os resilientes em condição de represa. O aumento de matéria orgânica e areia muito fina tem uma relação negativa com herbívoros. Matthew (1998) afirmou que os herbívoros ocorrem principalmente junto a substratos sólidos com crescimento de perifíton, e são relativamente escassos em depressões com fundos siltosos ou moles.

Piscívoros são dominantes em ambientes de grande profundidade e lênticos (Mathews, 1998). A variável ”espécies de peixes não nativos” não dependeu do grupo dos piscívoros, uma vez que nem todas as espécies que representam essa variável são piscívoras e vice-versa. A presença de peixes não-nativos não afetou negativamente a abundância de piscívoros nativos, e, portanto, eles coexistiram em ambientes com características da represa. Fugi et al. (2008), estudando a interação trófica entre um peixe introduzido e um peixe piscívoro nativa no reservatório de Corumbá, Goiás Brasil, observou que há coexistência entre estes dois predadores,

um não usa o outro como presa; a sobreposição de recursos é pequena e o forrageamento na amplitude de nicho das espécies nativas aumentou.

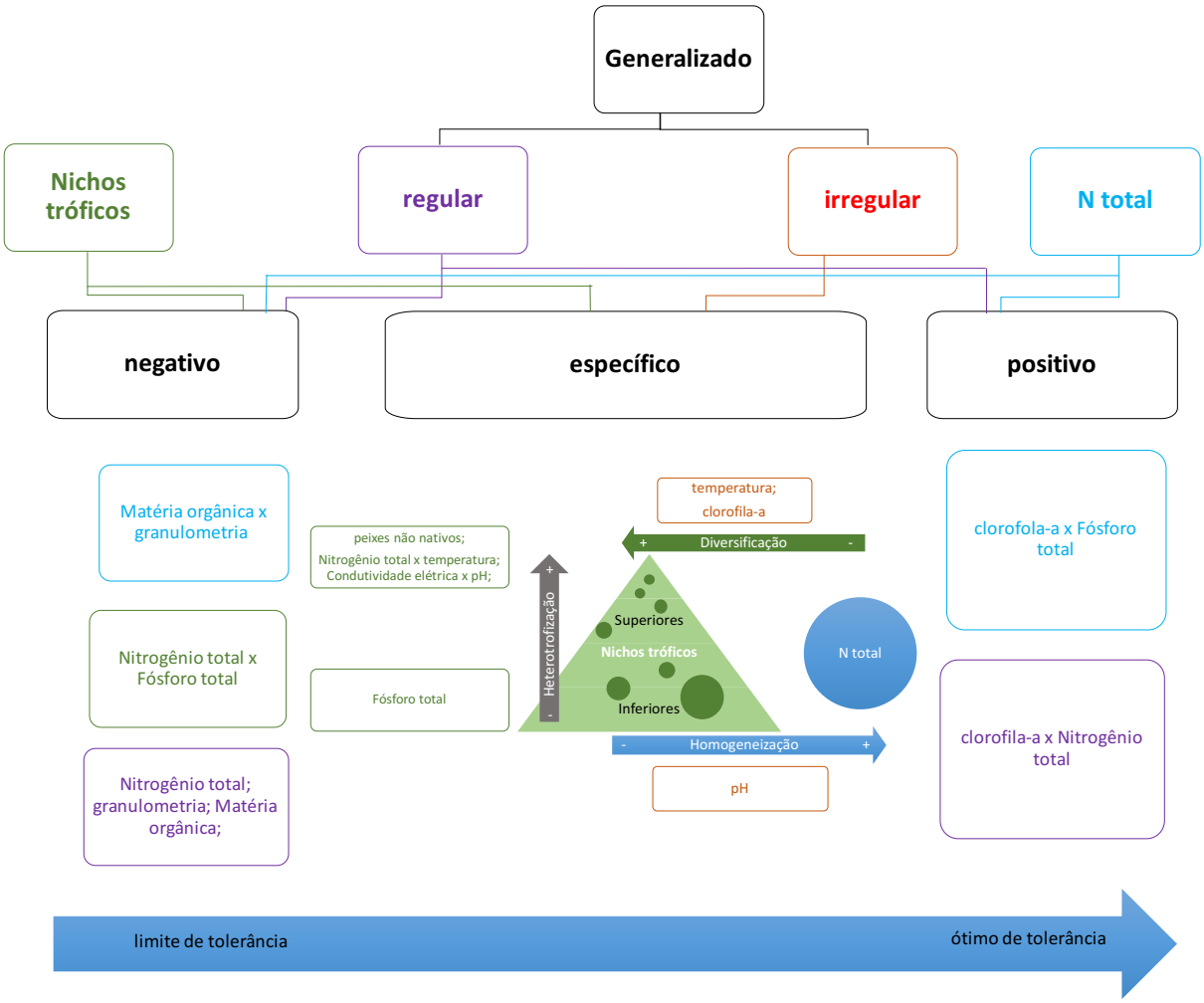


Figura (Cap.2) 5: Diagrama dos efeitos de variáveis e interações ambientais sobre as variáveis respostas significativas (N total, nichos tróficos) com base na modelagem GLMM. Fatores em verde - efeito apenas sob os nichos tróficos, azul - a influencia de interações que afetaram o conjunto da comunidade de peixes (N total), roxo - efeito generalizado regular, quando uma variável ou interação é concomitantemente correlacionada com N total e nichos tróficos, e o laranja - efeito generalizado irregular, quando uma variável ou interação apresentou correlações opostas entre N total e pelo menos um nicho trófico.

Iliófagos foram mais susceptíveis à coexistência com a presença de peixes não-nativos do que detritívoros. A princípio, separamos as categorias detritívoras e

iliófagos, dado os diferentes efeitos entre pastadores que vivem no ecossistema associado a algas e os consumidores de detritos (Bowen, 1983; Flecker 1996). Mas o que justifica melhor a coexistência de iliófagos e peixes não-nativos, é que cascudos são mais difíceis de serem predados do que peixes de couro ou de escama.

Detectamos uma diminuição dos peixes iliófagos (mas um ligeiro aumento nos herbívoros) com aumento da concentração de fósforo. Geralmente, concentrações de fósforo mais elevadas foram observadas no rio, em comparação com as condições do reservatório. A liberação ou absorção de fósforo na coluna de água no canal do rio é o resultado das trocas entre os componentes da biota (perifíton e plantas vasculares) e sedimentos do fundo (Correll 1998). Uma vez transportado até o reservatório, o fósforo é normalmente armazenado nos sedimentos do fundo devido à condição oligotrófica.

Nós mostramos que as diminuições das concentrações de clorofila eram bons preditores de peixes detritívoros, iliófagos e de peixes herbívoros que se alimentavam diretamente de algas filamentosas e unicelulares. O estoque de clorofila dissolvido na água não necessariamente se correlaciona diretamente com a produção primária, pois é resultado não só dos processos de ganho (produção primária), mas também de perda (pastagem e transporte) (Karlsson et al. 2009). Assim, se o pastejo é muito alto, então a biomassa da clorofila pode ser baixa apesar da alta produção primária. Nessa perspectiva, a relação negativa que encontramos entre a abundância de herbívoros, detritivores e iliófagos e estoque o de clorofila pode ser mais fácil de entender levando em consideração o papel dos herbívoros, por exemplo *Schizodon nasutus* e *Astyanax fasciatus*, de reduzir diretamente o estoque permanente de clorofila através da pastagem. Por outro lado, o material transportado para o fundo, a partir da floração de fitoplâncton, forneceria presumivelmente, fontes alimentares atrativas para detritívoros e peixes iliófagos.

Os valores médios de condutividade são maiores no rio que nos habitats represados (Tabela S1). Os efeitos do aumento da condutividade em peixes não são

bem estudados e há pouca informação disponível sobre o impacto da condutividade nas interações tróficas (Jeppesen et al., 2010). O aumento da condutividade do rio está associado à sedimentação e ao ciclo reduzido de nutrientes (Dunlop et al., 2005). Estas condições mudam a estrutura da comunidade local para espécies mais tolerantes, quebrando as redes alimentares, promovendo mais detritívoros do que herbívoros e insetívoros, e alterando a função normal do ecossistema no rio. A maior condutividade pode predizer uma perda na biodiversidade aquática onde a sedimentação é resultado da destruição da vegetação ripária (Dunlop et al., 2005).

O rio Paranapanema introduz aproximadamente 150 mil toneladas de sedimento anualmente no reservatório e 87% são mantidos (Henry 2014). Mudanças na velocidade do fluxo de água controlam a taxa de sedimentação do material alóctone que chega ao reservatório da bacia de drenagem e as taxas de deposição diminuem ao longo do reservatório (Henry & Maricatto 1996). São reconhecidos três compartimentos distintos e sucessivos: uma área sob a influência direta do rio a montante, uma "zona intermediária" que se caracteriza pela transição lótico-lênticos e uma "área lacustre", onde o transporte de sedimentos é baixo, assim como transporte de sedimentos e sedimentação são estimadas diretamente pelas medições do material em suspensão e do fluxo de água (Tabela S1). Como o fluxo de água influencia a erosão fluvial que promove a sedimentação (Henry 2014), o sedimento depositado na área lacustre é mais fino do que na zona influenciada pelo Rio Taquari (Tabela S1).

A abundância total de peixes e três grupos tróficos (detritívoros, herbívoros e onívoros) foram negativamente correlacionados com a ocorrência de sedimento de grãos finos. Estudos anteriores documentaram que a sedimentação em um habitat afeta as taxas de crescimento, reprodução e mortalidade dos peixes em todos os níveis tróficos (Henley et al., 2000). Os efeitos observados para os peixes que ocupam posições no topo da cadeia alimentar surgem, presumivelmente, dos impactos ecológicos indiretos da dinâmica dos sedimentos finos que operam na redução dos níveis tróficos inferiores (perifíton) (Karr, 1991). A alimentação dos peixes em níveis tróficos inferiores pode ser diretamente afetada pela deposição de

sedimento fino no substrato, afetando a disponibilidade de alimentos, a eficiência de forrageamento, a fisiologia, o comportamento e o habitat (Kemp et al., 2011). A relação matéria orgânica-peixe é semelhante à relação sedimento-peixe conforme o sedimento fino agrega a matéria orgânica (Droppo 2001).

As relações pH-peixe encontradas em nosso estudo apoiam a conclusão de que o declínio do pH beneficia as comunidades de peixes em geral em áreas com maior retenção de sedimentos orgânicos ricos em suspensão (Kemp et al., 2011). Os valores de pH registrados foram ligeiramente ácidos nos tributários e o valores na faixa neutro-alcalina foram apresentados nas águas do reservatório. Isto é resultado da sedimentação em tributários e da natureza tamponante do reservatório. Os níveis de acidez do rio foram associados a uma maior abundância de peixes herbívoros e omnívoros, mas menor abundância de peixes detritívoros e piscívoros.

Conclusão

Conclui-se que as mudanças sutis da diversidade taxonômica e a variação funcional, como evidência de processos de heterotrofização e homogeneização na estrutura da comunidade de peixes, destacam que o padrão de nichos tróficos se torna uma investigação mais detalhada entre a abundância de espécies e o funcionamento do ecossistema. Em virtude dos grupos terem sido estudados separadamente, foi possível detectar os nichos mais impactados pela condição de represa, herbívoros e insetívoros e as guildas resilientes, os detritívoros, iliófagos e piscívoros.

A compreensão dos processos ecológicos e as particularidades dos corpos hídricos subtropicais, pelo meio de avaliação das condições ambientais, além de levantamentos e estudos da ictiofauna para estabelecer estratégias de proteção é fundamental. Portanto, estas regiões necessitam urgentemente de ferramentas úteis que permitem medir de forma efetiva, os impactos de eventos de intervenção antrópica que vem ocorrendo e determinar o estado de conservação dos seus ecossistemas fluviais (Jaramillo-Villa & Caramaschi, 2008).

Referências

Agostinho, A.A., Gomes, L.C. and Pelicice, F.M. 2007. Ecologia e Manejo de Recursos Pesqueiros em Reservatórios do Brasil. EDUEM, Maringá.

Agostinho, A. A. et al. 2015. Fish assemblages in Neotropical reservoirs: Colonization patterns, impacts and management. – Fish. Res. http://dx.doi.org/10.1016/j.fishres.2015.04.006

Alexandre, C., K. Esteves, and M. M. Mello. 2010. Analysis of fish communities along a rural–urban gradient in a neotropical stream (Piracicaba River Basin, São Paulo, Brazil). Hydrobiologia 641:97-114.

Anderson, E. P., M. C. Freeman, and C. M. Pringle. 2006. Ecological consequences of hydropower development in Central America: impacts of small dams and water diversion on neotropical stream fish assemblages. River Research and Applications 22(4): 397-411.

Araújo-Lima, C. A. R. M. et al. 1995. Trophic aspects of fish communities in Brazilian rivers and reservoirs. In: Tundisi, J. G. et al. Limnology in Brazil. Brazilian Academy of Sciences/Brazilian Society of Limnology, pp.105-36.

Araya, P.R., Agostinho, A.A. and Bechara, J.A., 2005. The influence of dam construction on a population of *Leporinus obtusidens* (Valenciennes, 1847) (Pisces, Anostomidae) in the Yacyreta Reservoir (Argentina). Fisheries Research, 74(1), pp.198-209.

Attayde, J.L., Okun, N., Brasil, J., Menezes, R.F. and Mesquita, P. 2007. Impactos da introdução da tilápia do Nilo, *Oreochromis niloticus*, sobre a estrutura trófica dos ecossistemas aquáticos do Bioma Caatinga. Oecologia Brasiliensis 11, 450–461.

Bailey, R.G., 1996. Changes in the fish and fisheries ecology of a large man‐made lake in Tanzania, 1965‐94. Fisheries Management and Ecology, 3(3), pp.251-260.

Barrella, W. and Petrere, M., 2003. Fish community alterations due to pollution and damming in Tietê and Paranapanema rivers (Brazil). River Research and Applications, 19(1), pp.59-76.

Bartoń, K. 2012. MuMIn: multi-model inference. R package version 1.7.2. – <http://CRAN.R-project.org/package=MuMIn>.

Bates, D., Maechler, M., Bolker, B. and Walker, S., 2014. lme4: Linear mixed-effects models using Eigen and S4. R package version, 1(7). <http:// CRAN.R-project.org/package=lme4>.

Bolker, B.M., 2008. Ecological models and data in R. Princeton University Press.

Bowen, S. H. 1983. Detritivory in neotropical fish communities. – Environ. Biol. Fish. 9: 137-44.

Breheny, P., and Burchett, W. 2013. Visualization of regression models using visreg (). – <http://myweb.uiowa.edu/pbreheny/publications/visreg.pdf>

Britski, H.A., Sato, Y. and Rosa, A.B., 1984. Manual de identificação de peixes da região de Três Marias: com chaves de identificação para os peixes da bacia do São Francisco. CODEVASF.

Britton, J.R. and Orsi, M.L. 2012. Non-native fish in aquaculture and sport fishing in Brazil: economic benefits versus risks to fish diversity in the upper River Paraná Basin. Reviews in Fish Biology and Fisheries. 22(3):555-65.

Brown, A.V. and Matthews, W.J., 2006. Stream ecosystems of the central United States. River and stream ecosystems of the world. 2nd printing. University of California Press, Berkeley, pp.89-116.

Brown, J.H., Fox, B.J. and Kelt, D.A. 2000. Assembly rules: desert rodent communities are structured at scales from local to continental. The American Naturalist, 156, 314– 321.

Burnham, K. P. and Anderson, D. R. 2002. Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach. – Springer Science & Business Media. 81 p.

Canonico, G.C., Arthington, A., McCrary, J.K. and Thieme, M.L., 2005. The effects of introduced tilapias on native biodiversity. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems, 15(5), 463-483.

Capeleti, A. R. and Petrere Jr, M. 2006. Migration of the curimbatá *Prochilodus lineatus* (Valenciennes, 1836) (Pisces, Prochilodontidae) at the waterfall" Cachoeira de Emas" of the Mogi-Guaçu river - São Paulo, Brazil. – Braz. J. Biol.66(2B): 651-659.

Castro R.M.C., Casatti L. 1997. The fish fauna from a small forest stream of the upper Paranấ River basin, southeastern Brazil. Ichthyological exploration of freshwaters, 7(3): 337-352.

Cianciaruso, M.V., Batalha, M.A., Gaston, K.J. and Petchey, O.L., 2009. Including intraspecific variability in functional diversity. Ecology, 90(1), 81-89.

Clarke, K. R. & R. M. Warwick, 1994. Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. Plymouth Marine Laboratory, Plymouth, UK.

Cordiviola, E. Y. 1992. Fish populations of lentic environments of the Paraná River. – Hydrobiologia. 237(3): 159-173.

Correll DL. 1998. The role of phosphorus in the eutrophication of receiving waters: A review. Journal of Environmental Quality, 27(2): 261-266.

Daufresne, M. and Boët, P. 2007. Climate change impacts on structure and diversity of fish communities in rivers. – Global Change Biol. 13(12): 2467-2478.

Daufresne, M., Veslot, J., Capra, H., Carrel, G., Poirel, A., Olivier, J.M. and Lamouroux, N., 2015. Fish community dynamics (1985–2010) in multiple reaches of a large river subjected to flow restoration and other environmental changes. Freshwater Biology, 60(6), pp.1176-1191.

Díaz, S. and Cabido, M., 2001. Vive la difference: plant functional diversity matters to ecosystem processes. Trends in Ecology & Evolution, 16 (11), pp.646-655.

Dunlop J, McGregor G, Horrigan N. 2005. Characterization of impacts and a discussion of regional target setting for riverine ecosystems in Queensland. The State of Queensland.

Esteves, F. A. 1998. Fundamentos de limnologia. Interciência.790 p.

Faith, D.P., Minchin, P.R. and Belbin, L., 1987. Compositional dissimilarity as a robust measure of ecological distance. Vegetatio, 69(1-3), 57-68.

Figueredo, C.C. and Giani, A., 2005. Ecological interactions between Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*, L.) and the phytoplanktonic community of the Furnas Reservoir (Brazil). Freshwater Biology, 50(8), 1391-1403.

Flecker, A. S. 1996. Ecosystem engineering by a dominant detritivore in a diverse tropical stream. – Ecology 77: 1845-54.

Fox, B.J. & Brown, J.H. 1995. Reaffirming the validity of the assembly rule for functional groups or guilds. Oikos, 73, 125–132.

Fox, B.J. & Brown, J.H. (1993) Assembly rules for functional groups in North American desert rodent communities. Oikos, 67, 358–370.

Fox, J. 2003. Effect displays in R for generalised linear models. – J. Stat. Softw.8(15): 1-27.

Fox, J. and Weisberg, S. 2011. An {R} Companion to Applied Regression. – Sage. http://socserv.socsci.mcmaster.ca/jfox/Books/Companion

Franklin, J., 2010. Mapping species distributions: spatial inference and prediction. Cambridge University Press. 320 p.

Franssen, N.R., Gilbert, E.I. and Propst, D.L., 2015. Effects of longitudinal and lateral stream channel complexity on native and non‐native fishes in an invaded desert stream. Freshwater Biology, 60(1), pp.16-30.

Frimpong, E. A. and Angermeier, P. L. 2010. Trait based approaches in the analysis of stream fish communities. In: Community ecology of stream fishes: concepts, approaches, and techniques. – Am. Fish. Soc. 73:109-136.

Fugi, R., Luz-Agostinho, K.D. and Agostinho, A.A., 2008. Trophic interaction between an introduced (peacock bass) and a native (dogfish) piscivorous fish in a Neotropical impounded river. Hydrobiologia, 607(1), pp.143-150.

Giller, P., Hillebrand, H., Berninger, U.G., O Gessner, M., Hawkins, S., Inchausti, P., Inglis, C., Leslie, H., Malmqvist, B., T Monaghan, M. and J Morin, P., 2004. Biodiversity effects on ecosystem functioning: emerging issues and their experimental test in aquatic environments. Oikos, 104(3), pp.423-436.

Gillette, D.P., Tiemann, J.S., Edds, D.R. and Wildhaber, M.L., 2005. Spatiotemporal patterns of fish assemblage structure in a river impounded by low-head dams. Copeia, 2005(3), pp.539-549.

Godinho A.L., Fonseca M. T. and Araújo L. M. 1994. The ecology of predator fish introductions: the case of Rio Doce valley lakes. In: Pinto-Coelho R. M., Giani A., and Von Sperling, E. (eds.). Ecology and human impact on lakes and reservoirs in Minas Gerais, with special reference to future development and management strategies. Segrac, Belo Horizonte, pp 77–83

Golterman, H., Clymo, R.S. and Ohnstad, M.A.M., 1978. Methods for physical and chemical analysis of fresh water. *Osney Mead: Blackwell Sci*. 230 p.

Gozlan, R.E., Britton, J.R., Cowx, I. and Copp, G.H., 2010. Current knowledge on non-native freshwater fish introductions. Journal of fish biology, 76(4),751-786.

Graça, W. J. and Pavanelli, C. S. 2007. Peixes da planície de inundação do alto rio Paraná e áreas adjacentes. – Eduem. 241 p.

Griffiths, D., 2011. Body size distributions in North American freshwater fish: large-scale factors. Global Ecology and Biogeography doi:10.1111/j.1466- 8238.2011.00680.x.

Grime, J. P. 1997. Biodiversity and ecosystem function: the debate deepens. Science-AAAS-Weekly Paper Edition 277,5330: 1260-1261.

Guisan, A. and Thuiller, W. 2005. Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. Ecology letters, 8(9), 993-1009.

Gurgel, J.J.S. and Fernando, C.H. 1994. Fisheries in Semi-Arid Northeast Brazil with Special Reference to the Role of Tilapias. Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie, 79(1),77-94.

Hahn, N.S., Agostinho, A.A., Gomes, L.C. and Bini, L.M., 1998. Estrutura trófica da ictiofauna do reservatório de Itaipu (Paraná-Brasil) nos primeiros anos de sua formação. Interciência, 23(5), pp.299-305.

Harris, G. 1999. This is not the end of limnology (or of science): the world may well be a lot simpler than we think. Freshwater Biology, 42, 689–706.

Hartley, S., Krushelnycky, P.D. and Lester, P.J., 2010. Integrating physiology, population dynamics and climate to make multi-scale predictions for the spread of an invasive insect: The Argentine ant at Haleakala National Park, Hawaii. Ecography, 33(1), 83-94.

Helms, B.S., Werneke, D.C., Gangloff, M.M., Hartfield, E.E. and Feminella, J.W., 2011. The influence of low-head dams on fish assemblages in streams across Alabama. Journal of the North American Benthological Society, 30(4), pp.1095-1106.

Henley WF, Patterson MA, Neves RJ, Lemly AD. 2000. Effects of sedimentation and turbidity on lotic food webs: a concise review for natural resource managers. Reviews in Fisheries Science, 8(2): 125-139.

Henry, R., 1995. The thermal structure of some lakes and reservoirs in Brazil. Limnology in Brazil, pp.351-363.

Henry, R. 2014. Represa de Jurumirim: ecologia, modelagem e aspectos sociais. 1. ed. Ribeirão Preto, SP: Holos, 434p.

Henry R, Maricato FE. 1996. Sedimentation rates of tripton in Jurumirim Reservoir (São Paulo, Brazil). Limnologica, 15-25.

Hoeinghaus, D..J., Winemiller, K. O., Layman, C. A., Arrington, D. A. and Jepsen, D. B., 2006. Effects of seasonality and migratory prey on body condition of Cichla species in a tropical floodplain river. Ecology of Freshwater Fish, 15(4), 398-407.

Hoeinghaus, D.J., Winemiller, K.O. and Birnbaum, J.S., 2007. Local and regional determinants of stream fish assemblage structure: inferences based on taxonomic vs. functional groups. Journal of Biogeography, 34(2), 324-338.

Jaramillo-Villa, U. and Caramaschi, E. P. 2008. Índices de integridade biótica usando peixes de água doce: Uso nas regiões tropical e subtropical. Oecologia Brasiliensis, 12(3), 442-462.

Jeppesen E, Meerhoff M, Holmgren K, González-Bergonzoni I, Teixeira-de Mello F, Declerck SAJ, Meester LD, Søndergaard M, Lauridsen TL, Bjerring R, Conde-Porcuna JM, Mazzeo N, Iglesias C, Reizenstein M, Malmquist HJ, Liu Z, Balayla D, Lazzaro X. 2010. Impacts of climate warming on lake fish community structure and potential effects on ecosystem function. Hydrobiologia 646(1): 73-90.

Karlsson J, Byström P, Ask J, Ask P, Persson L, Jansson M. 2009 Light limitation of nutrient-poor lake ecosystems. Nature, 460(7254): 506-509.

Karr JR. 1991. Biological integrity: A long-neglected aspect of water resource management. Ecological applications, 1(1): 66-84.

Kawakami, E. and Vazzoler, C. 1980. Método gráfico e estimativa de índice alimentar aplicado no estudo de alimentação de peixes. Bol. Inst. Oceanogr., 29(2): 205-207.

Keith, S. A., Woolsey, E. S., Madin, J. S., Byrne, M. and Baird, A. H., 2015. Differential establishment potential of species predicts a shift in coral assemblage structure across a biogeographic barrier. Ecography, 38(12), 1225-1234.

Kemp P, Sear D, Collins A, Naden P, Jones I. 2011. The impacts of fine sediment on riverine fish. Hydrological Processes, 25(11): 1800-1821.

Kipper, D. B. A. and Santin, M. 2011. Composição taxonômica da assembleia de larvas de peixes no reservatório de Rosana, Rio Paranapanema, Brasil. Biota Neotropica, 11(1), 421-426.

Konan, K.F., Bony, K.Y., Edia, O.E., Ouattara, A. and Gourene, G., 2015. Predicting factors that influence fish guild composition in four coastal rivers (southeast Ivory Coast) using artificial neural networks. Croatian Journal of Fisheries, 73(2), pp.48-57.

Krebs, C. J. 1989. Ecological metodology. New York, Harper & Hall, 654p.

Langeani, F., Castro, R.M.C., Oyakawa, O.T., Shibatta, O.A., Pavanelli, C.S. and Casatti, L., 2007. Diversidade da ictiofauna do Alto Rio Paraná: composição atual e perspectivas futuras. Biota Neotropica, pp.181-197.

Latini, A. O. and Petrere, M., 2004. Reduction of a native fish fauna by alien species: an example from Brazilian freshwater tropical lakes. Fisheries management and Ecology, 11(2), 71-79.

Lemon, J. 2006. Plotrix: a package in the red light district of R. R-News, 6(4): 8-12.

Lessard, J. L. and Hayes, D. B. 2003. Effects of elevated water temperature on fish and macroinvertebrate communities below small dams. – River Res. Appl. 19(7): 721-732.

Logan, M. 2011. Biostatistical design and analysis using R: a practical guide. – John Wiley & Sons. 575 p.

Lowe-McConnell, R. H. 1999. Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais. Trad.: Vazzoler, A. E. A. M.; Agostinho, A. A.; Cunningham, P. T. M. São Paulo: EDUSP, 535p.

Lucas, M. C. and Baras, E. 2001. Migration of Freshwater Fishes. – Oxford: Blackwell Science. 440 p.

Makrakis, S., Makrakis, M. C., Wagner, R. L., Dias, J. H. P. and Gomes, L. C., 2007. Utilization of the fish ladder at the Engenheiro Sergio Motta Dam, Brazil, by long distance migrating potamodromous species. Neotropical Ichthyology, 5(2), pp.197-204.

Matthews, W. J. 1998. Patterns in freshwater fish ecology. – Springer Science & Business Media. 756 p.

Mercado-Silva, N., Olden, J. D., Maxted, J. T., Hrabik, T. R., and Vander Zanden, M. J. 2006. Forecasting the spread of invasive rainbow smelt in the Laurentian Great Lakes region of North America. Conservation Biology, 20(6), pp.1740-1749.

Mérona, B. D. and Rankin-de-Mérona, J. 2004. Food resource partitioning in a fish community of the central Amazon floodplain. Neotrop. Ichthyol.2(2): 75-84.

Meybeck, M. 2003. Global analysis of river systems: from earth system controls to Anthropocene controls. Phil. Trans. R. Soc. - London B358: 1935–1955.

Oksanen, J. et al. 2015. vegan: Community Ecology Package. R package version 2.2-1. – <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>.

Petchey, O. L. and Gaston, K. J. 2006. Functional diversity: back to basics and looking forward. Ecol. Lett. 9(6): 741-758.

Okun, N., Brasil, J., Attayde, J.L. and Costa, I.A.S. 2008. Omnivory does not prevent trophic cascades in pelagic food webs. Freshwater Biology 53, 129–138.

Olden, J. D., Poff, N. L. & Bestgen, K. R. 2006. Life-history strategies predict fish invasions and extirpations in the Colorado River Basin. Ecological Monographs, 76, 25–40.

Oliveira, E. F. & Goulart, E., 2000, Distribuição espacial de peixes em ambientes lênticos: interação de fatores. Acta Scientiarum, 22(2): 445-453.

Oliveira, E. F., Goulart, E. and Minte-Vera, C. V., 2003. Patterns of dominance and rarity of fish assemblage along spatial gradients in the Itaipu reservoir, Paraná, Brazil. Acta Scientiarum Biological Sciences, 25(1), 71-78.

Osmundson, D. B., Ryel, R. J., Lamarra, V. L. and Pitlick, J. 2002. Flow-sediment-biota relations: implications for river regulation effects on native fish abundance. Ecological Applications, 12(6),1719-1739.

Pelicice, F. M. and Agostinho, A. A., 2009. Fish fauna destruction after the introduction of a non-native predator (*Cichla kelberi*) in a Neotropical reservoir. Biological Invasions, 11(8), 1789-1801.

Peres-Neto, P. R. 2004. Patterns in the co-occurrence of fish species in streams: the role of site suitability, morphology and phylogeny versus species interactions. Oecologia, 140(2), 352-360.

Petchey, O. L. and Gaston, K. J. 2002. Functional diversity (FD), species richness and community composition. Ecology Letters, 5(3), 402-411.

Pinheiro, J. C. and Bates, D. M. 2000. Mixed-effects models in S and S-PLUS. Springer Science & Business Media. 528 p.

Poff, N. L. and Allan, J. D., 1995. Functional organization of stream fish assemblages in relation to hydrological variability. Ecology, 76(2),606-627.

Poff, N.L., 1997. Landscape filters and species traits: towards mechanistic understanding and prediction in stream ecology. Journal of the north american Benthological society, pp.391-409.

Poff, N. L., Olden, J. D., Vieira, N. K., Finn, D. S., Simmons, M. P. and Kondratieff, B. C. 2006. Functional trait niches of North American lotic insects: traits-based ecological applications in light of phylogenetic relationships. Journal of the North American Benthological Society, 25(4), 730-755.

Rahel, F.J., 2002. Homogenization of freshwater faunas. Annual Review of Ecology and Systematics, pp.291-315.

Rahel, F.J., 2007. Biogeographic barriers, connectivity and homogenization of freshwater faunas: it's a small world after all. Freshwater Biology, 52(4), pp.696-710.

Ramos, I.P., Magnoni, A.P.V., Brandão, H., David, G.S. and Carvalho, E.D., 2011. Feeding, reproduction and population structure of *Pimelodus maculatus* Lacépéde, 1803 (Teleostei, Siluriformes, Pimelodiae) from Paraná basin: a review. – Bol. Assoc. Bras. Limnol.39: 1-15.

Reis, R.E., Kullander, S.O. and Ferraris, C.J., 2003. Check list of the freshwater fishes of South and Central America. Edipucrs. 729 p.

Ribeiro Filho, R.A., de Almeida Pereira, J.M. and Benassi, S.F., 2014. Estimating Fish Production in the Itaipu Reservoir (Brazil): The Relationship Between Fish Trophic Guilds, Limnology, and Application of Morphoedaphic Index. In Eutrophication: Causes, Consequences and Control (pp. 165-190). Springer Netherlands.

Ricklefs, R. E. 1987. Community diversity–relative roles of local and regional processes. Science 235:167–171.

Rivas-González, J.M., de Jesús Rodríguez-Romero, F., de Lourdes Ruiz-Gómez, M., Viveros-Guardado, D.A. and Taylor, C.M., 2014. Environmental correlates of assemblages of fishes in the Tilostoc River of central Mexico. The Southwestern Naturalist, 59(1), pp.15-21.

Rockström, J., Steffen, W.L., Noone, K., Persson, Å., Chapin III, F.S., Lambin, E., Lenton, T.M., Scheffer, M., Folke, C., Schellnhuber, H.J. and Nykvist, B., 2009. Planetary boundaries: exploring the safe operating space for humanity.

Sagouis, A., Cucherousset, J., Villéger, S., Santoul, F. and Boulêtreau, S., 2015. Non‐native species modify the isotopic structure of freshwater fish communities across the globe. Ecography, 38(10), pp.979-985.

Santos G. B., Maia-Barbosa P. M., Vieira F. and López C. D. 1994. Fish and zooplankton community structure in reservoirs of southeastern Brazil: effects of the introduction of exotic predatory fish. In: Pinto-Coelho R. M., Giani A. and Von Sperling E. (eds). Ecology and Human Impacts on Lakes and Reservoirs in Minas Gerais with Special Reference to Future Development and Management Strategies. Belo Horizonte: Segrac. p.115-132.

Schlosser, I. J. 1987. A conceptual framework for fish communities in small warmwater streams. In: W. J. Matthews and D. C. Heins (eds.) Community and evolutionary ecology of North American stream fishes University of Oklahoma Press, Norman, Oklahoma. p. 17-24.

Simberloff, D. & Dayan, T. 1991. The guildconcept and the structure of ecological communities. Annual Review of Ecology and Systematics, 22, 115–143.

Suguio, K. and Suguio, K., 1973. Introdução à sedimentologia. Editora E. Blücher. 317 p.

Teixeira, C., Tundisi, J. and Kutner, M.B., 1965. Plankton studies in a mangrove environment II: the standing stock and some ecological factors. Boletim do Instituto Oceanográfico, 14, pp.13-41.

Teixeira-De Mello, F., M. Meerhoff, A. Baattrup-Pedersen, T. Maigaard, P. Kristensen, T. Andersen, J. Clemente, C. Fosalba, E. Kristensen, M. Masdeu, T. Riis, N. Mazzeo, and E. Jeppesen. 2012. Community structure of fish in lowland streams differ substantially between subtropical and temperate climates. Hydrobiologia 684:143-160.

Tonn, W. M., J. J. Magnuson, M. Rask, and J. Toivonen. 1990. Intercontinental comparison of small-lake fish assemblages–the balance between local and regional processes. American Naturalist 136:345–375.

Vander Zanden, M. J., Casselman, J. M. and Rasmussen, J. B. 1999. Stable isotope evidence for the food web consequences of species invasions in lakes. Nature, 401(6752), pp.464-467.

Vašek, M., Prchalová, M., Říha, M., Blabolil, P., Čech, M., Draštík, V., Frouzová, J., Jůza, T., Kratochvíl, M., Muška, M. and Peterka, J., 2016. Fish community response to the longitudinal environmental gradient in Czech deep-valley reservoirs: implications for ecological monitoring and management. Ecological Indicators, 63, pp.219-230.

Vitule, J. R. S., Freire, C. A. and Simberloff, D., 2009. Introduction of non-native freshwater fish can certainly be bad. Fish and Fisheries, 10(1), 98-108.

Vitule, J. R. S., Skóra, F. and Abilhoa, V., 2012. Homogenization of freshwater fish faunas after the elimination of a natural barrier by a dam in Neotropics. Diversity and Distributions, 18(2), 111-120.

Watson, L.C., Stewart, D.J. and Teece, M.A., 2013. Trophic ecology of Arapaima in Guyana: giant omnivores in Neotropical floodplains. Neotropical Ichthyology, 11(2), pp.341-349.

Wentworth, C. K., 1922. A scale of grade and class terms for clastic sediments. The Journal of Geology, 30(5),377-392.

Wickham, H., 2009. *ggplot2*: elegant graphics for data analysis. Springer Science & Business Media.

Wiens, J. A. 1992. The ecology of bird communities (Vol. 1). Cambridge University Press. 90p.

Williams, J.D., Winemiller, K.O., Taphorn, D.C. and Balbas, L., 1998. Ecology and status of piscivores in Guri, an oligotrophic tropical reservoir. North American Journal of Fisheries Management, 18(2), pp.274-285.

Winemiller, K.O. and Pianka, E.R., 1990. Organization in natural assemblages of desert lizards and tropical fishes. Ecological Monographs, 60(1), pp.27-55.

Winemiller, K.O., 1991. Ecomorphological diversification in lowland freshwater fish assemblages from five biotic regions. Ecological Monographs, 61(4), pp.343-365.

Winston, M.R. 1995. Co-occurrence of morphologically similar species of stream fishes. The American Naturalist, 145, 527–545.

Wootton, J. T., M. S. Parker, and M. E. Power. 1996. Effects of disturbance on river food webs. Science 273,1558-1561.

Zanata, L. H. and Espíndola, E. L. G. 2002. Longitudinal processes in Salto Grande reservoir (Americanam SP, Brazil) and its influence in the formation of compartiment system. Braz. J. Biol., 62, 347 - 361.

Zuur, A.F., Ieno, E.N., Walker, N.J., Saveliev, A.A. and Smith, G.M., 2009. Mixed effects models and extensions in ecology with R. New York: Springer. 574 p.

Material Suplementar

Tabela (Cap. 2) S 1: Descritores ambientais quantitativos dos trechos estudados no Complexo Jurumirim.

	7illhas	Poço das Pedras	Paranapanem 1	Paranapanem a 2
Parâmetros físicos e químicos da água (média±DP)				
Temperatura(°C)	24.40±3.36	24.43±2.92	22.29±2.88	22.45±2.66
pH	6.26±0.47	6.81±0.39	6.54±0.48	6.71±0.29
Cond. elétrica (µS/cm)	53.17±24.47	64.38±29.97	70.92±33.69	70.88±34.91
DO (mg/L)	6.52±1.06	7.44±1.28	8.09±1.21	7.97±1.27
Transparência(m)	1.05±0.45	0.69±0.38	0.573±0.39	0.52±0.30
Profundidade(m)	1.89±0.64	1.92±1.24	5.35±1.78	5.79±2.34
Velocidade(m/s)			0.35±0.41	0.29±0.46
Vazão(m^3/s)				
Cota do reservatório(m)				
Nutrientes de água(média±DP)				
Clorofila a (µg/L)	3.15±2.65	3.44±2.80	1.99±1.91	1.22±1.21
Fósforo total(µg/L)	280.84±59.71	469.83±114.39	632.88±159.51	665.12±78.63
Nitrogênio total (µg/L)	25.39±10.08	32.32±13.27	37.12±17.01	29.09±11.26
Mat. suspensão(g/L)	9.16±10.03	10.56±13.53	39.36±38.48	27.99±26.87
Granulometria de sedimento(média±DP)				
Areia muito grossa(%)	0.38±0.36	0.73±0.32	1.22±1.56	0.74±0.76
Areia grossa(%)	1.79±1.84	1.67±0.64	6.07±6.7	0.66±0.28
Areia média(%)	2.34±1.91	3.83±1.62	29.85±25.64	7.69±11.5
Areia fina (%)	12.69±8.17	4.80±1.75	13.67±9.42	18.87±18.88
Areia muito fina(%)	35.40±15.79	14.98±7.75	10.15±7.86	25.06±13.33
Silte e Argila(%)	47.40±20.08	73.99±7.22	39.04±32.33	46.98±21.21
phi (Φ)	3.79±0.31	4.20±0.17	2.93±1.32	3.63±0.74
Composição de sedimento				
Mat. orgânica(%)	7,03	10,57	7,00	8,66

Tabela S1 – Descritores ambientais quantitativos dos trechos estudados no Complexo Jurumirim. (Cont.)

	Jurumirim 1	**Jurumirim 2**	**Jurumirim 3**
Parâmetros físicos e químicos da água (média±DP)			
Temperatura(°C)	22.01±2.81	24.42±3.36	23.3±3.46
pH	6.61±0.31	6.82±0.57	7.19±0.42
Cond. elétrica (µS/cm)	74.95±37.93	61.38±22.32	58.66±6.50
DO (mg/L)	8.05±1.44	8.66±1.61	8.23±1.14
Transparência(m)	0.53±0.29	1.21±0.50	3.00±0.92
Profundidade(m)	8.38±1.90	7.56±3.43	17.39±9.85
Velocidade(m/s)			
Vazão(m³/s)			
Cota do reservatório (m)	566.2±0.63	566.2±0.63	566.2±0.63
Nutrientes de água(média±DP)			
Clorofila a (µg/L)	1.60±2.30	1.69±1.51	1.16±1.37
Fósforo total(µg/L)	636.36±94.62	442.29±75.78	374.26±71.88
Nitrogênio total (µg/L)	25.72±11.1	21.02±8.66	11.47±7.96
Mat. suspensão(g/L)	14.28±11.24	1.50±2.23	0.31±0.35
Granulometria de sedimento(média±DP)			
Areia muito grossa(%)	2.98±5.48	0.64±1.14	0.24±0.2
Areia grossa(%)	1.74±2.23	1.30±1.04	9.67±18.2
Areia média(%)	2.32±2.13	8.11±7.42	3.54±1.85
Areia fina (%)	12.63±12.98	33.80±18.55	14.86±8.02
Areia muito fina(%)	15.92±10.76	25.30±12.01	27.15±9.53
Silte e Argila(%)	64.41±26.40	30.87±23.19	44.54±19.70
phi (Φ)	3.86±0.75	3.29±0.60	3.48±0.94
Composição de sedimento			
Mat. orgânica(%)	2,88	6,84	9,38

Tabela S1 – Descritores ambientais quantitativos dos trechos estudados no Complexo Jurumirim. (Cont.)

	Taquari 1	**Taquari 2**	**Taquari 3**
Parâmetros físicos e químicos da água (média±DP)			
Temperatura(°C)	22.30±3.19	22.50±3.54	22.48±3.46
pH	6.97±0.44	6.91±0.37	6.87±0.47
Cond. elétrica (µS/cm)	103.43±28.19	85.42±16.13	87.75±17.51
DO (mg/L)	7.77±2.32	7.02±2.41	7.19±2.58
Transparência(m)	0.57±0.14	0.81±0.30	0.75±0.28
Profundidade(m)	2.61±0.92	3.14±0.96	3.81±1.78
Velocidade(m/s)	0.67±0.17	0.50±0.37	
Vazão(m³/s)	8.73±6.21	5.42±3.53	
Cota do reservatório(m)			566.2±0.63
Nutrientes de água (média±DP)			
Clorofila a (µg/L)	0.61±0.62	0.95±0.67	1.53±2.80
Fósforo total(µg/L)	639.53±117.07	577.78±156.36	576.70±146.83
Nitrogênio total (µg/L)	31.94±10.02	28.62±16.18	27.28±13.87
Mat. suspensão(g/L)	23.84±16.91	16.79±8.04	9.85±7.9
Granulometria de sedimento (média±DP)			
Areia muito grossa(%)	1.12±1.99	26.74±17.13	1.51±1.33
Areia grossa(%)	9.32±12.45	23.98±14.3	9.47±11.07
Areia média(%)	46.60±6.96	33.16±24.26	16.83±15.4
Areia fina (%)	38.01±16.33	8.09±3.43	8.40±6.14
Areia muito fina(%)	3.50±1.69	3.50±1.80	8.28±4.91
Silte e Argila(%)	1.44±0.59	4.53±3.26	55.51±26.28
phi (Φ)	1.88±0.39	0.70±0.75	3.37±1.21
Composição de sedimento			
Mat. orgânica(%)	0,46	1,76	8,05

Tabela S1 – Descritores ambientais quantitativos dos trechos estudados no Complexo Jurumirim. (Cont.)

	Veados 1	**Veados 2**	**Veados 3**
Parâmetros físicos e químicos da água (média±DP)			
Temperatura(°C)	23.00±3.72	24.35±3.21	25.06±3.73
pH	6.70±0.32	6.73±0.33	6.81±0.6
Cond. elétrica (µS/cm)	54.92±30.08	56.13±24.63	53.54±26.67
DO (mg/L)	7.41±1.22	8.14±1.11	8.10±0.89
Transparência(m)	0.82±0.40	1.02±0.43	0.91±0.46
Profundidade(m)	2.11±0.7	4.99±1.68	6.44±1.41
Velocidade(m/s)	0.02±0.00	0.05±0.00	
Vazão(m^3/s)			
Cota do reservatório(m)			566.2±0.63
Nutrientes de água (média±DP)			
Clorofila a (µg/L)	2.10±2.34	1.75±1.50	2.84±3.57
Fósforo total(µg/L)	324.73±96.13	418.72±97.78	414.05±79.49
Nitrogênio total (µg/L)	28.45±16.57	22.98±7.25	22.84±7.12
Mat. suspensão(g/L)	4.10±3.75	4.11±3.67	5.09±7.32
Granulometria de sedimento (média±DP)			
Areia muito grossa(%)	1.74±1.8	6.89±4.28	5.13±3.38
Areia grossa(%)	6.53±5.6	15.20±5.67	12.04±6.04
Areia média(%)	14.87±3.45	15.59±6.57	9.14±5.39
Areia fina (%)	27.09±15.09	9.98±6.92	8.39±6.17
Areia muito fina(%)	19.94±7.96	7.50±5.07	11.86±14.53
Silte e Argila(%)	29.84±14.06	44.84±17.03	53.46±18.47
phi (Φ)	3.02±0.41	2.90±0.57	3.21±0.61
Composição de sedimento			
Mat. orgânica(%)	11,96	23,24	12,40

Tabela (Cap. 2) S 2: Lista de espécies de peixes com acrônimo e referências utilizadas para definir grupo trófico.

Espécies (Acrônimo)	Grupo trófico	Referências
Apareiodon affinis (Aaff)	Detritívoro	Hahn et al. 2004
Astyanax lacustris (Aalt)	Onívoro	Relatório PNPD
Astyanax bockmanni (Aboc)	Onívoro	Mérona and Rankin-de-Mérona 2004
Astyanax fasciatus (Afas)	Herbívoro	Relatório PNPD
Callichthys callichthys (Ccal)	Onívoro	Froese and Pauly 2015
Cichla kelberi (Ckel)*	Piscívoro	Hahn et al. 2004
Cyphocharax modestus (Cmod)	Detritívoro	Relatório PNPD
Eigenmannia trilineata (Etri)	Insetívoro	Hahn et al. 2004
Galeocharax knerii (Gkne)	Piscívoro	Relatório PNPD
Geophagus brasiliensis (Gbra)	Onívoro	Abelha and Goulart 2004; Uieda 1984
Gymnotus sylvius (Gsyl)	Onívoro	Relatório PNPD
Hoplias intermedius (Hint)	Piscívoro	Lauder 1981
Hoplias malabaricus (Hmal)	Piscívoro	Almeida et al. 1997
Hoplosternum littorale (Hlit)	Onívoro	Relatório PNPD
Hypostomus aff. *Paulinus* (Hpau)	Iliófago	Gandini et al. 2014
Hypostomus ancistroides (Hanc)	Iliófago	Relatório PNPD
Hypostomus cf. *Nigromaculatus* (Hnig)	Onívoro	Casatti 2002
Hypostomus margaritifer (Hmar)	Iliófago	Gandini et al. 2014
Hypostomus regani (Hreg)	Iliófago	Relatório PNPD
Iheringichthys labrosus (Ilab)	Onívoro	Relatório PNPD
Leporinus amblyrhynchus (Lamb)	Onívoro	Braga 1990; Andrian et al.1994; Hahn et al.1998; Luiz et al. 1998
Leporinus obtusidens (Lobt)	Insetívoro	Relatório PNPD
Leporinus friderici (Lfri)	Herbívoro	Relatório PNPD
Leporinus octofasciatus (Loct)	Herbívoro	Luz-Agostinho et al. 2006; Lima 2012
Leporinus striatus (Lstr)	Onívoro	Luz-Agostinho et al. 2006; Lima 2012
Metynnis maculatus (Mmac)*	Herbívoro	Relatório PNPD
Oligosarcus paranensis (Opar)	Piscívoro	Relatório PNPD
Piaractus mesopotamicus (Pmes)	Onívoro	Hahn et al. 2004
Pimelodella avanhandavae (Pava)	Herbívoro	Relatório PNPD
Pimelodus maculatus(Pmac)	Onívoro	Relatório PNPD
Prochilodus lineatus (Plin)	Iliófago	Relatório PNPD
Pterygoplichthys ambrosetti (Pamb)*	Iliófago	Salvador-Jret al. 2009
Rhamdia quelen (Rque)	Piscívoro	Relatório PNPD
Rhinodoras dorbignyi (Rdor)	Insetívoro	Relatório PNPD
Salminus hilarii (Shil)	Piscívoro	Relatório PNPD
Schizodon intermedius (Sint)	Herbívoro	Relatório PNPD
Schizodon nasutus (Snas)	Herbívoro	Relatório PNPD
Serrasalmus maculatus (Smac)	Piscívoro	Relatório PNPD
Steindachnerina insculpta (Sins)	Detritívoro	Relatório PNPD

*não-nativa

Referencias utilizadas para definir grupo trófico

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.

Almeida, V. D., Hahn, N. S., & Vazzoler, A. D. M. (1997). Feeding patterns in five predatory fishes of the high Paraná River floodplain (PR, Brazil). *Ecology of Freshwater Fish*, *6*(3), 123-133.

Andrian, I. F., C. R. C. Dória & G. Torrente. 1994. Espectro alimentar e similaridade na composição da dieta de quatro espécies de *Leporinus* (Characiformes, Anostomidae) do rio Paraná (22º10'-22º50' S / 53º10'-53º40' W), Brasil. Revista UNIMAR, 16: 97-106.

Braga, F. M. de S. 1990. Aspectos da reprodução e alimentação de peixes comuns em um trecho do rio Tocantins entre Imperatriz e Estreito, Estados do Maranhão e Tocantins, Brasil. Revista Brasileira de Biologia, 50: 547-558.

Casatti, L. 2002. Alimentação dos peixes em um riacho do Parque Estadual Morro do Diabo, bacia do alto rio Paraná, sudeste do Brasil. *Biota Neotropica*, *2*(2), 1-14.

Froese, R. and D. Pauly. Editors. 2015. FishBase. World Wide Web electronic publication. www.fishbase.org, version (02/2015).

Gandini, C. V., Sampaio, F. A. C., & Pompeu, P. S. (2014). Hydropeaking effects of on the diet of a Neotropical fish community. *Neotropical Ichthyology*, *12*(4), 795-802.

Hahn, N. S., Agostinho, A. A., Gomes, L. C. and Bini, L. M. 1998. Estrutura trófica da ictiofauna do reservatório de Itaipu (Paraná-Brasil) nos primeiros anos de sua formação. – Interciência 23: 299–305 [in Portuguese].

Hahn, N.S.; Fugi, R. & Andrian, I.F. 2004. trophic ecology of the fish assemblages. Pp 247-259. *in*: S.M. thomaz, A.A. Agostinho & N.S. Hahn, (eds.), the upper Paraná river and its floodplain physical aspects, ecology and conservation. Backhuys Publishers, Leiden. 393p.

Lauder Jr, G. V. 1981. Intraspecific functional repertoires in the feeding mechanism of the characoid fishes Lebiasina, Hoplias and Chalceus. *Copeia*, 154-168.

Lima, F. P. D. 2012. Estrutura trófica das assembléia de peixes da represa de Jurumirim, alto rio Paranapanema-SP, Brasil.

Luz-Agostinho, K. D., Bini, L. M., Fugi, R., Agostinho, A. A., & Júlio Jr, H. F. (2006). Food spectrum and trophic structure of the ichthyofauna of Corumbá reservoir, Paraná river Basin, Brazil. *Neotropical Ichthyology*, *4*(1), 61-68.

Luiz, E. A., A. A. Agostinho, L. C. Gomes & N. S. Hahn. 1998. Ecologia trófica de peixes em riachos da bacia do rio Paraná. Revista Brasileira de Biologia, 58: 273-285.

Mérona, B. D., & Rankin-de-Mérona, J. 2004. Food resource partitioning in a fish community of the central Amazon floodplain. *Neotropical Ichthyology*, *2*(2), 75-84.

Salvador-Jr, L. F., Salvador, G. N., & Santos, G. B. 2009. Morphology of the digestive tract and feeding habits of Loricaria lentiginosa Isbrücker, 1979 in a Brazilian reservoir. *Acta Zoologica*, *90*(2), 101-109.

Uieda, V. S. 1984. Ocorrência e distribuição dos peixes em um riacho de água doce. *Revista Brasileira de Biologia*, *44*(2), 203-213.

Mapa de Distribuição de espécies de peixes não nativos

A represa de Jurumirim e seu entorno apresenta uma distribuição heterogênea de espécies de peixes não-nativas. A ausência delas por rede de espera foi registrada nos sítios Tr(A)1, Tr(A)2, Tr(3), Re1 e MA1. Pelo menos uma das duas espécies ocorreram em La(A), Ma2 e Re3. A presença das duas espécies ocorreram nos sítios La(B), Tr(B)1, Tr(B)2, Tr(B)2 e Re2 (Fig. 8).

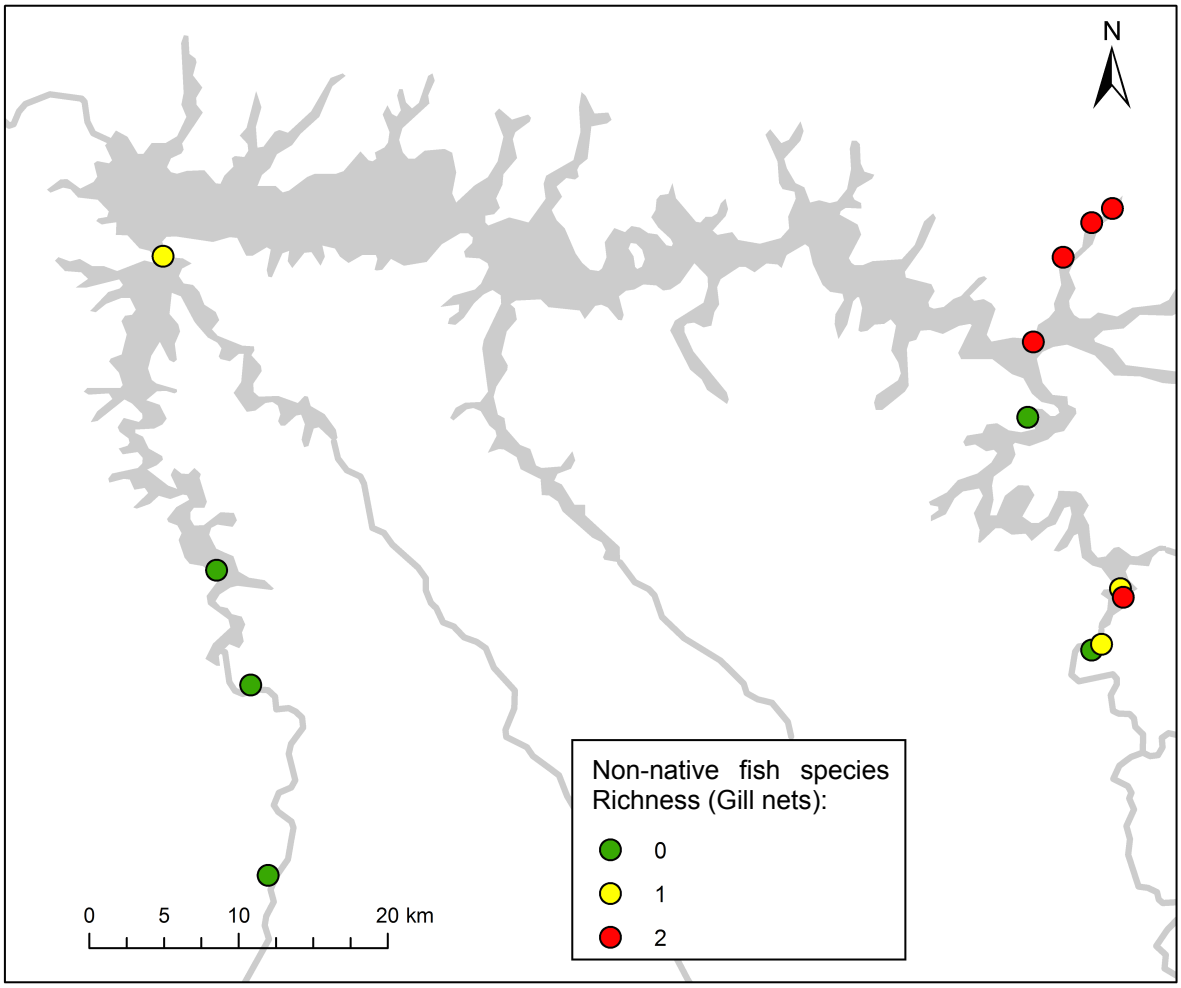


Figura (Cap. 2) S 1: Distribuição da riqueza de espécies de peixes não nativos capturados por redes de espera no complexo de Jurumirim, SP, Brasil. (Cor verde: zeroespécies, cor amarela: uma espécie, cor vermelha: duas espécies).

Tabela (Cap. 2) S 3: Análise de detecção de fatores de inflação de variância (VIF). Valores maiores que 2,5 indicam multicolinearidade ou redundância de resultados (OD e transparência da agua foram excluídos).

Variáveis	**VIF**
Temperatura	2.16
pH	1.79
Condutividade elétrica	1.57
Clorofila	1.21
Matéria orgânica	2.22
Areia muito fina	1.32
Nitrogênio	1.40
Fósforo	1.14
Não-nativa	1.38

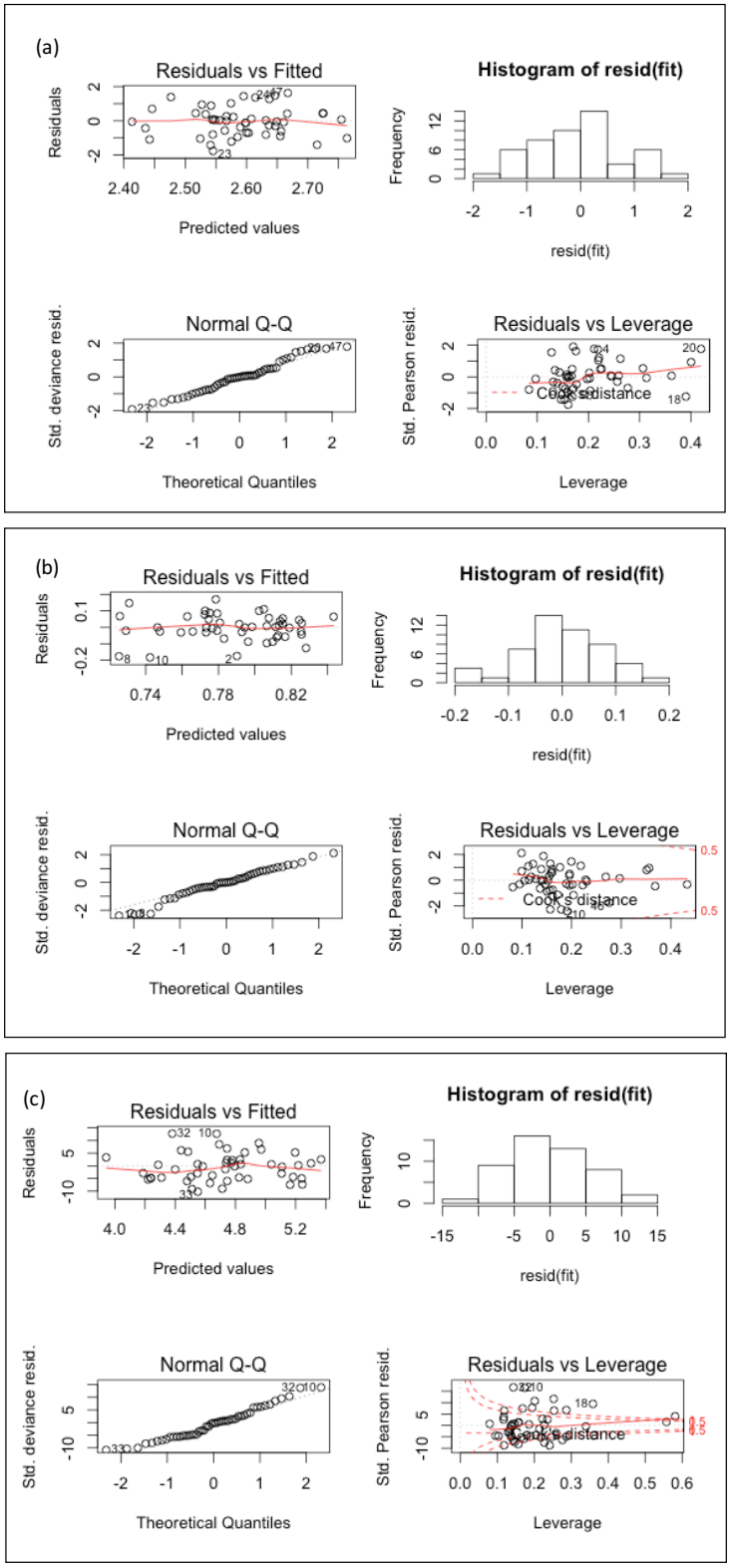


Figura (Cap. 2) S 2: Gráficos de análise de normalidade das variáveis respostas: (a) riqueza de espécies; (b) Equitabilidade (c) total de indivíduos. Plotando os valores residuais contra os valores previsto pelo GLM ajustado e influenciado, teve uma suave diferença para o modelo linear, o plote*'Normal Q-Q'* mostra o alinhamento dos pontos com a linha de tendência, indicando que Poisson é a distribuição apropriada para os dados, exceto para Equitabilidade. O histograma mostra a não normalidade de variáveis respostas o que torna o uso de GLM apropriado (Cont.)

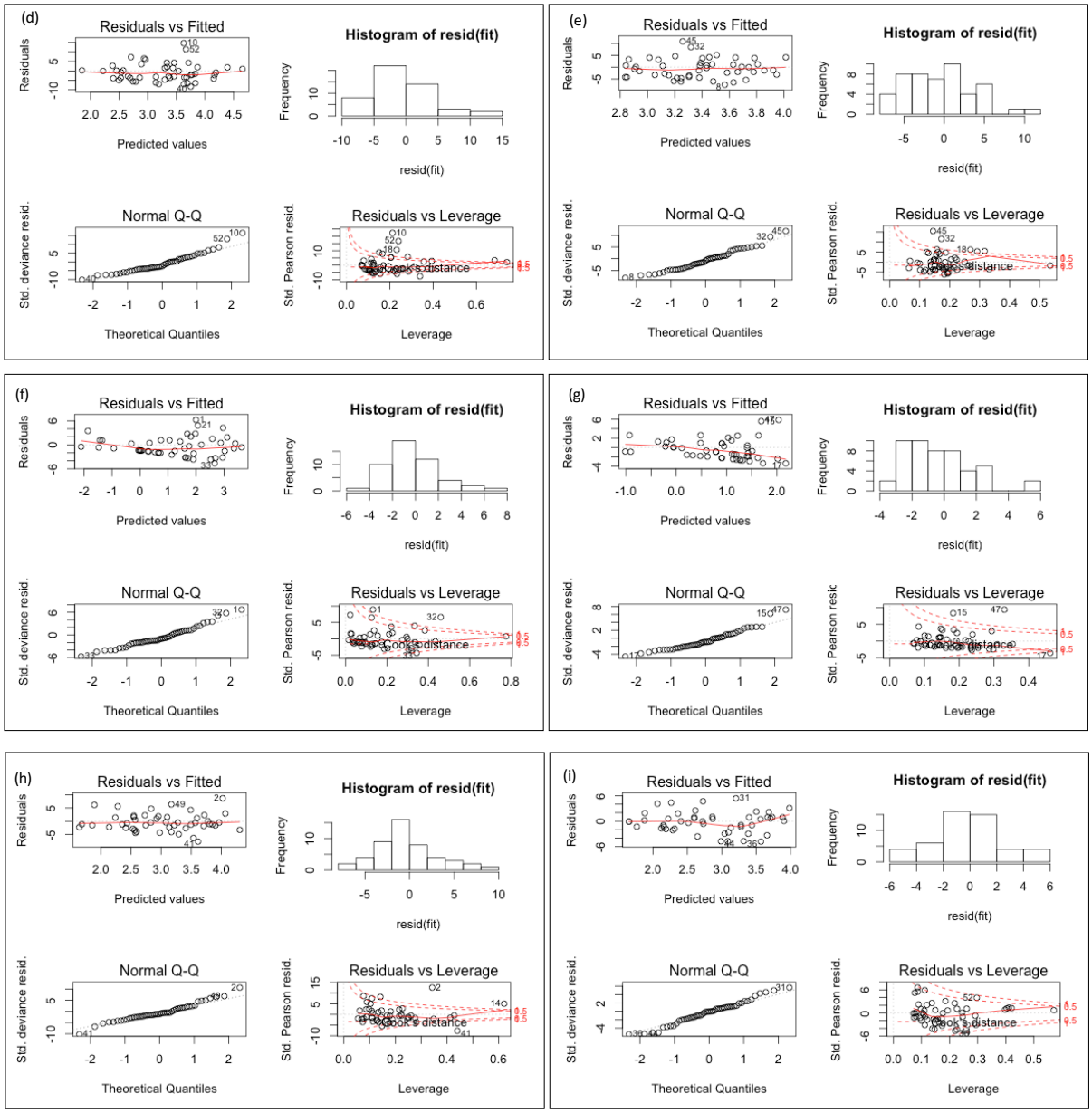


Figura (Cap. 2) S 3: Gráficos de análise de normalidade das variáveis respostas: (d) detritívoros; (e) herbívoros; (f) insetívoros; (g) iliófagos (h) onívoros e (i) piscívoros.

Tabela (Cap. 2) S 4: Visão geral de modelos lineares generalizados de efeito misto rodados para atributos ecológicos em relação a variáveis extrínsecas. Apenas um modelo foi selecionado. (Cont.)

Riqueza de espécies

Modelo	fórmula	BIC
GLMM1	total.sp ~ temperatura + pH + condutividade.eletrica+ clorofila + materia.organica + areia.muito.fina + nitrogênio + fosforo + não-nativa + (1|meses) + (1|sitio)	292.8

N total

Modelo	fórmula	BIC
GLMM1	total.ind ~ temperatura + pH + clorofila + materia.organica + fosforo + nitrogênio + não-nativa + areia.muito.fina + fosforo*clorofila + nitrogênio * clorofila + materia.organica * areia.muito.fina + (1 | meses) + (1 | sitio)	942.05

Equitabilidade

Modelo	fórmula	BIC
GLMM1	Equitabilidade ~ temperatura + pH + condutividade.eletrica+ clorofila + areia.muito.fina + nitrogênio + fosforo + não-nativa + +(1|meses) + (1|sitio)	-14.84

Tabela S4 – Visão geral de modelos lineares generalizados de efeito misto rodados para grupos tróficos em relação a variáveis extrínsecas. O modelo selecionados está marcado em negrito. (Cont.)

Detritívoros

Modelo	fórmula	df	logLik	BIC	delta	weight
GLMM1	**det.ind ~ clorofila + condutividade.eletrica+ nitrogênio + não-nativa + pH + fosforo + temperatura + areia.muito.fina + nitrogênio*fosforo + condutividade.eletrica*pH + condutividade.eletrica*temperatura + nitrogênio*temperatura + (1|meses) + (1|sitio)**	**15**	**-251.74**	**561.87**	**0**	**0.63**
GLMM2	det.ind ~ clorofila + condutividade.eletrica+ nitrogênio + não-nativa + pH + fosforo + temperatura + areia.muito.fina + nitrogênio*fosforo + condutividade.eletrica*pH + nitrogênio*temperatura + (1|meses) + (1|sitio)	14	-254.76	564.01	2.14	0.22
GLMM3	det.ind ~ temperatura + pH + condutividade.eletrica+ clorofila + materia.organica + areia.muito.fina + nitrogênio + fosforo + não-nativa + temperatura*condutividade.eletrica+ clorofila*fosforo + nitrogênio*fosforo + nitrogênio*temperatura + materia.organica*areia.muito.fina + pH*condutividade.eletrica+ (1|meses) + (1|sitio)	16	-251.19	564.66	2.79	0.16

Herbívoros

Modelo	fórmula	df	logLik	BIC	delta	weight
GLMM1	**herb.ind ~ temperatura + pH + condutividade.eletrica+clorofila + materia.organica + areia.muito.fina + nitrogênio + fosforo + não-nativa + nitrogênio*fosforo + nitrogênio*temperatura + nitrogênio*clorofila + materia.organica*areia.muito.fina + pH*condutividade.eletrica+ (1|meses) + (1|sitio)**	**15**	**-362.11**	**782.61**	**0**	**0.72**
GLMM2	herb.ind ~ clorofila + condutividade.eletrica+ nitrogênio + não-nativa + materia.organica + pH + fosforo + temperatura + areia.muito.fina + clorofila*nitrogênio + nitrogênio*fosforo + materia.organica*areia.muito.fina + nitrogênio*temperatura + (1|meses) + (1|sitio)	16	-361.11	784.48	1.88	0.28

Tabela S4 – Visão geral de modelos lineares generalizados de efeito misto rodados para grupos tróficos em relação a variáveis extrínsecas. O modelo selecionados está marcado em negrito. (Cont.)

Iliófagos

Modelo	fórmula	df	logLik	BIC	delta	Weight
GLMM1	**ilio.ind ~ temperatura + clorofila + nitrogênio + não-nativa + materia.organica + fosforo+ clorofila*nitrogênio + fosforo*nitrogênio + (1|meses) +(1|sitio)**	**10**	**-116.58**	**272.09**	**0**	**0.73**
GLMM2	ilio.ind ~ temperatura + pH + condutividade.eletrica+ clorofila + materia.organica + areia.muito.fina + nitrogênio + fosforo + não-nativa + clorofila*fosforo + nitrogênio*clorofila + materia.organica*areia.muito.fina + (1|meses) + (1|sitio)	11	-115.66	274.13	2.04	0.27

Insetívoros

Modelo	fórmula	df	logLik	BIC	delta	Weight
GLMM1	**ins.ind ~ condutividade.eletrica+ nitrogênio + materia.organica + pH + fosforo + clorofila + temperatura + fosforo*nitrogênio + (1|sitio)**	**8**	**-99.69**	**230.51**	**0**	**0.65**
GLMM2	ins.ind ~ temperatura + pH + condutividade.eletrica+ materia.organica + nitrogênio + fosforo + nitrogênio*fosforo + (1|sitio)	9	-98.94	232.9	2.39	0.2
GLMM3	ins.ind ~ temperatura + pH + condutividade.eletrica+ clorofila + materia.organica + areia.muito.fina + nitrogênio + fosforo + não-nativa + nitrogênio*fosforo + materia.organica*areia.muito.fina + (1|sitio)	9	-99.2	233.43	2.92	0.15

Onívoros

Modelo	fórmula	df	logLik	BIC	delta	Weight
GLMM1	**onm.ind ~ temperatura + pH + condutividade.eletrica+ clorofila + areia.muito.fina + nitrogênio + nitrogênio*clorofila + (1|meses) + (1|sitio)**	**9**	**-205**	**445.02**	**0**	**0.77**
GLMM2	onm.ind ~ temperatura + pH + condutividade.eletrica+ clorofila + materia.organica + areia.muito.fina + nitrogênio + fosforo + não-nativa+nitrogenio*clorofila+ materia.organica*areia.muito.fina + pH*condutividade.eletrica+ (1|meses) + (1|sitio)	10	-204.23	447.38	2.36	0.23

Tabela S4 – Visão geral de modelos lineares generalizados de efeito misto rodados para grupos tróficos em relação a variáveis extrínsecas. O modelo selecionados está marcado em negrito.

Piscívoros

Modelo	fórmula:	df	logLik	BIC	delta	Weight
GLMM1	**pisc.ind ~ temperatura + pH + condutividade.eletrica+ materia.organica + areia.muito.fina + nitrogênio + fosforo + não-nativa + nitrogênio*temperatura + pH*condutividade.eletrica+ (1|meses) + (1|sitio)**	**8**	**-211.24**	**453.62**	**0**	**0.11**
GLMM2	3/5/7/8	7	-213.37	453.98	0.35	0.09
GLMM3	1/3/5/7/8	8	-211.54	454.22	0.6	0.08
GLMM4	1/4/5/8	7	-213.82	454.88	1.25	0.06
GLMM5	1/3/4/5/8	8	-211.9	454.93	1.31	0.06
GLMM6	2/3/5/7/8/10	9	-209.96	454.95	1.32	0.06
GLMM7	2/3/4/5/8	8	-211.93	454.99	1.37	0.05
GLMM8	2/3/4/5/7/8	9	-209.99	455	1.37	0.05
GLMM9	3/5/8	6	-216.01	455.38	1.75	0.04
GLMM10	1/2/3/4/5/8	9	-210.21	455.44	1.81	0.04
GLMM11	1/2/3/5/7/8	9	-210.22	455.47	1.85	0.04
GLMM12	2/3/5/6/7/8	9	-210.37	455.76	2.13	0.04
GLMM13	1/3/5/8	7	-214.26	455.76	2.14	0.04
GLMM14	1/2/3/4/5/7/8	10	-208.49	455.91	2.28	0.03
GLMM15	4/5/8	6	-216.29	455.93	2.31	0.03
GLMM16	3/4/5/8	7	-214.36	455.97	2.34	0.03
GLMM17	1/3/5/7/8/9	9	-210.49	456	2.38	0.03
GLMM18	2/3/5/7	7	-214.42	456.08	2.46	0.03
GLMM19	1/3/4/5/7/8	9	-210.66	456.35	2.73	0.03
GLMM20	1/2/3/5/7/8/9	10	-208.74	456.4	2.78	0.03
GLMM21	pisc.ind ~ temperatura + pH + condutividade.eletrica+ clorofila + materia.organica + areia.muito.fina + nitrogênio + fosforo + não-nativa + nitrogênio*temperatura + materia.organica*areia.muito.fina + pH*condutividade.eletrica+ (1|meses) + (1|sitio)	9	-210.72	456.46	2.84	0.03

Variável	cond.eletrica	nitrogênio	não-nativa	materia.organica	pH	fosforo	temp	areia.muito.fina	elect.cond:pH	nitrogenio:temp
Código	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10

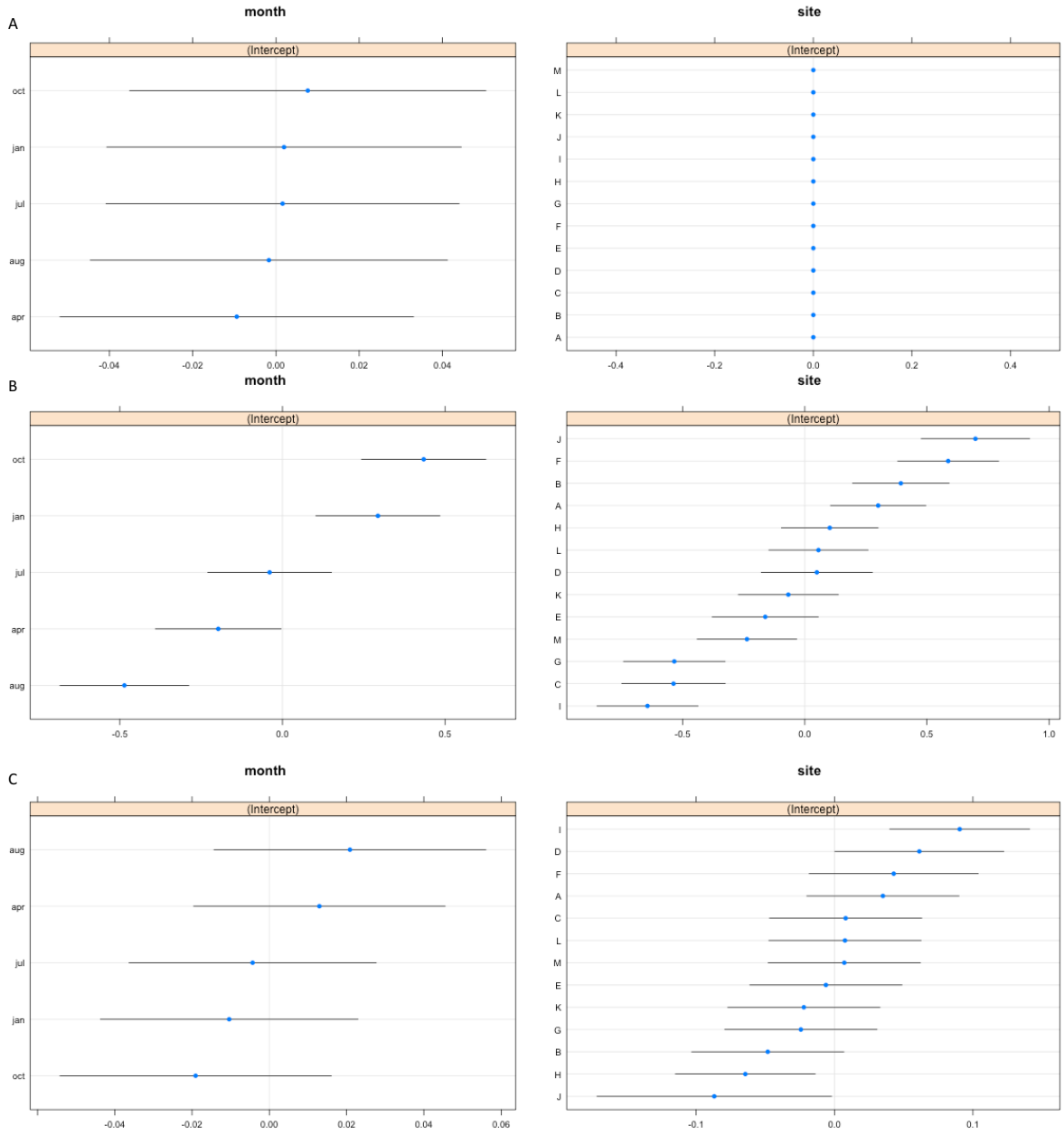


Figura (Cap. 2) S 4: Intervalos de confiança de 95% dos coeficientes de modelo-médio para intercepção de variáveis aleatórias: meses e sítios amostrados. Variáveis respostas: A: riqueza de espécies; B: total de indivíduos; C: Equitabilidade de Pielou. (Cont.)

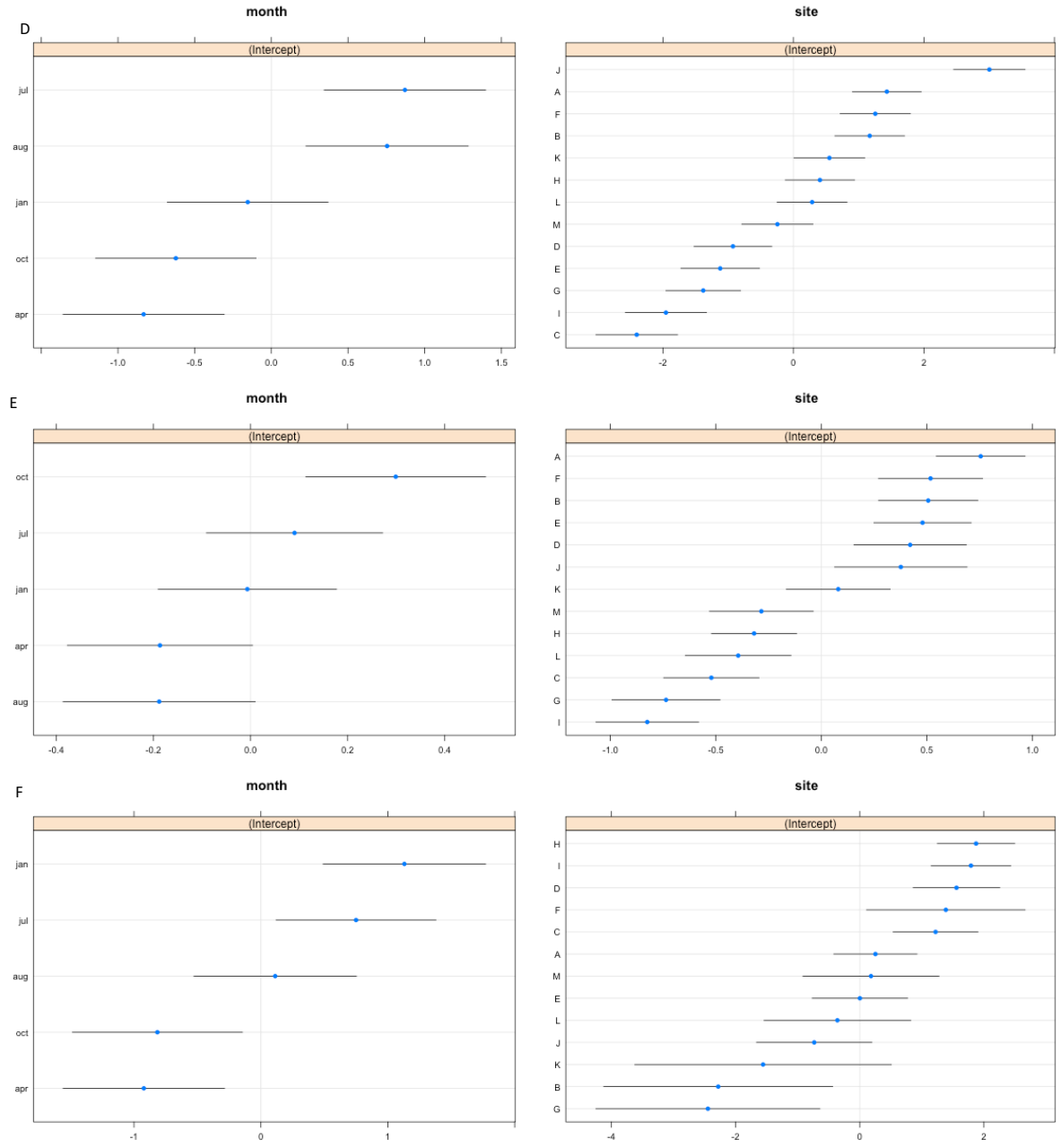


Figura S4 – Intervalos de confiança de 95% dos coeficientes de modelo-médio para intercepção de variáveis aleatórias: meses e sítios amostrados. Variáveis respostas: (d) detritívoros; (e) herbívoros; (f) iliófagos. (Cont.)

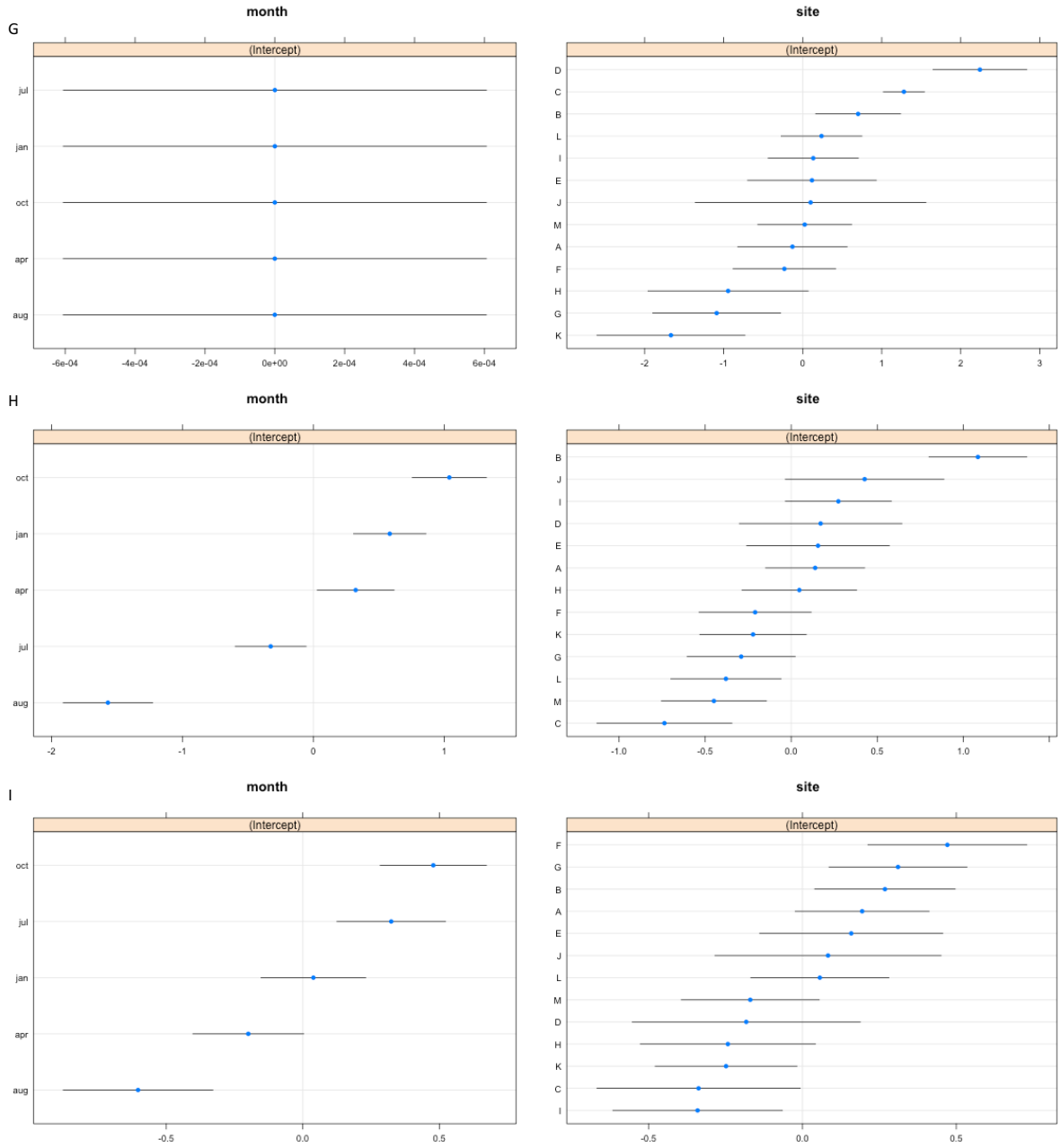


Figura S4 – Intervalos de confiança de 95% dos coeficientes de modelo-médio para intercepção de variáveis aleatórias: meses e sítios amostrados. Variáveis respostas: (g) insetívoros; (h) onívoros e (i) piscívoros.

Tabela (Cap. 2) S 5: Intervalos de confiança de 95% e razão de chances para os coeficientes. (Cont.)

Riqueza de espécies	2.50%	97.50%
(Intercept)	**2.48**	**2.73**
temperatura	-0.06	0.18
pH	-0.15	0.08
condutividade.eletrica	-0.15	0.10
clorofila	-0.15	0.05
materia.organica	-0.14	0.14
areia.muito.fina	-0.11	0.09
nitrogênio	-0.10	0.10
fosforo	-0.15	0.04
não-nativa	-0.24	0.15
temperatura:condutividade.eletrica	-0.16	0.21
clorofila:fosforo	-0.23	0.05
nitrogenio:fosforo	-0.20	0.06
temperatura:nitrogenio	-0.15	0.10
clorofila:nitrogenio	-0.12	0.11
materia.organica:areia.muito.fina	-0.09	0.07
pH:condutividade.eletrica	-0.17	0.11
Equitabilidade	2.50%	97.50%
(Intercept)	**0.76**	**0.84**
temperatura	-0.01	0.06
pH	-0.04	0.03
condutividade.eletrica	-0.02	0.06
clorofila	-0.01	0.05
areia.muito.fina	-0.03	0.04
nitrogênio	-0.02	0.04
fosforo	-0.03	0.02
não-nativa	-0.08	0.04
materia.organica	-0.01	0.08
temperatura:condutividade.eletrica	-0.03	0.09
clorofila:fosforo	-0.02	0.06
nitrogenio:fosforo	-0.03	0.05
temperatura:nitrogenio	-0.03	0.05
clorofila:nitrogenio	-0.04	0.03
areia.muito.fina:materia.organica	-0.02	0.03
pH:condutividade.eletrica	-0.06	0.02

Tabela S5 - Intervalos de confiança de 95% e razão de chances para os coeficientes. (Cont.)

N total	2.50%	97.50%
(Intercept)	**4.65**	**4.74**
temperatura	-0.01	0.07
pH	**0.13**	**0.20**
condutividade.eletrica	-0.08	0.01
clorofila	**-0.14**	**-0.08**
materia.organica	**-0.38**	**-0.27**
areia.muito.fina	-0.05	0.02
fosforo	**0.08**	**0.15**
nitrogênio	**-0.40**	**-0.32**
não-nativa	**0.01**	**0.14**
temperatura:condutividade.eletrica	**-0.23**	**-0.12**
fosforo:nitrogenio	-0.02	0.08
clorofila:nitrogenio	**0.16**	**0.25**
clorofila:fosforo	**0.16**	**0.26**
materia.organica:areia.muito.fina	**-0.07**	**-0.01**
pH:condutividade.eletrica	**0.08**	**0.18**
clorofila:fosforo:nitrogenio	**0.17**	**0.30**

Tabela S5 - Intervalos de confiança de 95% e razão de chances para os coeficientes. (Cont.)

Detritívoros	or	l95	u95
(Intercept)	24.60	8.66	69.84
clorofila	0.83	0.73	0.96
condutividade.eletrica	1.14	0.95	1.35
nitrogênio	0.88	0.67	1.16
não-nativa	0.68	0.54	0.86
pH	1.52	1.31	1.76
fosforo	0.89	0.79	0.99
temperatura	2.18	1.64	2.90
areia.muito.fina	0.64	0.57	0.72
clorofila:fosforo	0.83	0.63	1.08
condutividade.eletrica:pH	0.63	0.51	0.78
nitrogenio:fosforo	0.51	0.41	0.63
nitrogenio:temperatura	2.11	1.76	2.53
condutividade.eletrica:temperatura	0.98	0.83	1.14
Herbívoros	or	l95	u95
(Intercept)	36.08	24.81	52.47
clorofila	0.93	0.85	1.02
condutividade.eletrica	0.70	0.64	0.76
nitrogênio	0.85	0.72	1.00
não-nativa	0.66	0.52	0.84
materia.organica	0.67	0.58	0.77
pH	0.87	0.79	0.95
fosforo	1.19	1.09	1.29
temperatura	1.01	0.85	1.21
areia.muito.fina	0.55	0.48	0.62
clorofila:nitrogenio	1.59	1.40	1.81
nitrogenio:fosforo	0.82	0.74	0.91
nitrogenio:temperatura	0.85	0.78	0.93
materia.organica:areia.muito.fina	1.02	0.95	1.08

Tabela S5 - Intervalos de confiança de 95% e razão de chances para os coeficientes.

Iliófagos	or	l95	u95
(Intercept)	0.75	0.20	2.81
clorofila	0.37	0.24	0.56
nitrogênio	2.43	1.24	4.75
não-nativa	3.62	1.86	7.03
materia.organica	0.46	0.34	0.61
fosforo	0.28	0.17	0.47
clorofila:nitrogenio	2.56	1.95	3.36
clorofila:fosforo	0.50	0.32	0.78
temperatura	1.07	0.79	1.45
Insetívoros	or	l95	u95
(Intercept)	1.76	0.93	3.33
condutividade.eletrica	0.54	0.39	0.74
nitrogênio	0.82	0.58	1.17
materia.organica	0.56	0.40	0.79
pH	1.60	1.19	2.16
fosforo	1.32	1.06	1.65
nitrogenio:fosforo	0.41	0.30	0.54
temperatura	1.05	0.82	1.34
clorofila	1.02	0.87	1.21
Onívoros	or	l95	u95
(Intercept)	18.39	7.33	46.17
clorofila	1.12	1.02	1.23
nitrogênio	0.49	0.42	0.58
pH	0.69	0.63	0.75
temperatura	0.65	0.56	0.75
areia.muito.fina	0.73	0.66	0.80
clorofila:nitrogenio	1.60	1.41	1.82
condutividade.eletrica	0.98	0.89	1.08
Piscívoros	or	l95	u95
(Intercept)	14.40	8.51	24.37
nitrogênio	0.89	0.69	1.16
não-nativa	1.33	0.99	1.79
pH	1.28	1.14	1.43
temperatura	1.13	0.90	1.42
areia.muito.fina	0.86	0.76	0.99
condutividade.eletrica	1.08	0.88	1.32
materia.organica	1.05	0.91	1.22
nitrogenio:temperatura	1.00	0.95	1.04
fosforo	1.00	0.97	1.03
condutividade.eletrica:pH	1.01	0.92	1.11

Tabela (Cap. 2) S 6: Resultados da regressão lineares generalizadas mistas entre atributos ecologicos e nichos tróficos com fatores ambientais e espécies de peixes não-nativas. (***) – p < 0.0001; (**) – p < 0.001; (*) – p < 0.05. (Cont.)

Total de espécies	Coef.	Erro Padrão	z	p	Sinal
intercepto	2.62	0.06	44.23	0.00	***
temperatura	0.06	0.06	1.07	0.29	
pH	-0.02	0.05	-0.45	0.66	
cond. elétrica	0.02	0.05	0.34	0.73	
clorofila	-0.05	0.05	-1.00	0.32	
mat. orgânica	0.02	0.06	0.32	0.75	
areia muito fina	0.00	0.05	0.03	0.98	
Nitrogênio total	-0.02	0.06	-0.27	0.79	
Fósforo total	-0.03	0.04	-0.64	0.52	
não-nativa	-0.08	0.11	-0.69	0.49	
Total de indivíduos					
intercepto	4.82	0.21	23.00	0.00	***
temperatura	-0.10	0.04	-2.63	0.01	**
pH	0.07	0.02	2.84	0.00	**
clorofila	-0.06	0.03	-2.24	0.02	*
mat. orgânica	-0.18	0.03	-5.16	0.00	***
Fósforo total	0.00	0.02	-0.21	0.83	
Nitrogênio total	-0.30	0.05	-5.61	0.00	***
não-nativa	0.03	0.05	0.55	0.59	
areia muito fina	-0.26	0.02	-10.83	0.00	***
clorofila:Fósforo total	0.13	0.03	3.88	0.00	***
clorofila:Nitrogênio	0.38	0.03	14.13	0.00	***
mat. orgânica: areia muito fina	-0.07	0.02	-4.14	0.00	***
Equitabilidade			t		
intercepto	0.78	0.02	31.74		
temperatura	0.03	0.02	1.85		
pH	-0.01	0.01	-0.88		
cond. elétrica	0.00	0.01	0.11		
clorofila	0.01	0.01	1.78		
areia muito fina	0.01	0.01	0.61		
Nitrogênio total	0.01	0.02	0.86		
Fósforo total	0.00	0.01	0.11		
não-nativa	0.02	0.02	0.73		

Tabela S6 - Resultados da regressão lineares generalizadas mistas entre atributos ecologicos e nichos tróficos com fatores ambientais e espécies de peixes não-nativas. (***) – p < 0.0001; (**) – p < 0.001; (*) – p < 0.05. (Cont.)

Detritívoros	Coef.	Erro Padrão	z	p	Sinal
intercepto	3.18	0.47	6.76	0.00	***
clorofila	-0.15	0.07	-2.23	0.03	*
cond. elétrica	0.20	0.06	3.13	0.00	**
Nitrogênio total	-0.27	0.12	-2.19	0.03	*
não-nativa	-0.32	0.11	-2.91	0.00	**
pH	0.47	0.06	7.39	0.00	***
Fósforo total	-0.12	0.05	-2.25	0.02	*
temperatura	0.70	0.12	5.62	0.00	***
areia muito fina	-0.41	0.05	-7.43	0.00	***
Nitrogênio total:Fósforo total	-0.59	0.08	-7.08	0.00	***
cond. elétrica:pH	-0.37	0.10	-3.65	0.00	***
cond. elétrica:temperatura	-0.10	0.14	-0.75	0.45	
Nitrogênio: temperatura	0.73	0.10	7.64	0.00	***
Herbívoros					
intercepto	3.57	0.18	19.36	0.00	***
clorofila	-0.06	0.05	-1.39	0.16	
cond. elétrica	-0.37	0.05	-8.20	0.00	***
Nitrogênio total	-0.17	0.08	-2.20	0.03	*
não-nativa	-0.40	0.12	-3.37	0.00	***
mat. orgânica	-0.40	0.07	-5.86	0.00	***
pH	-0.13	0.05	-2.93	0.00	**
Fósforo total	0.18	0.04	4.21	0.00	***
temperatura	0.02	0.09	0.25	0.81	
areia muito fina	-0.62	0.06	-9.87	0.00	***
clorofila: Nitrogênio	0.45	0.06	7.21	0.00	***
Nitrogênio: Fósforo	-0.20	0.05	-3.78	0.00	***
mat. orgânica: areia muito fina	0.06	0.04	1.42	0.16	
Nitrogênio :temperatura	-0.15	0.05	-3.33	0.00	***
Iliófagos					
intercepto	-0.20	0.75	-0.26	0.79	
temperatura	0.42	0.20	2.09	0.04	*
clorofila	-0.44	0.16	-2.77	0.01	**
Nitrogênio total	0.30	0.26	1.17	0.24	
não-nativa	1.49	0.32	4.62	0.00	***
mat. orgânica	-0.78	0.15	-5.37	0.00	***
Fósforo total	-0.62	0.21	-3.01	0.00	**
clorofila:Nitrogênio total	0.61	0.15	4.13	0.00	***
Nitrogênio total:Fósforo total	-0.14	0.18	-0.75	0.45	

Tabela S6 - Resultados da regressão lineares generalizadas mistas entre atributos ecologicos e nichos tróficos com fatores ambientais e espécies de peixes não-nativas.

Insetívoros	Coef.	Erro Padrão	z	p	Sign
intercepto	0.56	0.32	1.74	0.08	.
cond. elétrica	-0.62	0.16	-3.97	0.00	***
Nitrogênio total	-0.23	0.18	-1.25	0.21	
mat. orgânica	-0.60	0.18	-3.32	0.00	***
pH	0.36	0.17	2.17	0.03	*
Fósforo total	0.28	0.11	2.58	0.01	**
clorofila	0.17	0.16	1.09	0.28	
temperatura	0.25	0.19	1.33	0.19	
Nitrogênio: Fósforo	-0.91	0.14	-6.39	0.00	***
Onívoros					
intercepto	2.91	0.44	6.56	0.00	***
temperatura	-0.43	0.07	-6.13	0.00	***
pH	-0.37	0.04	-8.69	0.00	***
cond. elétrica	-0.09	0.07	-1.25	0.21	
clorofila	0.12	0.05	2.59	0.01	**
areia muito fina	-0.33	0.05	-6.40	0.00	***
Nitrogênio total	-0.72	0.08	-9.02	0.00	***
clorofila: Nitrogênio	0.48	0.06	7.53	0.00	***
Piscívoros					
intercepto	2.67	0.21	12.44	0.00	***
temperatura	0.10	0.10	1.04	0.30	
pH	0.29	0.06	4.60	0.00	***
cond. elétrica	0.11	0.08	1.32	0.19	
mat. orgânica	0.07	0.07	0.93	0.35	
areia muito fina	-0.10	0.05	-1.86	0.06	.
Nitrogênio total	-0.28	0.10	-2.72	0.01	**
Fósforo total	0.06	0.05	1.16	0.25	
não-nativa	0.37	0.11	3.24	0.00	**
temperatura: Nitrogênio	-0.07	0.06	-1.25	0.21	
pH: cond. elétrica	0.15	0.09	1.79	0.07	.

Capitulo 3

Estrutura taxonômica e funcional da comunidade de peixes na Represa de Jurumirim, Alto rio Paranapanema, sudeste do Brasil

Resumo

Os peixes de reservatórios são afetados pela atenuação dos pulsos de inundação. O objetivo desse trabalho foi caracterizar as assembleias de peixes de um reservatório tropical sob uma perspectiva taxonômica e funcional, buscando evidenciar padrões sazonais. O estudo foi conduzido em três diferentes áreas associadas ao reservatório de Jurumirim, bacia do rio Paranapanema: tributários Taquari e Veados, e o lago do reservatório. As coletas foram realizadas trimestralmente entre abril de 2011 e janeiro de 2013. Nós conduzimos análises ecomorfológicas, utilizando 17 medidas, para caracterizar cada espécie nos seguintes critérios funcionais: aquisição de alimentos, locomoção e uso do habitat. A diversidade taxonômica e a diversidade funcional da fauna de peixes foram determinadas por meio de um conjunto de índices. A ictiofauna em condição de represamento mostrou baixa diversidade funcional e similaridade de função de espécies nos três compartimentos estudados. Esses resultados ocorreram independentemente do período do ano. Foi detectado um padrão sazonal de previsibilidade de identidade funcional (*Rayleighs's test*: $p=0.03$). A previsibilidade sazonal da identidade funcional de peixes de Jurumirim acompanha as precipitações ao longo do ano (*t-test*: $p<0.05$). A precipitação apresenta um importante papel na maior ocupação de nicho por assembleias de peixes de reservatório.

Palavras-chave: Ecomorfometria, homogeneização, previsibilidade, precipitação, zona litorânea.

Abstract

The fishes of reservoir are affected by the attenuation of the wet-dry natural dynamics. The objective of this work was to characterize the fish assemblages of a tropical reservoir from a taxonomic and functional perspective, seeking to evidence seasonal patterns. The study was conducted in three different areas associated with the Jurumirim reservoir, Paranapanema basin: Taquari and Veados tributaries, and reservoir lake. The collections were carried out each three months between April 2011 and January 2013. We conducted ecomorphological analyzes, using 17 measures, to characterize each species in the following functional criteria: food acquisition, locomotion and habitat use. The taxonomic diversity and the functional diversity of the fish fauna were determined through a set of indices. The ichthyofauna in impoundment condition showed low functional diversity and similarity of species function in the three compartments studied. These results occurred regardless of the period of the year. A seasonal pattern of functional identity predictability (Rayleighs's test: $p = 0.03$) was detected. The seasonal predictability of functional identity on Jurumirim fish accompanies precipitation throughout the year (t-test: $p < 0.05$). Precipitation plays an important role in the greater niche occupation by reservoir fish assemblages.

Keywords: Ecomorphometry, homogenization, predictability, precipitation, coastal zone.

Introdução

Biodiversidade é a variação entre organismos e os sistemas ecológicos em todos os níveis, incluindo a variação genética nas populações, as diferenças morfológicas e funcionais entre espécies e as variações na estrutura do bioma e nos processos ecossistêmicos tanto nos sistemas terrestres como nos aquáticos (Ricklefs, 1979). A biodiversidade fornece um papel importante nos ecossistemas, pois as suas características funcionais, além dos seus componentes taxonômicos em si (i.e. espécies como unidades quantitativas fundamentais), têm sido usadas para identificar respostas aos processos ecológicos (Petchey e Gaston 2006). As populações humanas utilizam serviços essenciais dos ecossistemas promovidos pela biodiversidade por meio de recursos genéticos e hídricos, produção de alimentos e regulação do ciclo de nutrientes (Costanza et al., 1997). Neste sentido, o estudo da diversidade funcional (i.e., extensão das diferenças das características funcionais entre as espécies de uma comunidade) é potencialmente eficiente (Tilman 2001), já que melhor explica como alterações na biodiversidade podem refletir diretamente em mudanças no funcionamento do ecossistema (Petchey et al., 2004, Mouillot et al., 2011).

Uma das principais virtudes da abordagem funcional é permitir inferências mais diretas sobre a relação organismo-ambiente (Díaz e Cabido 2001; McGill et al. 2006). Mesmo em situações onde a riqueza de espécies é similar entre ambientes distintos, a estrutura funcional de suas assembleias pode ser bastante diferente. Assim, essa abordagem também é vista como uma ferramenta poderosa para revelar a natureza complexa das alterações em ecossistemas perturbados, que não necessariamente precisa responder à perda de espécies (Mouillot et al., 2013).

O sistema de reservatórios pode ser particularmente interessante para se entender as relações entre organismo e ambiente, tanto do ponto de vista das variações espaciais quanto temporais. Junto aos seus tributários, constitui um ambiente muito heterogêneo, tanto em termos de estrutura quanto de dinâmica (Henry 2014).

Em bacias tropicais, mudanças estacionais naturais, devido à variação pluviométrica, determinam alterações no nível de água dos ambientes aquáticos, de modo que possam expandir-se ou contrair-se, durante a estação chuvosa e seca, respectivamente, afetando a estabilidade das margens e zonas litorâneas dos corpos d'água (Bayley et al 1991; Agostinho et al. 2004). Isso acarreta diferenças na estrutura das assembleias de peixes, modificando sazonalmente a proporção entre as espécies e, consequentemente, a diversidade da ictiofauna (Agostinho e Gomes, 1997; Lowe-McConnell, 1999).

A zona de desembocadura de tributários em Jurumirim tem sazonalidade afetada pelos pulsos de inundações naturais (precipitação) e artificiais (represamento), e o tempo de residência (volume/vazão) da água é definido pelo sistema operacional (Henry et al., 1998). No entanto, a amplitude de variação sazonal é mais evidente em rios de planície de inundações do que em grandes represas artificiais (Lowe-McConell, 1999), visto que o controle dos seus níveis atenua os efeitos dos pulsos de inundações.

A atenuação dos pulsos de inundação faz dos reservatórios artificiais um ambiente caracterizado pela homogeneização de microhabitas. Alguns dos grandes efeitos de impacto de reservatórios é a perda de biodiversidade (Vitousek et al. 1997) e a homogeneização da fauna de peixes (Rahel et al, 2007), ou seja, a tendência de biotas se tornarem similares entre si ao longo do tempo (Rahel et al., 2002).

Existem pouco estudos associando o processo de homogeneização com a estrutura funcional da biota (Villeger et al., 2013) e para isso propomos a hipótese de homogeneidade funcional das assembleias de peixes em reservatórios. Esperamos que haja alta similaridade de características funcionais da ictiofauna entre estações do ano, devido à atenuação da dinâmica de cheia-seca e da homogeneização de habitas nesses sistemas.

O objetivo central desse estudo foi caracterizar a ictiofauna do reservatório de Jurumirim, comparando a estrutura taxonômica e funcional, e investigando mudanças sazonais das assembleias locais.

Material e Métodos

(a) Área de Estudo

O rio Paranapanema é um dos grandes afluentes da margem esquerda do Alto rio Paraná (Agostinho et al., 2007) e suas nascentes se localizam na Serra da Paranapiacaba, Município de Capão Bonito, São Paulo. A bacia hidrográfica do rio Paranapanema estende-se pelo sudoeste do Estado de São Paulo e norte do Paraná, drenando uma área de 100.800 km^2. O curso principal do rio, em direção Leste-Oeste, tem uma extensão de 930 km, dos quais 330 km formam a divisa natural entre os Estados de São Paulo e Paraná (Duke Energy, 2013). Devido a sua declividade, localização, presença de muitas quedas e corredeiras, entre outras características geomorfológicas, este rio teve papel importante no desenvolvimento hidroelétrico do Estado de São Paulo. Atualmente, ao longo do eixo principal do rio existem 10 usinas em operação, transformando seu curso em uma sucessão de reservatórios em cascata (Zocchi, 2002).

A represa de Jurumirim é a primeira da cascata de reservatórios do rio Paranapanema, e opera como reservatório de regulação dos demais a jusante. A barragem foi construída no final da década de 1950, e entrou em operação em 1962 (Henry e Nogueira, 1999). Sua área de drenagem abrange 17.800 Km^2, tendo dez afluentes em sua margem direita e sete na margem esquerda (Carvalho, 2009). O reservatório é de grande porte e com padrão dendrítico (Henry, 1999) e multi-compartimentalizado (Nogueira et al., 1999). Apresenta as seguintes características morfométricas e hidrológicas: área inundada de 484 km^2; perímetro de 1.115 km; volume de 7,2 bilhões de m^3 de água; profundidade máxima de 40 m; profundidade média de 12,90 m; comprimento máximo 30,75 km e largura máxima 10,50 km; vazão

total de 315 m³/s; e tempo de residência teórico médio anual de 334 dias (Henry, 1990). A represa de Jurumirim é um ecossistema com características predominantemente lênticas, com taxa de renovação da água baixa (Henry, 1990).

Foram amostrados 3 sítios, localizados nas zonas de desembocadura de dois tributários e na represa (Figura 1). Na represa de Jurumirim, no rio Taquari e no Ribeirão dos Veados, uma extensa área com um emaranhado de plantas aquáticas pode ser visualizada nas suas zonas litorâneas. Presença importante de macrófitas aquáticas (Cyperaceae, Poaceae e Xyridaceae), plantas submersas (Haloraceae) e vegetação típica de áreas alagadas é característica desses três locais de estudo (Henry et al., *no prelo*).

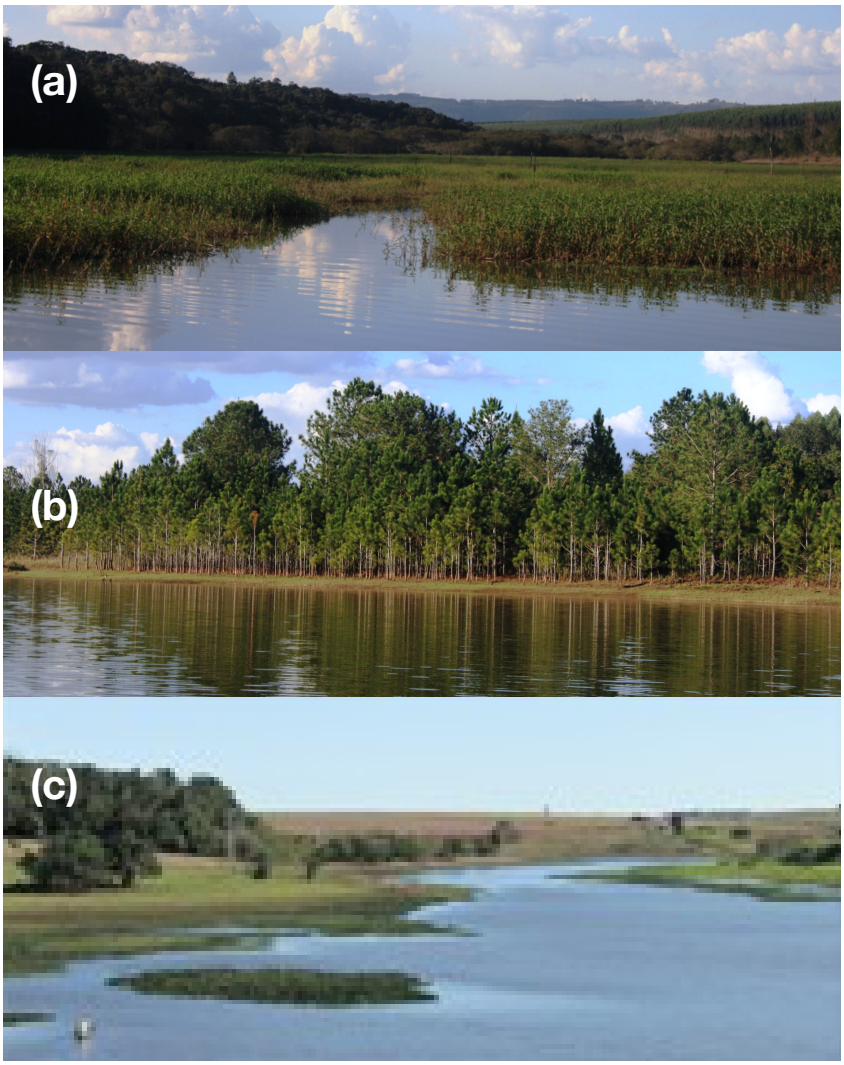


Figura (Cap.3) 1: Locais de estudos no reservatório de Jurumirim. a) Desembocadura do Ribeirão dos Veados (23°16'2.49"S; 48°38'15.72"W); b) Lago da represa (23°15'31.80"S; 48°37'30.59"W) e c) desembocadura do Rio Taquari (23°28'36.72"S;49° 9'55.22"W). Imagens (a e b) cedidas por H. Brandão.

(b) Nível de água e precipitação

As variações do nível da água e os valores de precipitação mensal obtidas para o período entre Março/2011 e Janeiro/2013 foram descritas em Henry et al. (no prelo). Segundo Henry et al. (no prelo), no primeiro ano de coleta (abril de 2011 a março de 2012), o nível de água na superfície oscilou de 564,93 m (12 de Outubro de 2011) a 567,29 m (18 de Abril de 2011), com uma amplitude de variação de 2,33 m de cota altimétrica. No segundo ano (abril de 2012 a março de 2013), a amplitude de variação do nível de água na superfície foi maior (3,97m).

Em relação à precipitação total anual, foi maior no segundo ano (Tabela 1). A alternância dos períodos durante os dois anos pode ser descrita da seguinte forma: Seco 1 – Abril a Setembro 2011; Chuvoso 1 – Outubro de 2011 a Março de 2012; Seco 2 – Abril a Setembro 2012; Chuvoso 2 – Outubro de 2012 a Março de 2013.

No segundo período seco, houve precipitação total mensal excepcionalmente elevada registrada em Junho de 2012 (Henry et al., no prelo). As chuvas neste mês atingiram valores que ultrapassaram os máximos da estação chuvosa, no segundo ano de estudo. A precipitação extremamente elevada neste mês foi responsável pela elevação do nível de água observada a partir de julho de 2012 (Henry et al., no prelo).

Tabela (Cap.3) 1: Precipitação total anual, trimestre mais e menos chuvoso em dois anos sucessivos (ANO I: abril 2011 a março 2012 e ANO II: abril 2012 a março 2013) em localidades com influência na Represa de Jurumirim e tributário Taquari (extraído de Henry et al., no prelo).

Local	Ano	Total anual (mm)	Mais chuvoso			Menos chuvoso		
			Meses	Total		Meses	Total	
				mm	%		mm	%
Paranapanema	I	1261,7	O, N, D	518,4	41,1	J, A, S	130,3	10,3
	II	1300,8	D, J, F	453,4	34,9	J, A, S	123,9	9,5
Taquarituba	I	1447,5	O, N, D	632,7	43,7	J, A, S	103,7	7,2
	II	1572,3	J, F, M	584,3	37,2	J, A, S	187,5	11,9

(c) Ictiofauna

As coletas de peixes foram realizadas trimestralmente entre abril de 2011 e janeiro de 2013. Para a captura de exemplares que ocupam as zonas litorâneas foi utilizada rede de arrasto (5m de comprimento, 2m de altura, 5mm de malha), sendo efetuado 6 arrastos em cada ponto. Os exemplares capturados foram fixados em formalina 10% e acondicionados em sacos plásticos devidamente identificados. No laboratório, os peixes foram triados e, passado o período de fixação, foram conservados em álcool 70%. A identificação foi feita com base em chaves de

identificação e guias de referência (Britski et al., 1988; Nelson, 1994 e Reis et al., 2003).

Exemplares testemunhos de cada espécie foram depositados na coleção do Laboratório de Biologia e Genética de Peixes, Departamento de Morfologia, Instituto de Biociências da UNESP de Botucatu. Exemplares cuja identificação não foi conclusiva foram remetidos a especialistas.

Ecomorfologia

Um conjunto de medidas ecomorfológicas foi obtido para as 29 espécies de peixes (até 10 indivíduos por espécie) presentes na amostragem (Figura 2). Tais medidas foram posteriormente combinadas em 17 atributos: Forma dos dentes, Número de dentes, Forma do rastro branquial, Peso, Área da abertura bucal, Forma da abertura bucal, Posição da boca, Tamanho do olho, Posição do olho, Forma transversal do corpo, Superfície transversal do corpo, Posição da nadadeira peitoral, Forma da nadadeira peitoral, Achatamento do Pedúnculo caudal, Forma da nadadeira caudal, Área proporcional das nadadeiras, Área das nadadeiras em relação ao tamanho do corpo (Tabela 3). Pesamos os espécimes numa balança eletrônica (com precisão de até 0,001 g). A largura da boca, a altura da boca e a largura do corpo foram medidas com um paquímetro (0,1 mm). As outras medidas morfológicas foram obtidas através do uso de imagens digitais analisadas em software Image J (0,1 mm). Avaliamos as características rastro branquial e dos dentes sob estereomicroscópio. Com essas medidas, foi possível caracterizar cada espécie nos seguintes critérios funcionais: aquisição de alimentos, locomoção e uso do habitat (adaptado de Villéger et al., 2010).

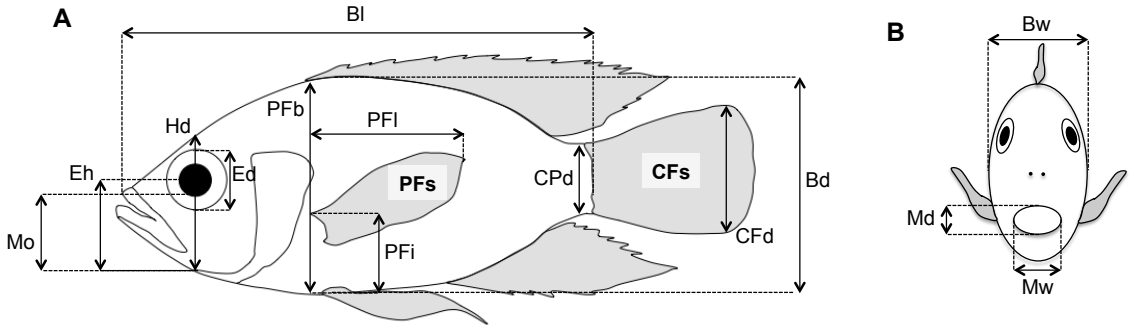


Figura (Cap.3) 2: Características morfológicas mensuradas para cada exemplar de peixe a partir de fotos digitais (A): Bl – comprimento do corpo, Bd - altura do corpo, CPd – altura mínima do pedúnculo caudal, CFd – altura da nadadeira caudal, CFs - área da nadadeira caudal, PFi – distância entre a inserção da nadadeira peitoral e a base do corpo, PFb – altura do corpo no nível da inserção da nadadeira peitoral, PFl – comprimento da nadadeira peitoral, PFs - área da nadadeira peitoral, Hd – altura da cabeça ao longo do eixo vertical do olho, Ed – diâmetro do olho, Eh – distância entre o centro do olho e a base da cabeça, Mo – distância da ponta da pré-maxila para a base da cabeça ao longo do eixo de altura da cabeça. Medidas também foram tiradas com um paquímetro (B): Bw - largura do corpo, Md – altura da boca, Mw - largura da boca (extraído de Leitão et al., 2016).

Tabela (Cap.3) 2: Lista dos 17 atributos funcionais medidos para as espécies de peixes do reservatório de Jurumirim. Os códigos para as medidas morfológicas são mostrados na Fig. 2.

Características funcionais	Cálculo/Classes	Significado Ecológico
Forma dos dentes	Ausente	Natureza dos items capturados e método de alimentação
	Bicuspidado	
	Cônico	
	Incisiforme	
	Molariforme	
	Multicuspidado	
	Tricuspidado	
	Viliforme	
Número de dentes	Média do número de dentes entre a maxilas alta e baixa	Natureza dos items capturados e método de alimentação
Forma do rastro branquial	Ausente	Habilidade de filtração e proteção para as branquias
	Curto/Pouco	
	Intermediário	
	Longo/Numerosos	
Peso	$\log(Peso\ +1)$	Metabolismo, resistência e habilidade
Área da abertura bucal	$\frac{Mw \times Md}{Bw \times Bd}$	Natureza/Tamanho do ítem alimentar capturado
Forma da abertura bucal	$\frac{Md}{Mw}$	Método para capturar ítem alimentar
Posição da boca	$\frac{Mo}{Hd}$	Método alimentar na coluna d'água
Tamanho do olho	$\frac{Ed}{Hd}$	Detecção de presa
Posição do olho	$\frac{Eh}{Hd}$	Posição vertical na coluna d'água
Forma transversal do corpo	$\frac{Bd}{Bw}$	Posição vertical na coluna d'água e hidrodinâmica
Superfície transversal do corpo	$\frac{\ln\left[\left(\frac{\pi}{4} \times Bw \times Bd\right)+1\right]}{\ln(Peso\ +1)}$	Distribuição da massa ao longo do corpo para a hidrodinâmica
Posição da nadadeira peitoral	$\frac{PFi}{PFb}$	Uso de nadadeira peitoral para manobrabilidade
Forma da nadadeira peitoral	$\frac{PFl^2}{PFs}$	Uso de nadadeira peitoral para propulsão
Achatamento do Pedúnculo caudal	$\frac{CFd}{CPd}$	Eficiência de propulsão caudal através de redução do atrito
Forma da nadadeira caudal	$\frac{CFd^2}{CFs}$	Uso da nadadeira caudal para a propulsão e/ou direção
Área proporcional das nadadeiras	$\frac{2 \times PFs}{CFs}$	Tipo principal de propulsão entre as nadadeiras peitoral e
área das nadadeiras pelo tamanho do corpo	$\frac{(2+PFs)+CFs}{\frac{\pi}{4} \times Bw \times Bd}$	Eficiência de aceleração e/manobrabilidade

(d) Estrutura e diversidade da comunidade

Diversidade taxonômica

A caracterização tradicional da fauna de peixes foi feita por meio do riqueza de espécies, índice de diversidade de Shannon-Wiener e Equitabilidade de Pielou (Krebs, 1989). O índice de diversidade de Shannon-Wiener mede a ordem ou desordem contida num dado sistema, sendo atribuído peso maior às espécies comuns e é relativamente independente do tamanho da amostra (Krebs, 1989). O índice de Equitabilidade indica o quão uniforme é a distribuição das abundâncias entre as espécies presentes na comunidade (Krebs, 1989).

Diversidade funcional

A partir da obtenção dos atributos ecomorfológicos foi construída uma matriz de distância funcional entre todos os pares de espécies. Para tal, foi considerada a distância de Gower, que lida com conjuntos de atributos funcionais com diferentes naturezas matemáticas além de variáveis contínuas (Villéger et al., 2008); por exemplo, número de dentes (ordinal), forma dos dentes e tipo de rastro branquial (nominais). Com base nesta matriz de distância, realizamos uma Análise de Coordenadas Principais (PCoA), cujos quatro primeiros eixos representam as dimensões do espaço funcional (Tabela S1). Este número de eixos foi considerado adequado de acordo com o protocolo proposto por Maire et al. (2015). De um total de 32 amostras, removemos as sete que continham menos de cinco espécies, visto que deve ter um maior número de espécies do que dimensões para calcular alguns índices de diversidade funcional (Villéger et al., 2008).

A partir deste espaço funcional multidimensional (Figura S1), foram calculados os seguintes índices para caracterizar a estrutura funcional de cada comunidade local:

Riqueza Funcional (FRic)

FRic é a quantidade de espaço funcional preenchido por todas as espécies dentro da comunidade, indicando a amplitude de combinações de atributos ou de ocupação de nicho (Villéger et al., 2008). Nós padronizamos os valores de FRic para cada comunidade expressando-os como uma porcentagem do volume preenchido pelo conjunto total de espécies no estudo (i.e. *pool global*).

Equitabilidade Funcional (FEve)

FEve mede a regularidade da distribuição da abundância no espaço funcional e é limitada entre 0 e 1, aumentando quando as espécies e suas abundâncias são distribuídas mais uniformemente no espaço funcional (Villéger et al., 2008).

Divergência Funcional (FDiv)

FDiv quantifica como as abundâncias das espécies divergem do centróide do volume preenchido pela comunidade no espaço funcional. FDiv varia entre 0 e 1, aproximando-se da unidade quando as espécies mais abundantes estão distantes do centróide (Villéger et al., 2008).

Especialização Funcional (FSpe)

FSpe representa o caráter distintivo dos atributos funcionais da espécie no *pool global* (Bellwood et al., 2006). FSpe de cada comunidade local é expressa como a média das distâncias de cada espécie para o centróide de todas as espécies no espaço funcional. FSpe é complementar a FDiv porque depende das posições das espécies em relação ao centróide calculado a partir do *pool global*, enquanto que FDiv se baseia na estrutura funcional apenas da comunidade alvo (Mouillot et al., 2013).

Originalidade Funcional (FOri)

FOri reflete o grau de originalidade (ou seja, o oposto de redundância) dos atributos das espécies na comunidade (Mouillot et al., 2013), e é expressa como a média das distâncias entre cada espécie e seu vizinho mais próximo no espaço funcional.

Os valores brutos de FSpe e FOri foram padronizados entre 0 e 1, dividindo-os, respectivamente, pela distância máxima até o centróide e pela distância máxima para o vizinho mais próximo (Mouillot et al., 2013).

Diversidade beta funcional

A diversidade beta funcional representa a dissimilaridade entre comunidades no espaço funcional multidimensional. Mais precisamente, indica o grau de sobreposição entre os volumes ocupados por duas comunidades locais. Valores que tendem a 0 indicam alta sobreposição, enquanto valores tendendo a 1 apontam para alta dissimilaridade entre as comunidades (Villeger et al., 2013).

Identidade Funcional (FId)

FId é expressa pela média do atributo (no caso, de cada um dos 4 eixos da PCoA) ponderada pela abundância das espécies em cada assembleia (Lavorel et al., 2008). A identidade funcional foi usada para testar a previsibilidade de aspectos funcionais das assembleias de peixes partindo de um padrão de variação sazonal.

(e) Análise Estatística

Foram realizadas comparações dos índices de diversidade funcional e taxonômica entre os três pontos e entre os períodos sazonais a partir Análises de Variância (ANOVA), seguido de um teste *post-hoc* (teste t pareado).

Para avaliar a previsibilidade sazonal foi utilizada análise de retorno (Espírito-Santo et al., 2009) para as três localidades de Jurumirim. Foram calculadas as distâncias euclidianas entre as duas estações chuvosas e uma de seca a partir da Identidade Funcional (FId) de assembleias no plote de espaço bidimensional. Os ângulos (em graus) entre os dois vetores formados pelas trajetórias de locais individuais entre as identidades funcionais de estações de chuva também foram calculados.

Utilizamos o teste de uniformidade de Rayleigh (Jammalamadaka e SenGupta, 2001) para testar se as mudanças entre a primeira estação chuvosa e a estação seca apresentam uma tendência direcional ($p<0.05$).

Para avaliar a relação de previsibilidade sazonal com Cota do reservatório e Precipitação de chuva, utilizamos o tipo de regressão de GLM (*general linear model*), para formular o modelo:

Previsibilidade ~ Cota + Precipitação,

Onde *Previsibilidade* ($-R^2_n$): é o valor negativo de R^2_n. R^2_n é a distância ao quadrado entre a primeira deslocação da trajetória e a deslocação sucessiva (Calenge, 2015). Em nosso estudo consideramos primeira deslocação (Chuva 1 – Seco 1) e a segunda deslocação (Seco 1 - Chuva 2) no espaço bidimensional de identidade funcional. Em outras palavras, quanto menor for a distância (R^2_n), maior será a previsibilidade de identidade funcional;
Cota + Precipitação: são as variáveis explicativas aditivas.

A análise de moderação de Cota do reservatório por Precipitação de chuva foi testada considerando as duas como variáveis de interação em modelo GLM para variáveis respostas de Equitabilidade funcional e divergência funcional. As demais variáveis não apresentaram correlação com as variáveis de chuva e nível da água.

Os valores do GLM foram padronizados e centralizados. Nós selecionamos o melhor GLM usando um procedimento descendente baseado no critério de informação de Akaike (*AIC*) (Burnham e Anderson, 2002). As correlações de Pearson e de Spearman foram utilizadas a priori para testar a linearidade das variáveis explicativas e foram considerados problemáticos se r>0,6 (Bolker, 2008). A interceptação de variáveis explicativas foi estimada pela sobreposição dos intervalos de confiança de 95% da variância explicada e a significância para a variável que obteve valor de p<0.05.

Os cálculos de todos os índices funcionais foram realizados usando os pacotes *cluster*, *ape* e *geometry* em R (R Core Team, 2014). A análise de Beta-diversidade funcional foi obtida com a função *betaQmult* (Villeger et al., 2012). As análises de retorno (previsibilidade) foram realizadas a partir de estatística circular (significância de ângulos), sendo os cálculos de distância dos pontos e dos ângulos e plotes foram gerados pelo pacote *adehabitatLT* (Calenge, 2015).

Declaração de Ética Animal

De acordo com o comitê de ética animal, as coletas deste trabalho foram autorizadas pelo SISBIO (Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade) vinculado ao IBAMA (Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis), órgão governamental brasileiro que trata das políticas ambientais. A licença SISBIO tem o número de registro: 15549-1.

Resultados

De modo geral, os índices de diversidade taxonômica e funcional não variaram significativamente entre todos os períodos do ano (Anova: $p>0.05$) (Tabela 3). Para todos os períodos foram detectadas médias elevadas da Divergência funcional (acima de 0.6). Equitabilidade funcional e Especialização funcional apresentaram médias com valores intermediários (acima de 0.4 e próximos de 0.5). Riqueza funcional e Originalidade Funcional apresentaram baixas médias (abaixo de 0.3)

Quanto à beta diversidade funcional calculada, entre os pontos de amostragem em cada período, encontramos valores muito baixos em todos os períodos. No entanto, o menor valor ocorreu no período Seco 2 (*Qbetast* = 0.00) e o maior no período Seco 1 (*Qbetast* = 0.02). Valores intermediários, mas ainda muitos baixos, foram obtidos nos períodos chuvosos (Tabela 3).

Tabela (Cap.3) 3: Amplitude de variação, média e desvio-padrão dos índices de diversidade na represa de Jurumirim nos quatro períodos de estudo (Nsp – número de espécies; H´ - diversidade de Shannon; J – Equitabilidade de Pielou; FRic – riqueza funcional; FEve – Equitabilidade funcional; FDiv – divergência funcional; FSpe – especialização funcional; FOri – originalidade funcional; Qbetast – Beta-diversidade funcional).

	Seco 1	Chuvoso 1	Seco 2	Chuvoso 2
Nsp	5 - 17 (8.5±3.63)	5 - 11 (8.33±3.06)	5 - 9 (7.60±1.67)	5 - 12 (8.71±2.81)
H´	0.86 - 1.29(1.06±0.22)	0.19-1.66 (1.19±0.42)	0.47 - 1.75(1.17±0.49)	0.94 - 1.55(1.26±0.27)
J	0.39 - 0.80(0.54±0.23)	0.12-0.80 (0.58±0.20)	0.19 - 0.77(0.57±0.23)	0.49 - 0.74(0.63±0.11)
FRic	0.00 - 0.73 (0.1±0.24)	0.02 - 0.29 (0.17±0.14)	0.00 - 0.22 (0.08±0.08)	0.00 - 0.4 (0.13±0.15)
FEve	0.24 - 0.78 (0.45±0.16)	0.38 - 0.77 (0.55±0.20)	0.11 - 0.74 (0.47±0.25)	0.37 - 0.67 (0.47±0.11)
FDiv	0.55 - 0.88 (0.69±0.12)	0.63 - 0.87 (0.74±0.12)	0.49 - 0.75 (0.61±0.12)	0.58 - 0.83 (0.71±0.10)
FSpe	0.39 - 0.59(0.45±0.05)	0.42 - 0.62 (0.49±0.11)	0.41 - 0.52 (0.44±0.05)	0.39 - 0.50 (0.43±0.04)
FOri	0.08 - 0.28(0.20±0.06)	0.21 - 0.36 (0.24±0.12)	0.15 - 0.25 (0.20±0.04)	0.14 - 0.27(0.22±0.05)
Qbetast	0.022	0.011	0.005	0.014

A análise de retorno da identidade funcional ao longo do tempo para os três compartimentos do reservatório de Jurumirim mostrou que em todos os locais (Represa, Taquari e Veados) a identidade funcional mudou marcadamente desde a primeira estação chuvosa até a estação seca. Em seguida, na segunda estação chuvosa, houve uma tendência de retornar à identidade funcional observada na primeira estação chuvosa, como indicado pelas distâncias pequenas entre os valores de FId da estação chuvosa para cada local e pelos ângulos agudos (<90 °) (Figura 3). O procedimento de simulação indicou que a tendência de mudar e em seguida retornar aos valores iniciais ocorreu com maior frequência do que o esperado para trajetórias aleatórias (*Rayleighs's test*: p=0.03).

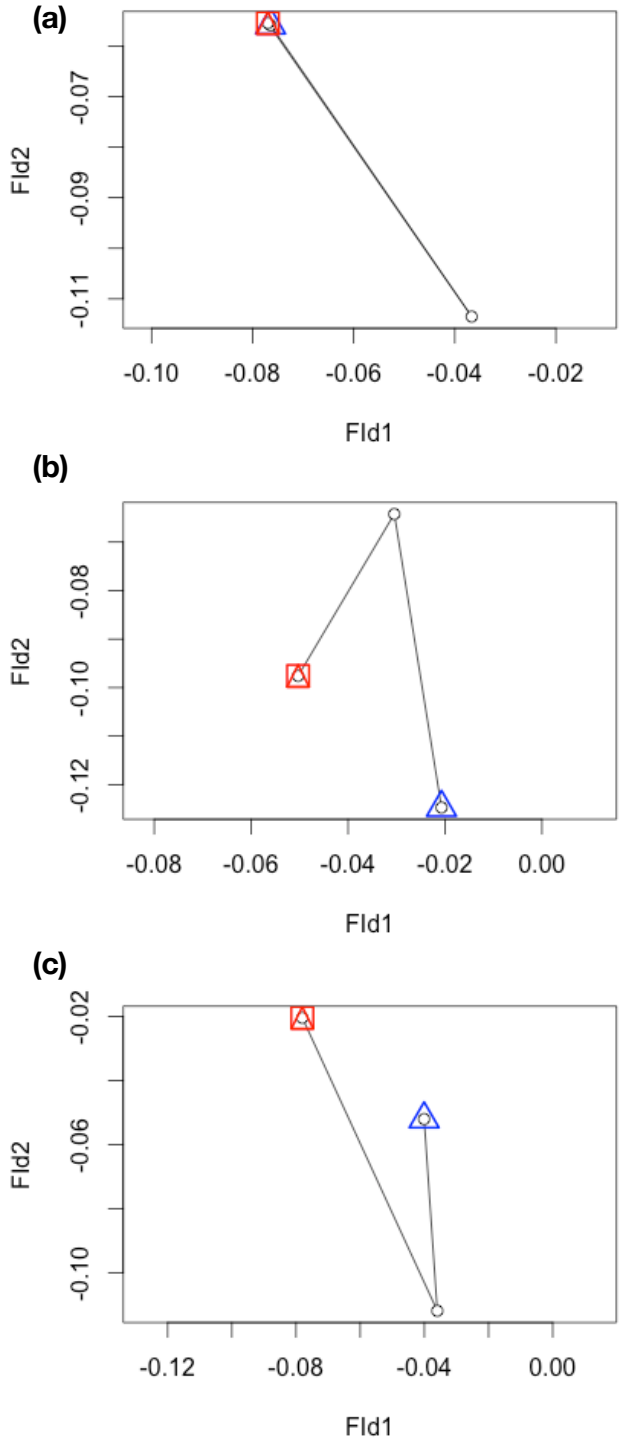


Figura (Cap.3) 3: Variação da identidade funcional (FId) das assembleias de peixes do reservatório de Jurumirim ao longo dos períodos sazonais. O quadrado vermelho indica a estação chuvosa de 2011, o círculo aberto indica a estação seca de 2012, e o triângulo azul aponta a estação chuvosa de 2012. (a) Represa; (b) Taquari; (c) Veados.

Maior tendência de retorno foi registrada para a localidade da Represa, devido às menores distâncias euclidianas e ao menor ângulo das trajetórias de retorno (Tabela 4). Portanto, há maior previsibilidade sazonal para o aspecto funcional da assembleia de peixes neste compartimento.

Tabela (Cap.3) 4: Análise de retorno comparativa para três localidades de Jurumirim. Os ângulos chuvoso-seco-chuvoso são os ângulos (em graus) entre os dois vetores formados pelas trajetórias de locais individuais entre as estações de amostragem nas FId. As distâncias "chuvoso-chuvoso" são as distâncias euclidianas entre as duas estações chuvosas no gráfico de Identidade Funcional (FId).

Análise de retorno	**Medidas** **Ângulo** **chuvoso - seco - chuvoso**	**Distância** **chuvoso - chuvoso**
Represa	0°	0.000
Taquari	40°	0.002
Veados	21°	0.002

O modelo de previsibilidade mostrou uma relação significativamente positiva entre a estimativa da menor distancia espacial de identidade funcional e a precipitaçãode chuvas (GLM, $p < 0.01$, Fig. 4).

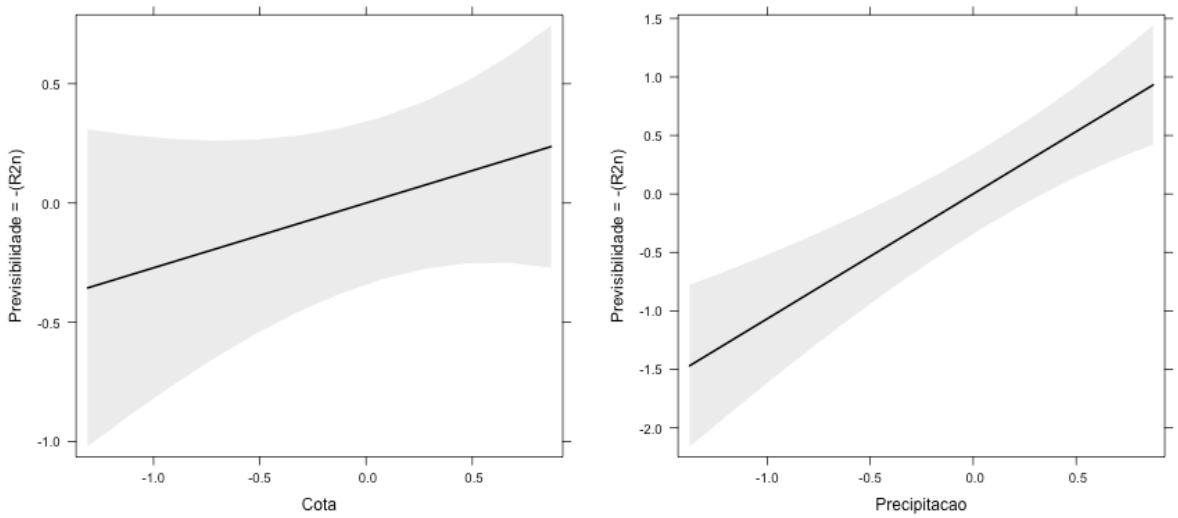


Figura (Cap.3) 4: Modelo de relação entre a Previsibilidade ($-R^2n$) e Cota do reservatório e precipitação da chuva (t-test: Cota, p=0.18; Precipitação, p<0.01; AIC = 13.87).

Considerando a cota do nível de água do reservatório sendo moderada pela precipitação, esta interação afetou positivamente as diferenças de abundância de espécies na ocupação do espaço funcional, caracterizando menor equitabilidade funcional (GLM: p <0.05, Figura 5). As espécies mais abundantes tinham as características mais distintas das demais espécies da assembleia, representando maior divergência funcional em maior precipitação (GLM: *t-test*, p =0.040, AIC = 69.78) e portanto, são as responsáveis por expandir o espaço de nicho.

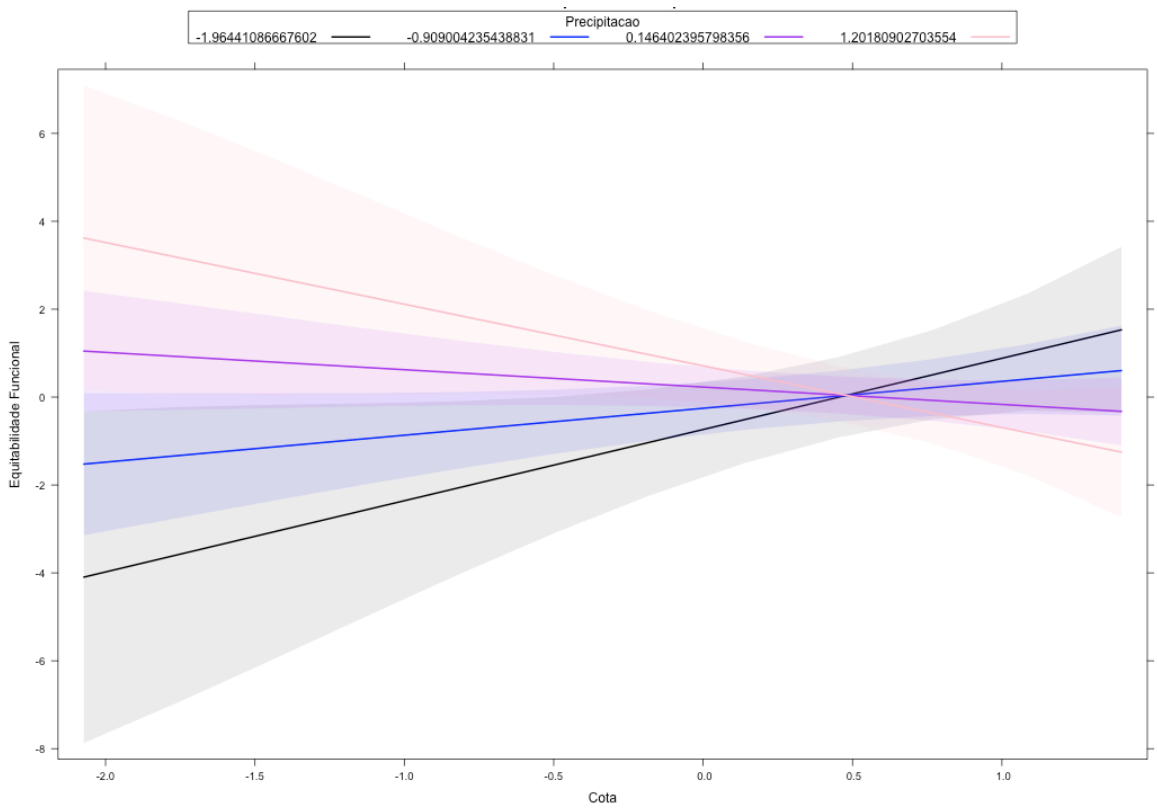


Figura (Cap.3) 5: Análise de moderação de precipitação como fator moderador do efeito do nível de reservatório sobre a equitabilidade funcional. Uso de regressão linear generalizada: equitabilidade funcional ~ Cota*Precipitação. A cota do nível de água do reservatório, na condição de moderação pela precipitação, afetou negativamente a equitabilidade funcional (t-test: Cota*Precipitação, p=0.03; AIC = 74.30).

Discussão

Este estudo é o primeiro a abordar a dinâmica espaço-temporal da diversidade funcional de peixes do reservatório de Jurumirim. Com o cálculo de vários índices, foi possível comparar como a estrutura da ictiofauna varia ao longo do tempo. Ajustes e desajustes temporais foram observados na diversidade funcional, de acordo com as diferenças de características funcionais apresentadas entre um período de seca-chuvoso e com a previsibilidade das características retornarem a ser semelhantes entre períodos de chuva e outro. Estes resultados contribuíram para preencher lacunas sobre a dinâmica de comunidade de peixes da

Represa de Jurumirim. A avaliação dos índices de riqueza funcional, Equitabilidade funcional, divergência funcional, especiação funcional, originalidade funcional e *ß*-diversidade funcional é uma visão complementar da função dos peixes no ambiente de reservatório. A inclusão da diversidade funcional em estudos de conservação e manejo ambiental com abordagens em ecossistema é importante, pois a biota é avaliada com mais detalhamento, de modo que mostram a capacidade da fauna de ocuparem nichos e como o ambiente pode está sendo propício a está ocupação.

O presente estudo estende-se sobre a relação entre peixes e represamento, mostrando a baixa diversidade estrutural e funcional da ictiofauna ao longo de um período de dois anos no reservatório de Jurumirim, como indicado pelos baixos índices ao longo do tempo e a baixa variação detectada nas três localidades. Os baixos valores de diversidade funcional em Jurumirim está de acordo com a perda de diversidade de peixes em reservatórios relatada em outros estudos similares (Agostinho et al. 2008; Lima et al., 2016; Sagouis et al., 2016). Esta perda tem sido atribuída ao barramento de fluxo de rios. Fernando e Holcik (1991) afirmam que a riqueza numérica de peixes em represas é menor que em seus tributários e seu rio formador, pois estes apresentam áreas mais favoráveis à reprodução e ao desenvolvimento inicial de algumas espécies (Bayley,1996; Agostinho & Gomes, 1997). Portanto, aceitamos a hipótese de que a condição de represamento aumenta a similaridade em termos de sua composição e função de espécies.

As métricas de similaridade (por exemplo, a *ß*-diversidade funcional) permitem detectar a homogeneidade e são uma abordagem muito útil para avaliar a qualidade ambiental. A homogeneidade funcional é atribuída à expansão de espécies com características adquiridas semelhantes (Keith et al., 2009). Para nosso conhecimento, esta é a primeira vez que a homogeneidade funcional foi documentada no reservatório de Jurumirim.

Nossos estudos sugerem que mesmo com um reservatório estabelecido há mais de 50 anos, aspectos funcionais dos peixes podem variar ao longo do tempo. A *ß*-diversidade funcional mesmo que evidencie sobreposição de ocupação de

nichos, sofre flutuações de acordo com processos sazonais. As assembleias tendem em compartilhar mais características similares no período de cheias que no período seco 2. Houve ligeiro aumento e diferenciação da ocupação de nicho no período chuvoso e no período seco atípico (elevada precipitação).

A homogeneização funcional está associada diretamente com o efeito de mudanças nos processos de ecossistema (Olden, 2006). A homogeneidade (sobreposição) funcional de peixes de reservatórios pode está associada aos processos naturais de planície de inundações, e explicamos pelas seguintes etapas: *1)* No período chuvoso, as águas se expandem e invadem as margens, adentrando na vegetação e gerando novos tipos de microhabitats; *2)* Recursos alimentares (alóctones e autoctónes) são encontrados em maior proporção na zona litorânea, como por exemplo, o camarão pitu (*Macrobrachium* sp.) atraídos para a vegetação submersa e serve de alimento de peixes carnívoros; *3)* A condição de inundação da vegetação local facilita a exploração do maior contingente de peixes, o que identificamos como responsável pela homogeneidade funcional.

A sobreposição funcional menos acentuada entre as assembleias no período seco em nosso estudo confirma o padrão de dissimilaridade relatada para a represa de Funil, no Rio Paraíba do Sul (Terra et al., 2010). Estes autores apontam o período seco como antagônico do período chuvoso, quando o fluxo do rio e a disponibilidade de habitat ribeirinho diminuem, reduzindo o número de indivíduos. Os mesmos autores relatam que o pulso sazonal do rio tem um papel na estruturação da assembleia de peixes, sendo observada maior dissimilaridade entre as zonas durante a estação seca quando a influência do rio é baixa e que há homogeneização faunística durante a estação chuvosa. No entanto, eles não explicaram como os pulsos sazonais interferem nos atributos ecomorfométricos das espécies de peixes. Em nosso estudo, isto foi quantificado, baseando-se nos aspectos de Equitabilidade e Divergência funcionais. Quando o nível do reservatório aumentou durante o período de precipitação elevada, isto afetou positivamente as diferenças na abundância de espécies na ocupação de nichos e as espécies mais abundantes tinham as

características mais distintas das demais espécies da assembleia e, portanto, eram as responsáveis por determinar os limites do espaço de nicho.

A previsibilidade sazonal da diversidade funcional de peixes de Jurumirim é evidenciado nos três trechos estudados (represa e dois tributários). Em outras palavras, os padrões funcionais devem se repetir a cada estação chuvosa e se modifica a cada estação seca. A tendência das assembleias em retomar suas características funcionais entre um período de cheia e outro depende diretamente das oscilações periódicas de precipitação das chuvas. Essas precipitações refletem na variação do nível de água, que implica numa retração (em situação de redução de nível) ou expansão (em condição de aumento de nível) da zona litorânea, afetando em particular as plantas aquáticas nas margens da represa. Isto significa modificações da disponibilidade de habitats para a ictiofauna. Estudos já evidenciaram previsibilidade sazonal particularmente em rios e riachos caracterizados pela capacidade em expandir suas margens (Ault e Johnson,1998; Espirito-Santo et al., 2009). Para reservatórios, os estudos de estrutura temporal de peixes são extensos (por exemplo Benedito-Cecílio et al., 2000; Meschiatti et al., 2000; Terra et al., 2010) mas o presente trabalho conseguiu evidenciar a previsibilidade sazonal de aspectos funcionais da ictiofauna.

As variações das precipitações são importantes agentes para os ajustes e desajustes de identidades funcionais em ecossistemas de reservatórios. No entanto, é limitado ao conhecimento sobre como o ganho de habitats durante as cheias interfere na história de vida ou nas características funcionais das espécies de peixes. Alguns estudos prévios mostram que microhabitats em zonas litorâneas servem para forrageio de muitas espécies de caracídeos de pequeno porte, pois proporciona proteção contra predadores, garante abrigo, alimento e ótimas taxas de oxigênio dissolvido, o que aumenta as taxas de crescimento e fecundidade, e diminui a mortalidade (Casatti et al., 2003; Gomes et al., 2012). No entanto, a justificativa da preservação da zona litorânea para garantir condições naturais das propriedades de ecossistema não deve se restringir a grupos isolados de peixes. Para futuros trabalhos será preciso quantificar como um ganho de microhabitat atrai o maior

contingente de peixes da assembleia. Sugerimos que a sobreposição funcional e o maior requerimento de características adicionais para aquisição de alimentos, locomoção e uso do habitat ocorram simultaneamente, pois o corpo d'água com mais tipos de microhabitats encontra-se mais heterogêneo, devido a maior variedade de vegetação submersa e flutuante e de recursos alimentares (Casatti et al., 2003).

O uso da água para atividades humanas, como por exemplo, represamento, agricultura, pecuária e urbanização, compromete as margens dos rios (Agostinho et al., 2007; Bayley, 1996; Dias e Tejerina-Garro, 2010) e os microhabitats para os peixes sofrem redução ao longo do tempo (Felipe e Súarez, 2010). Além disso, tais perturbações reduzem a vegetação ripária, aumentando a incidência de luz solar, a temperatura e a erosão, reduzindo a proteção, os sítios de reprodução e o aporte de recursos alóctones desejáveis (Dias e Tejerina-Garro, 2010). A compreensão das estimativas estruturais e funcionais da biodiversidade é de grande ajuda para projetar o estabelecimento de áreas protegidas (Devictor et al., 2010) e permite decifrar as regras de estrutura da comunidade em filtragem ambiental ou biótica (Cornwell et al., 2006), por exemplo em reservatórios.

Conclusão

Os ambientes de reservatório são caracterizados por baixas variações de riqueza de espécies, de ocupação de nicho e de espécies abundantes de peixes. A partir de resultados obtidos para a Equitabilidade funcional, verificou-se que as abundâncias das assembleias não são distribuídas uniformemente na ocupação de nicho. As espécies mais abundantes são mais divergentes dentro do espaço funcional, portanto elas determinam os limites de ocupação de nicho. No entanto, de acordo com o índice de Especiação funcional, o caráter distintivo das características funcionais entre as espécies mais abundantes no conjunto não é maior do que o encontrado nas espécies raras. O grau de originalidade de características de espécies de cada assembleia foi muito baixo. Entre as assembleias, ocorreu alta sobreposição na ocupação de nicho. Esses resultados ocorreram independentemente do período do ano. Isto mostra como a diversidade funcional de

peixes litorâneos em reservatórios é afetada e isto pode estar associado aos impactos ambientais.

A inundação, decorrente da precipitação, é responsável pela diminuição de Equitabilidade funcional, aumento da divergência funcional e pela homogeneidade funcional das assembleias de peixes litorâneos. Em outras palavras, as assembleias apresentam espécies com abundâncias diferentes e características funcionais redundantes, devido ao aumento de precipitação e do nível de água de reservatório. Isto pode ser explicado pelo fato das chuvas aumentarem o nível de água dos reservatórios e os microhabitats submersos serem mais facilmente explorados por assembleias de espécies específicas.

Referências

Agostinho, A. A., Gomes, L. C., & Pelicice, F. M. 2007. Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil. Eduem, Maringá.

Agostinho, A.A., Gomes, L.C., Veríssimo, S. and Okada, E.K., 2004. Flood regime, dam regulation and fish in the Upper Paraná River: effects on assemblage attributes, reproduction and recruitment. Reviews in Fish biology and Fisheries, 14(1), pp.11-19.

Agostinho, A.A., Júlio Jr., H.F., Gomes, L.C., Bini, L.M., Agostinho, C.S. 1997. Composição, abundância e distribuição espaço-temporal da ictiofauna. In A planície de inundação do alto rio Paraná (A.E.A.M. Vazzoler, A.A. Agostinho & N.S. Hahn, orgs.). EDUEM, Maringá, p. 179-208.

Agostinho, A.A., Pelicice, F.M. and Gomes, L.C., 2008. Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. Brazilian Journal of Biology, 68(4), pp.1119-1132.

Ault T.R. & Johnson C.R. 1998. Spatially and temporally predictable reef fish communities on coral reefs. Ecological Monographs, 68, 25–50.

Bayley, P.B., 1991. The flood pulse advantage and the restoration of river-floodplain systems. Regulated Rivers: Research & Management, 6(2), pp.75-86.

Benedito-Cecilio, E. and Agostinho, A.A., 2000. Distribution, abundance and use of different environments by dominant ichthyofauna in the influence area of the Itaipu Reservoir. Acta Scientiarum, 22(2), pp.429-437.

Bolker, B.M., 2008. Ecological models and data in R. Princeton University Press.

Britski, H.A., Sato, Y. and Rosa, A.B., 1984. Manual de identificação de peixes da região de Três Marias: com chaves de identificação para os peixes da bacia do São Francisco. CODEVASF.

Burnham, K. P. and Anderson, D. R. 2002. Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach. – Springer Science & Business Media. 81 p.

Calenge, C., 2015. Analysis of animal movements in R: the adehabitatLT Package.

Carvalho, E.D. 2009. Ações antrópicas e a biodiversidade de peixes: status da represa de Jurumirim (Alto Paranapanema) (Doctoral dissertation, Tese (Livre Docência), UNESP).

Casatti, L., Castro, R. M. C., Santos, H.F., Ferreira, K.M., Ribeiro, A.C., Benine, R.C., Dardis, G.Z.P., Melo, A.L.A., Abreu, T.X., Bockmann, F.A., Carvalho, M., Gibran, F.Z. & Lima, F.C.T. 2003. Estrutura e composição da ictiofauna de riachos do Rio Paranapanema, sudeste e sul do Brasil. *Biota Neotropical* 3.

Cornwell, W.K., Schwilk, D.W. and Ackerly, D.D., 2006. A trait-based test for habitat filtering: convex hull volume. *Ecology*, *87*(6), pp.1465-1471.

Devictor, V., Mouillot, D., Meynard, C., Jiguet, F., Thuiller, W. and Mouquet, N., 2010. Spatial mismatch and congruence between taxonomic, phylogenetic and

functional diversity: the need for integrative conservation strategies in a changing world. *Ecology letters*, *13*(8), pp.1030-1040.

Dias, A.M. and Tejerina-Garro, F.L., 2010. Changes in the structure of fish assemblages in streams along an undisturbed-impacted gradient, upper Paraná River basin, Central Brazil. *Neotropical Ichthyology*, *8*(3), pp.587-598.

Díaz, S. and Cabido, M., 2001. Vive la difference: plant functional diversity matters to ecosystem processes. Trends in Ecology & Evolution, 16 (11), pp.646-655.

Duke Energy 2013. ABC da Energia: A história da Duke Energy no rio Paranapanema. Relatório Anual de Administração, São Paulo.

Espírito-Santo, H., Viana, M., Magnusson, W.E., Zuanon, J., Mendonça, F.P. And Landeiro, V.L., 2009. Seasonal variation in the composition of fish assemblages in small Amazonian forest streams: evidence for predictable changes. Freshwater Biology, 54(3), pp.536-548.

Felipe, T.R.A. and Súarez, Y.R., 2010. Caracterização e influência dos fatores ambientais nas assembléias de peixes de riachos em duas microbacias urbanas, Alto Rio Paraná. *Biota Neotropica*, *10*(2), p.143.

Fernando, C.H. and Holčík, J., 1991. Fish in reservoirs. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie*, 76(2), pp.149-167.

Gomes, L., C. Bulla, A. Agostinho, L. Vasconcelos, and L. Miranda. 2012. Fish assemblage dynamics in a Neotropical floodplain relative to aquatic macrophytes and the homogenizing effect of a flood pulse. *Hydrobiologia* 685:97-107

Gomiero L.M., Braga F.M.S. 2004. Feeding of introduced species of Cichla (Perciformes, Cichlidae) in Volta Grande Reservoir, River Grande (MG/SP). Braz J Biol 64(4):787– 795.

Henry, R. 1990. Estrutura espacial e temporal do ambiente físico e químico e análise de alguns processos ecológicos na Represa de Jurumirim (Rio Paranapanema, SP) e na sua bacia hidrográfica. Tese – Livre-Docência. Instituto de Biociências de Botucatu. Universidade Estadual Paulista, 242p.

Henry, R. 2014. Represa de Jurumirim: ecologia, modelagem e aspectos sociais. 1. ed. Ribeirão Preto, SP: Holos, 434p.

Henry, R. Ecologia de Reservatórios: Estrutura, Função e Aspectos Sociais. Botucatu: FAPESP/FUNDBIO, p. 653-685.

Henry, R., Nogueira, M.G. 1999. A represa de Jurumirim (São Paulo): Primeira síntese sobre o conhecimento limnológico e uma proposta preliminar de manejo ambiental. In Henry, R. (ed.). Ecologia de Reservatórios: Estrutura, Função e Aspectos Sociais. Botucatu: FAPESP/FUNDBIO, p. 653-685.

Henry, R., Paes, J. V. K., Kurchevski, G., Queiroz, J. (no prelo). A Represa de Jurumirim e seus tributários. In: Silva, R.J. (ed.) Integridade Ambiental da represa de Jurumirim: Ictiofauna e Relações Ecológicas. 275 p.

Jammalamadaka, S. Rao and SenGupta, A. (2001). Topics in Circular Statistics, Sections 3.3.2 and 3.4.1, World Scientific Press, Singapore.

Keith, S.A., Newton, A.C., Morecroft, M.D., Bealey, C.E. and Bullock, J.M., 2009. Taxonomic homogenization of woodland plant communities over 70 years. Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences, 276(1672), pp.3539-3544.

Krebs, C.J. 1989. Ecological metodology. New York, Harper & Hall, 654p.

Lavorel, S., Grigulis, K., McIntyre, S., Williams, N.S., Garden, D., Dorrough, J., Berman, S., Quétier, F., Thébault, A. and Bonis, A., 2008. Assessing functional diversity in the field–methodology matters!. Functional Ecology, 22(1), pp.134-147.

Leitão, R.P., Zuanon, J., Villéger, S., Williams, S.E., Baraloto, C., Fortunel, C., Mendonça, F.P. and Mouillot, D., 2016, April. Rare species contribute disproportionately to the functional structure of species assemblages. In Proc. R. Soc. B (Vol. 283, No. 1828, p. 20160084). The Royal Society.

Lima, A.C., Agostinho, C.S., Sayanda, D., Pelicice, F.M., Soares, A.M. and Monaghan, K.A., 2016. The rise and fall of fish diversity in a neotropical river after impoundment. Hydrobiologia, 763(1), pp.207-221.

Lowe-McConnell, R. H. 1999.Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais. Trad.: Vazzoler, A. E. A. M.; Agostinho, A. A.; Cunningham, P. T. M. São Paulo: EDUSP, 535p.

Maire, E., Grenouillet, G., Brosse, S. and Villéger, S., 2015. How many dimensions are needed to accurately assess functional diversity? A pragmatic approach for assessing the quality of functional spaces. Global Ecology and Biogeography, 24(6), pp.728-740.

McGill, B.J., Enquist, B.J., Weiher, E. & Westoby, M. 2006. Rebuilding community ecology from functional traits. Trends in Ecology & Evolution 21, 178-185.

Meschiatti, A.J., Arcifa, M.S. and Fenerich-Verani, N., 2000. Fish communities associated with macrophytes in Brazilian floodplain lakes. Environmental Biology of Fishes, 58(2), pp.133-143.

Meschiatti, A.J., Arcifa, M.S. and Fenerich-Verani, N., 2000. Fish communities associated with macrophytes in Brazilian floodplain lakes. Environmental Biology of Fishes, 58(2), pp.133-143.

Mouillot, D., Graham, N.A., Villéger, S., Mason, N.W. and Bellwood, D.R., 2013. A functional approach reveals community responses to disturbances. Trends in Ecology & Evolution, 28(3), pp.167-177.

Mouillot, D., N. A. J. Graham, S. Villéger, N. W. H. Mason, and D. R. Bellwood. 2013. A functional approach reveals community responses to disturbances. Trends in Ecology and Evolution 28:167–177.

Mouillot, D., S. Villéger, M. Scherer-Lorenzen, and N. W. H. Mason. 2011. Functional structure of biological communities predicts ecosystem multifunctionality. PLoS ONE 6:e17476.

Nelson, J. S. 1994. Fishes of the world. 3 edition. John Wiley and Sons, Inc., New York.

Nogueira M.G, Henry R., Maricatto, F.E. 1999. Spatial and temporal heterogeneity in the Jurumirim reservoir, São Paulo, Brazil. *Lakes and Reservoirs: Research and Management*, 4(3-4): 107-120.

Olden, J. D., Poff, N. L. & Bestgen, K. R. 2006. Life-history strategies predict fish invasions and extirpations in the Colorado River Basin. Ecological Monographs, 76, 25–40.

Petchey, O. L. and Gaston, K. J. 2006. Functional diversity: back to basics and looking forward. Ecol. Lett. 9(6): 741-758.

Petchey, O. L., A. Hector, and K. J. Gaston. 2004. How do different measures of functional diversity perform? Ecology 85:847–857.

Petesse, M.L. and Petrere, M., 2012. Tendency towards homogenization in fish assemblages in the cascade reservoir system of the Tietê river basin, Brazil. Ecological Engineering, 48, pp.109-116.

Rahel, F.J., 2002. Homogenization of freshwater faunas. Annual Review of Ecology and Systematics, pp.291-315.

Rahel, F.J., 2007. Biogeographic barriers, connectivity and homogenization of freshwater faunas: it's a small world after all. Freshwater Biology, 52(4), pp. 696-710.

Reis, R.E., Kullander, S.O. and Ferraris, C.J., 2003. Check list of the freshwater fishes of South and Central America. Edipucrs.

Ricklefs, R.E., 1979. Ecology. Chiron Press,Inc. NewYork,N.Y. 966pp.

Sagouis, A., Jabot, F. and Argillier, C., 2016. Taxonomic versus functional diversity metrics: how do fish communities respond to anthropogenic stressors in reservoirs? Ecology of Freshwater Fish.

SAR - Sistema de Acompanhamento de Reservatórios. Acesso online 12/12/2016: http://sar.ana.gov.br/MedicaoSIN.

Terra, B.D.F., Santos, A.B.I.D. and Araújo, F.G., 2010. Fish assemblage in a dammed tropical river: an analysis along the longitudinal and temporal gradients from river to reservoir. Neotropical Ichthyology, 8(3), pp.599-606.

Villéger, S., Grenouillet, G. and Brosse, S., 2013. Decomposing functional β-diversity reveals that low functional β-diversity is driven by low functional turnover in European fish assemblages. Global Ecology and Biogeography, 22(6), pp.671-681.

Villéger, S., Miranda, J.R., Hernandez, D.F. and Mouillot, D., 2012. Low functional β-diversity despite high taxonomic β-diversity among tropical estuarine fish communities. PloS one, 7(7), p.e 40679.

Villéger, S., N.W.H. Mason, and D. Mouillot. 2008. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. Ecology 89:2290–2301.

Villeger, S., Novack-Gottshall, P.M. and Mouillot, D., 2011. The multidimensionality of the niche reveals functional diversity changes in benthic marine biotas across geological time. Ecology Letters, 14(6), pp.561-568.

Villéger, S.; Miranda, J.R.; Hernandez, D.F.; Mouillot, D. 2010. Contrasting changes in taxonomic vs. functional diversity of tropical fish communities after habitat degradation. Ecological Applications, 20: 1512-1522.

Vitousek, P.M.; Mooney, H.A.; Lubchneco, J.; Melillo, J.M. 1997. Human domination of Earth's ecosystems. Science, 277: 494-499.

Zocchi P. 2002. Paranapanema: da nascente à foz. São Paulo: Horizonte Geográfico.

Material suplementar

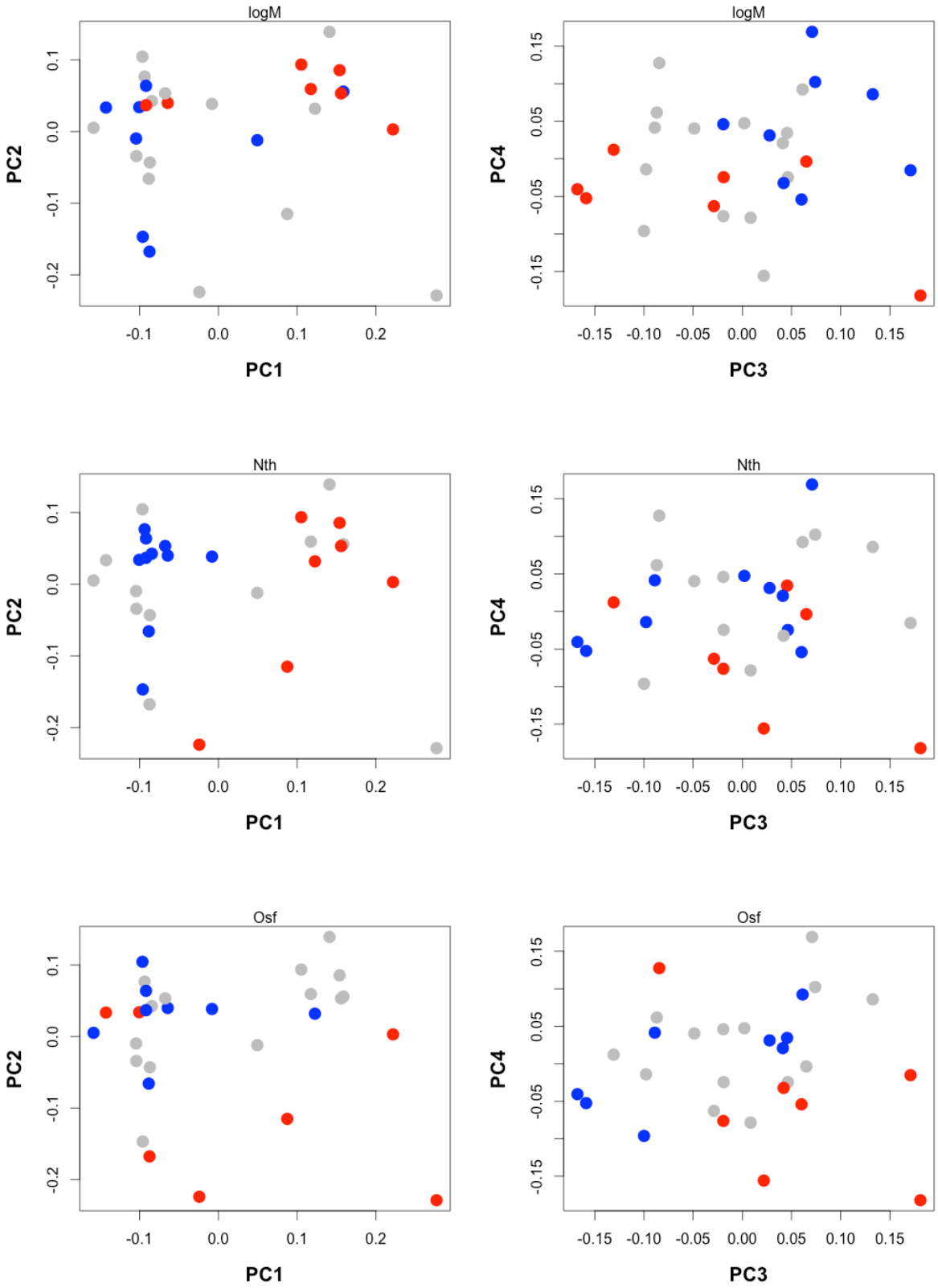


Figura (Cap.3) S 1: Espaço funcional das espécies em quarto dimensões com maiores valores (quantil superior 25% em vermelho) e baixos (quantil inferior 25% em azul) para peso (LogMass), número de dentes (Nth) e área de superfície da boca (Osf).

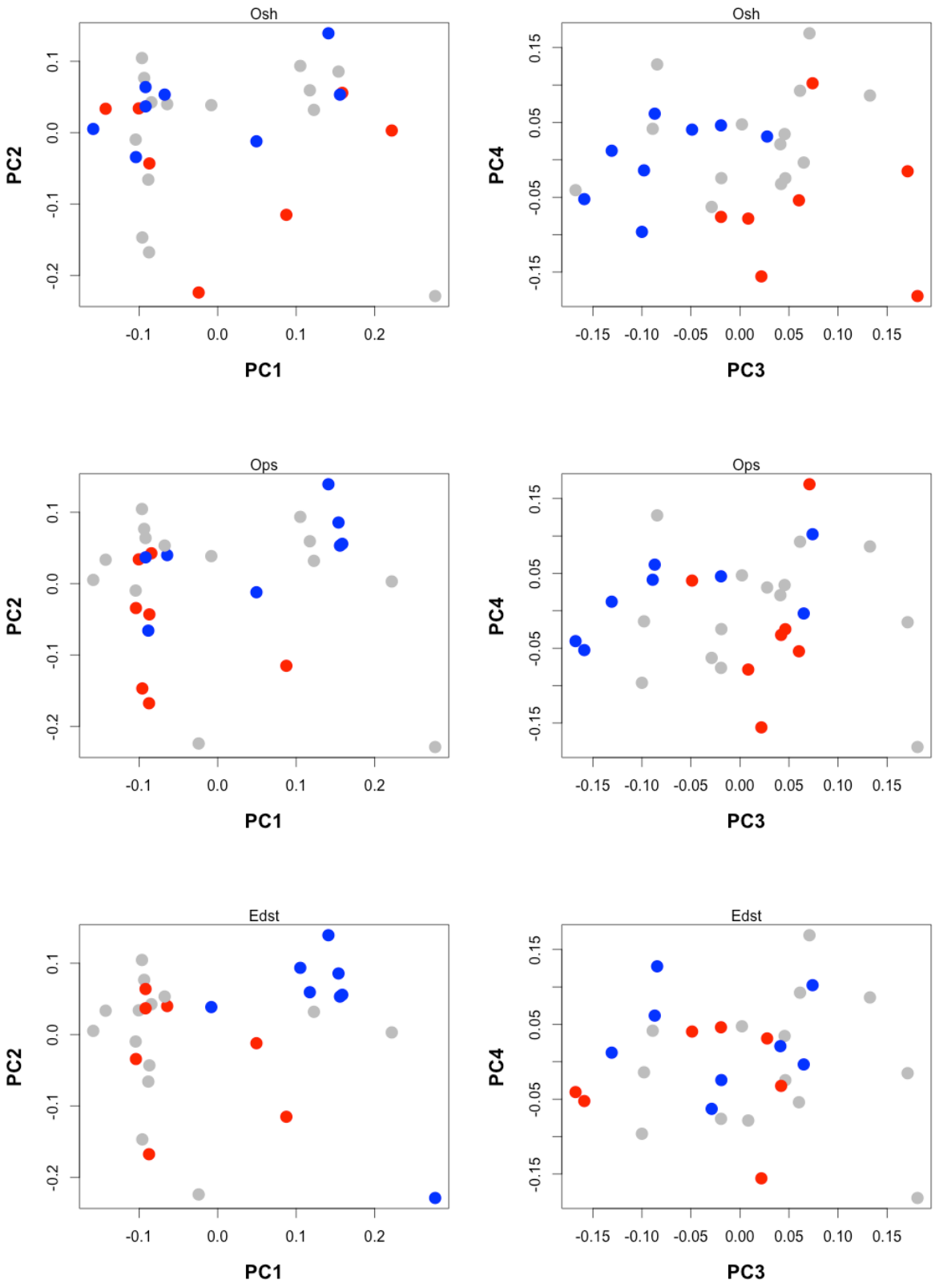


Figura S1 - Espaço funcional das espécies em quarto dimensões com maiores valores (quantil superior 25% em vermelho) e baixos (quantil inferior 25% em azul) para Forma da cavidade oral (Osh), Tamanho do olho (*Edst*) e Posição da cavidade oral (Ops).

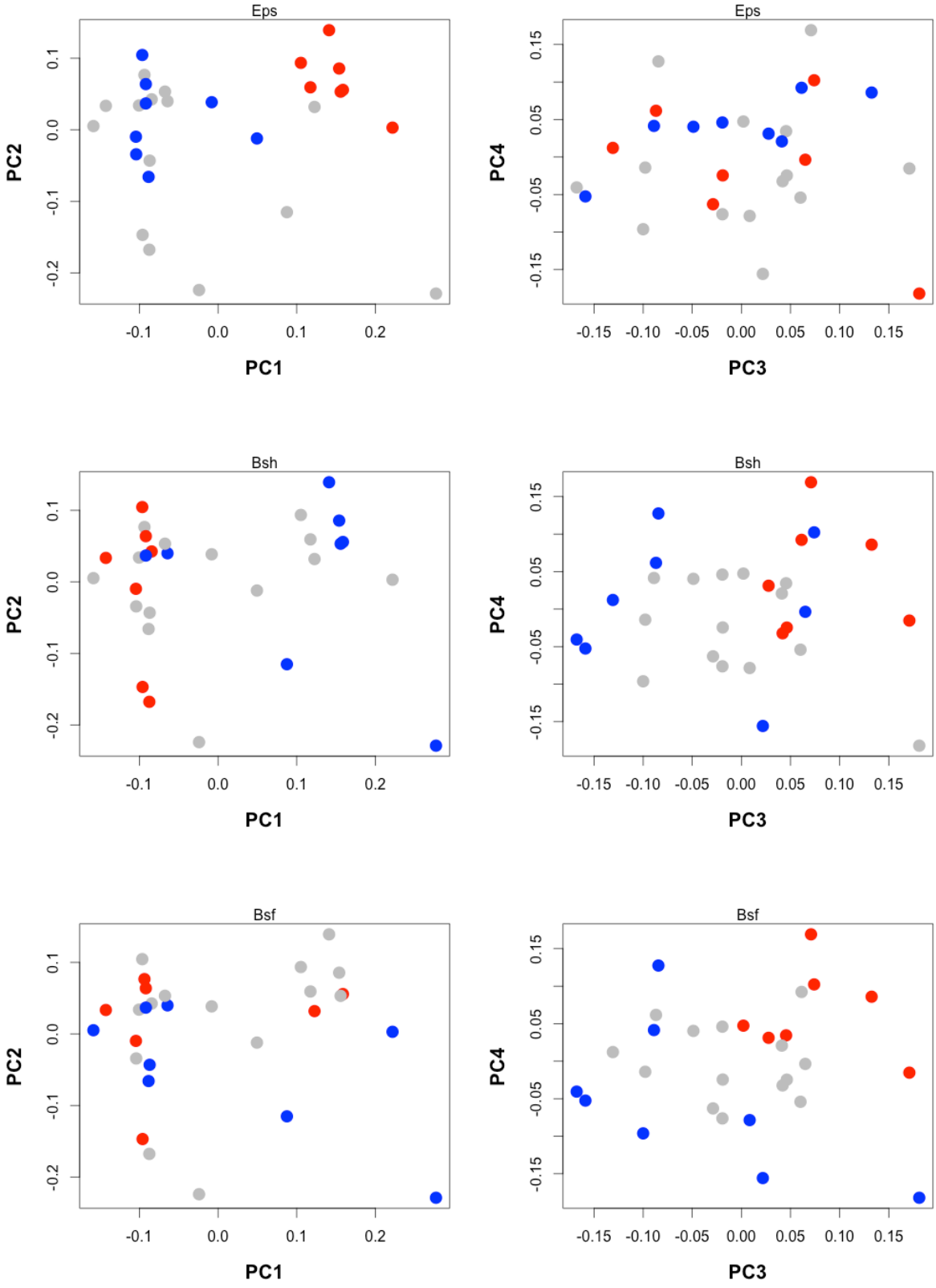


Figura S1 - Espaço funcional das espécies em quarto dimensões com maiores valores (quartil superior 25% em vermelho) e baixos (quartil inferior 25% em azul) para e Posição do olho (*Eps*), Forma transversal do corpo (*Bsh*) e Área de superfície transversal do corpo (*Bsf*).

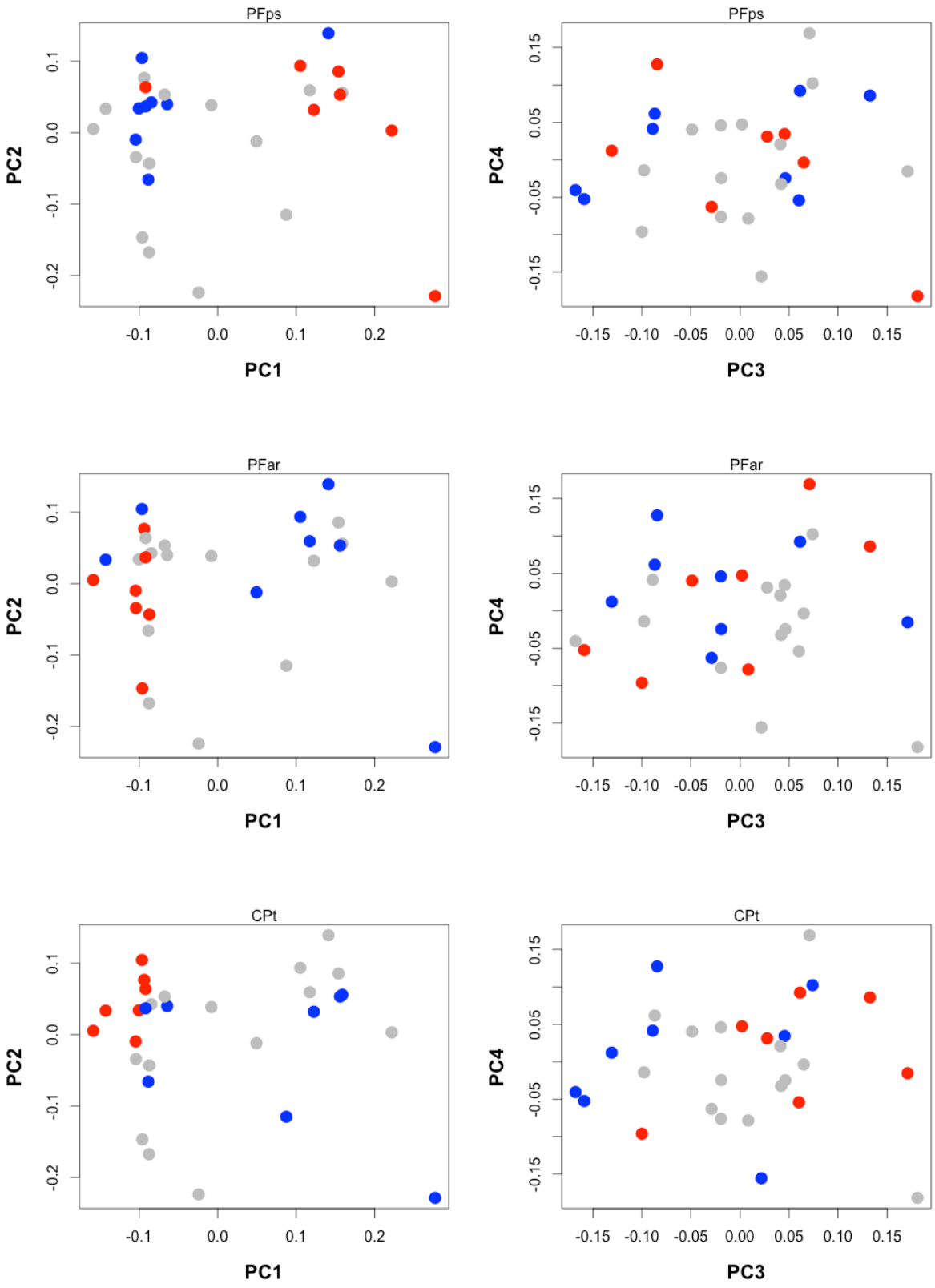


Figura S1 - Espaço funcional das espécies em quarto dimensões com maiores valores (quartil superior 25% em vermelho) e baixos (quartil inferior 25% em azul) para Posição da nadadeira peitoral (*PFps*), Proporção da nadadeira peitoral (*PFar*) e Proporção da altura do Pedúnculo caudal (CPt).

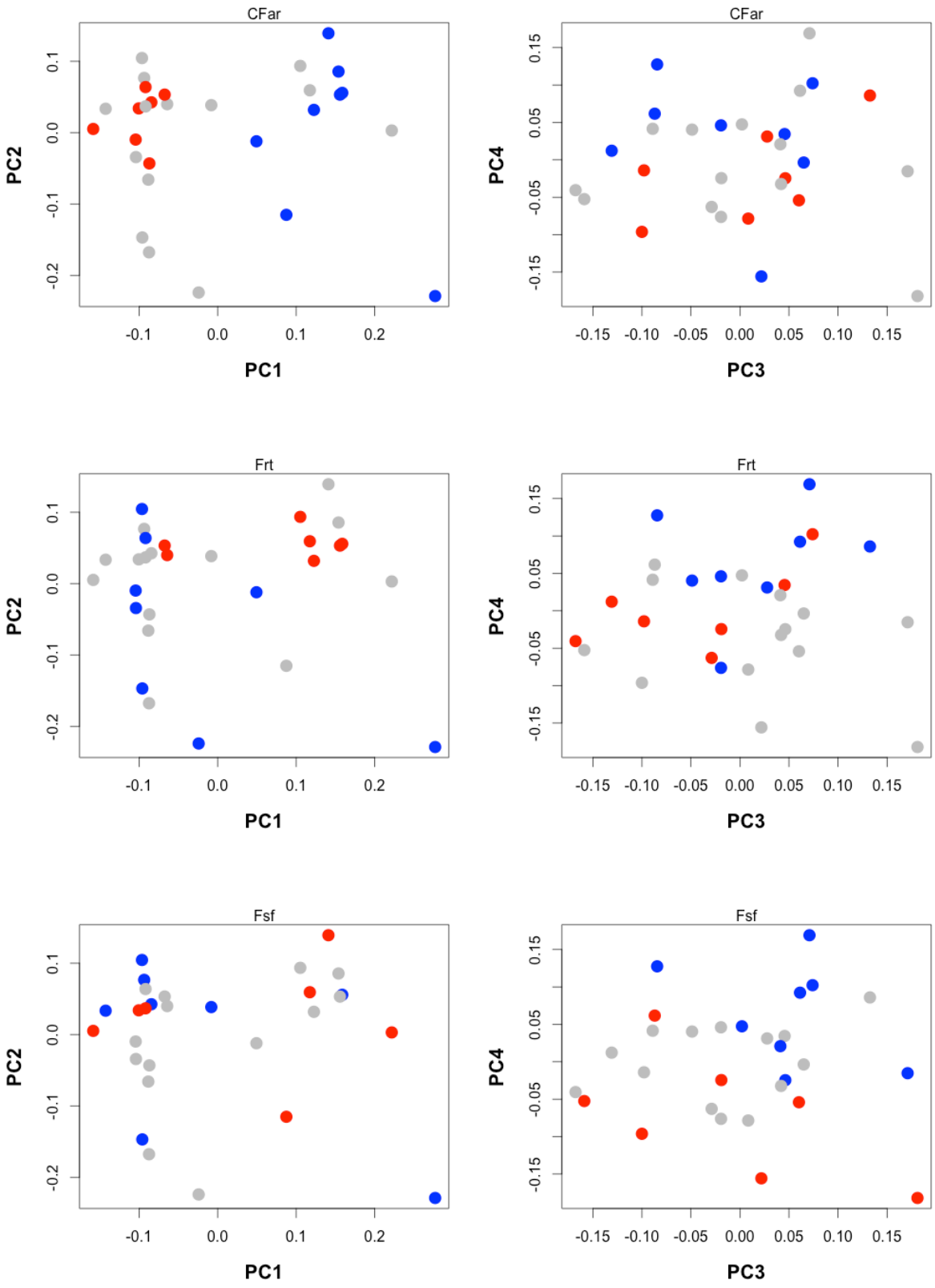


Figura S1 - Espaço funcional das espécies em quarto dimensões com maiores valores (quartil superior 25% em vermelho) e baixos (quartil inferior 25% em azul) para e Proporção da nadadeira cauda (CFar), Proporção da superficie das nadadeiras (Frt) e área de superfície das nadadeiras pelo tamanho do corpo (Fsf)

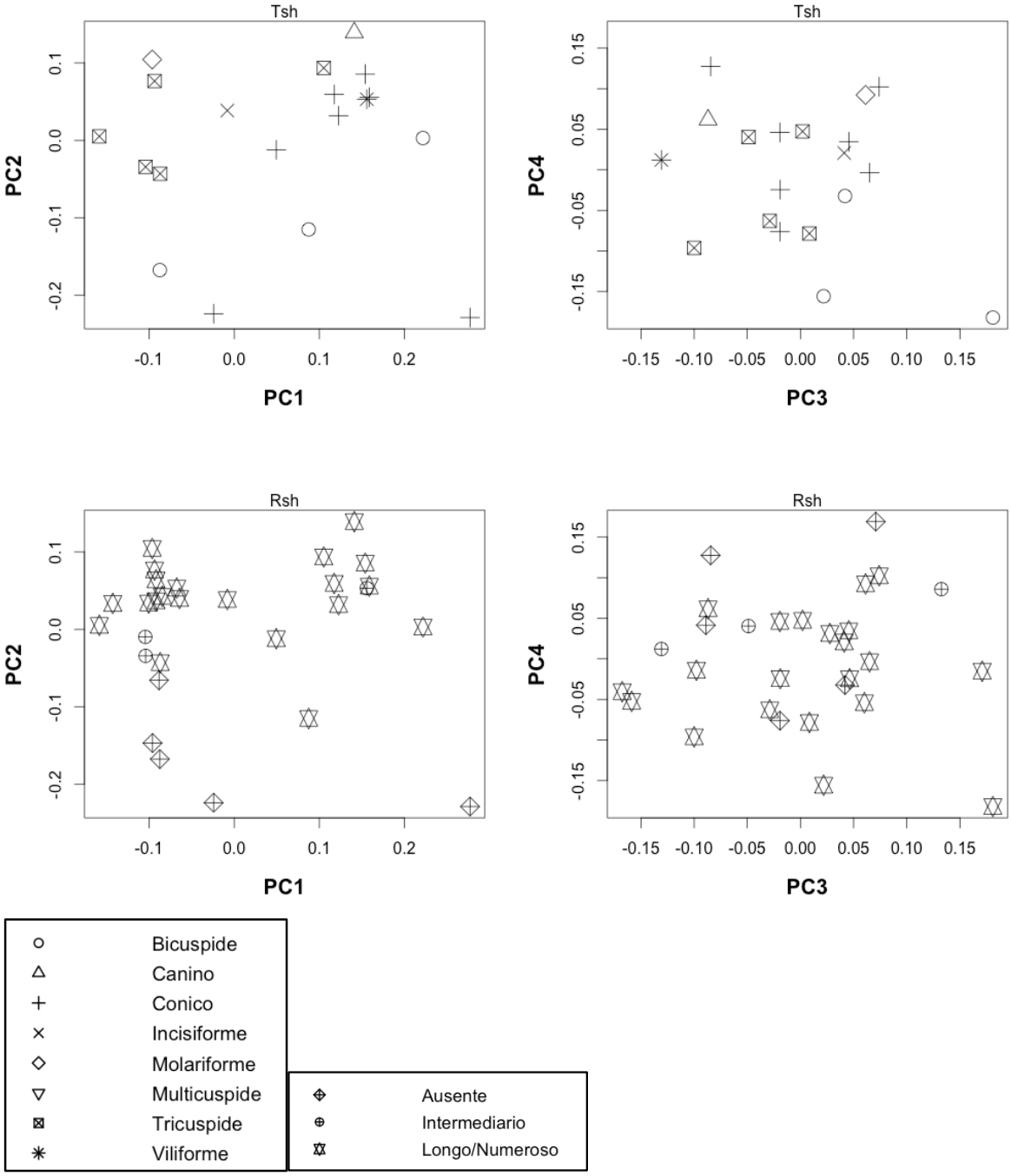


Figura S1 - Espaço funcional das espécies em quarto dimensões com cada categoria para Tipo de dente (Tsh) e forma de rastro branquial (Rsh).

Tabela (Cap.3) S 1: Correlação entre cada traço morfológico contínuo e os quatro eixos da Análise de Coordenadas Principais (PCoA) utilizados para construir o espaço funcional dos peixes do reservatório de Jurumirim. Os traços mais negativamente e mais positivamente correlacionados a cada eixo PCoA estão em azul e vermelho, respectivamente. Veja o significado ecológico de cada característica no Tabela 3.

Variáveis morfológicas	**PCoA 1**	**PCoA 2**	**PCoA 3**	**PCoA 4**
Peso	0.485	0.336	-0.223	-0.549
Número de dentes	0.656	-0.003	0.163	-0.317
Superfície da cavidade oral	0.246	-0.541	0.423	-0.498
Forma da cavidade oral	0.062	-0.430	0.711	-0.249
Posição da cavidade oral	-0.408	-0.424	0.507	-0.155
Tamanho do olho	-0.717	-0.117	0.008	-0.290
Posição do olho	0.643	0.124	0.283	-0.445
Forma transversal do corpo	-0.515	0.006	0.455	0.140
Área de superfície transversal do corpo	-0.147	0.214	0.538	0.633
Posição da nadadeira peitoral	0.571	-0.132	0.232	-0.222
Proporção da nadadeira peitoral	-0.729	-0.213	-0.022	-0.154
Proporção da altura do Pedúnculo caudal	-0.637	0.397	0.342	-0.155
Proporção da nadadeira caudal	-0.782	0.241	0.002	-0.327
Proporção da superficie das nadadeiras	0.234	0.520	-0.353	-0.194
Área de superfície das nadadeiras pelo tamanho do corpo.	-0.005	0.129	-0.181	-0.665

Considerações Finais e Perspectivas Gerais

Neste trabalho, várias métricas foram apresentadas para diferentes abordagens dentro do espectro de conhecimento da diversidade de peixes. Conseguimos trabalhar com expectativas iniciais e provamos que: 1) a represa de Jurumirim apresenta-se constituída por espécies de peixes generalistas, enquanto tributários e lagoas marginais, por espécies especialistas de habitats; verificamos que os trechos lóticos e semi-lóticos de tributários constituem zonas entre as lagoas marginais e a represa com elevada riqueza de espécies; 2) a diversidade taxonômica e a variação funcional apresentam mudanças espaço-temporais sutis, devido a processos de heterotrofização e homogeneização na estrutura da comunidade de peixes do reservatório; 3) os nichos tróficos mais impactados pela condição de represa foram os herbívoros e insetívoros e os nichos resilientes, os detritívoros, iliófagos e piscívoros.

Além dessas conclusões, este foi o primeiro estudo sobre índices funcionais com base na ocupação de nicho de assembleias de peixes de Jurumirim que permitiu constatar a frágil diversidade funcional pelas seguintes razões: 1) os ambientes do reservatório são caracterizados por baixas variações de ocupação de nicho e de espécies comuns de peixes; 2) as abundâncias das assembleias não são distribuídas uniformemente na ocupação de nicho; As espécies mais abundantes são mais divergentes na ocupação de nicho e representam a maior diversidade de características; 3) o grau de originalidade de características de espécies de cada assembléia foi muito baixo; 4) entre as assembleias ocorrem alta sobreposição (homogeneidade) de ocupação de nicho; 5) esses resultados ocorreram independentemente do período do ano; 6) o aumento no nível de água decorrente da precipitação é responsável pelo sutil aumento da diversidade funcional e simultaneamente pela tendência de homogeneização funcional das assembleias de peixes litorâneos.

Para estudos que partem de dados já coletados, recomendamos que a teoria das métricas deve ser ajustada ao delineamento amostral, tendo em vista a complexidade de ambientes e aspectos biológicos. Além de levar em consideração a metodologia, a interpretação dos resultados deve ser adequada e ecologicamente fidedigna.

Com esta avaliação, foi possível diagnosticar quais métricas são adequadas, no ponto de vista da proposta inicial, do objetivo de análise e da relação com o ambiente, no caso reservatório e seu entorno. Por exemplo, a análise de ABC não apontou que os trechos do rio são menos impactados que as áreas represadas. Isso porque, a análise apenas relaciona indivíduos e biomassa total e mostrou um valor negativo para sítios onde há um número de indivíduos de pequeno porte. Isso é tipicamente natural para tributários, e não necessariamente um efeito de alteração do impacto.

Utilizando estatísticas robustas, foi possível avaliar a diversidade de peixes do reservatório e concluímos que sua variação espacial e sazonal é sutil devido aos efeitos de represamento. A composição de guildas tróficas é afetada por espécies de peixes introduzidos na represa. Incorporar dados de tributários e lagoas marginais para comparar com dados de represa é importante para estabelecer os limites de tolerância para a distribuição de peixes em Jurumirim.

As conclusões do presente trabalho trazem a reflexão sobre uma possível dinâmica das comunidades de peixes tropicais. A biota, uma vez adaptada e ajustada às mudanças provocadas pelo Homem, retorna em seguida, à sua leitura aos processos naturais. A predominância de detritívoros, iliófagos e piscívoros é um exemplo de ajuste após o represamento. Na represa, a diversidade se mantém baixa, mas as mudanças funcionais das assembleias acompanham o regime de precipitações. A evidência de previsibilidade de ocupação de nicho decorrente de uma oscilação periódica das chuvas é a prova de como a biota, mesmo que impactada, ainda se “programa” para se ajustar a processos naturais.

Portanto, mesmo que vivemos na concepção de era geológica em que o Homem é o principal precursor de mudanças no planeta, as condições de vida dos peixes de reservatórios resultam não apenas de ações antrópicas, mas também das leis naturais. Isso se reflete no manejo e na conservação. As relações ecológicas, provenientes da qualidade das águas e da origem dos peixes, devem ser conhecidas, antes de qualquer medida. Isto faz pensar sobre a eficiência de transposição de peixes e a construção de escadas para as espécies migratórias, que sem estudos prévios suficientes, foram adotadas de forma errônea e hoje poderiam até mesmo ser descartadas.

As chuvas têm um importante papel na estruturação das assembleias de peixes, pois aumentam o nível de água dos reservatórios e os microhabitats submersos são facilmente explorados pelo maior contingente de espécies funcionalmente diferentes. O aumento de precipitação condiciona as assembleias na ocupação de nicho de maior amplitude do que na seca.

Por outro lado, as margens devem apresentar vegetação ripária, pois ameniza o poder das chuvas e do fluxo de água dos tributários de provocarem a erosão. O *input* de sedimento devido à erosão é maior nas águas dos tributários, e o acúmulo é maior na represa. Nesta tese, vimos que o aporte de sedimento transportado na água afeta a estrutura de comunidade e em grandes proporções comprometem a abundância de herbívoros, insetívoros e onívoros.

Com base na leitura dessa tese, a lição que extraímos para aplicação de conservação em reservatórios é que os microhabitats, a vegetação ripária e os diversos e nativos traços de história de vida devem ser preservados, pois, o que menos impacta é o respeito maior à condição natural.

Anexo 1

Lista de funções e pacotes do programa *R* utilizados na confecção dos resultados.

Objetivo Principal	Ação Específica	Função	Pacote
Índices de diversidade ecológica e Riqueza de Espécies	Diversidade de Shannon	diversity	Vegan
	Número de espécies	specnumber	Vegan
Correlação, Variância e Covariância	Correlação entre os fatores ambientais	cor	Stats
Dimensionamento e centralização de objetos tipo matriz	Dimensionamento e centralização de variáveis respostas e explicativas	scale	Base
Gráficos de regressão diagnóstica, VIF, histograma de resíduos, sobre-dispersão, grau de ajuste	Diagnóstico de GLM	glm.diagnostic	CoralSpark*
Análise de dados	Modelos Lineares Generalizados	glm	stats
Análise de dados	Modelo de efeitos mistos com interações significativas e quadráticas	mixed.mod.output	CoralSpark*
Análise de dados	Gerar Modelos de efeitos mistos com variáveis explicativas fixas e aleatórias	glmer	lme4
Análise de dados	Computar intervalo de confiança	confint	stats
Análise de dados	Pseudo-R-quadrado para modelos de efeitos mistos generalizados	r.squaredGLMM	MuMIn
Análise de dados	Calcular o Critério de informação Bayensiano	BIC	stats
Análise de dados	Construir plotes de efeitos significativos	allEffects	effects
Análise de dados	Executar a análise multivariada de Escala Multidimensional Não-Metrica (NMDS)	metaMDS	vegan
Estrutura Funcional	Cálculo de Matriz de Dissimilaridade com distância de Gower ou Euclideana	daisy	cluster
Estrutura Funcional	Gerar Eixos para espaço funcional multidimensional	pcoa	ape
Estrutura Funcional	Calcular 4 índices de diversidade funcional de Villéger et al 2009	FDind	ape, geometry **

* Pacote cedido por Keith, S.A.; ** *Script* cedido por Leitão, R.P.com a função FDind incluindo cálculo de índices não encontrados no pacote FD.

Anexo 2

Exemplar de uma espécie de peixe (etiquetado, milimetricamente dimencionado e fotografado) como demonstração para aplicar as medidas morfométricas com uso do programa *ImageJ.*



Anexo 3

Lista de espécies suas respectivas abundâncias numéricas para cada tipo de aparato de captura.

Espécies	Arrasto	Peneira	Rede de Espera
Astyanax scabripinnis	2	0	0
Phalloceros harpagos	3	0	0
***Serrapinus* sp.**	209	0	0
Otothyropsis* cf. *biamnicus	1	2	0
Piabina argentea	282	7	0
Serrapinus notomelas	6329	1069	0
Hyphessobrycon eques	30	59	0
***Characidium* sp.**	0	6	0
Leporinus amblyrhynchus	1	0	19
Bryconamericus stramineus	106	0	0
Characidium zebra	236	10	0
Apareiodon piracicabae	68	23	0
Coptodon rendalli	1	3	0
Bryconamericus aff iheringi	2450	453	0
Pimelodella avanhandavae	25	81	39
Oreochromis niloticus	87	6	0
Astyanax bockmanni	35	0	6
Hypostomus* cf. *nigromaculatus	0	1	3
Leporinus striatus	0	0	25
Hypostomus* aff. *paulinus	0	0	14
Metynnis maculatus	264	13	35
Steindachnerina insculpta	136	5	930
Astyanax lacustris	491	157	508
Astyanax fasciatus	2024	188	1009
Geophagus brasiliensis	133	15	425
Callichthys callichthys	0	0	79
Rhinodoras dorbignyi	0	0	67
Apareiodon affinis	729	25	164
Oligosarcus paranensis	7	9	185
Cyphocharax modestus	27	12	3144
Hoplosternum littorale	0	1	780
Hypostomus margaritifer	0	0	1
Hypostomus ancistroides	1	11	304
Leporinus octofasciatus	2	0	17
Hypostomus regani	0	1	205
Iheringichthys labrosus	0	0	197
Serrasalmus maculatus	62	31	1313
Eigenmannia trilineata	0	1	5
Galeocharax knerii	0	0	425
Schizodon intermedius	0	0	957
Leporinus friderici	0	0	218
Schizodon nasutus	38	15	549
Piaractus mesopotamicus	0	0	3
Cichla kelberi	7	5	17
Rhamdia quelen	0	0	49
Pterygoplichthys ambrosetti	0	0	3
Hoplias malabaricus	101	28	379
Pimelodus maculatus	16	0	859
Salminus hilarii	7	5	55
Prochilodus lineatus	0	0	125
Leporinus obtusidens	0	1	191
Gymnotus sylvius	5	18	120
Hoplias intermedius	0	0	3