



Universidade Federal do Maranhão
Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Conservação

**DIVERSIDADE DE PEIXES DE RIACHOS EM ÁREAS DE
CERRADO: COMPOSIÇÃO, ESTRUTURA E INTEGRIDADE DE
HABITATS**

THAMIRES BARROSO LIMA

São Luís/MA

2017

THAMIRES BARROSO LIMA

**DIVERSIDADE DE PEIXES DE RIACHOS EM ÁREAS DE
CERRADO: COMPOSIÇÃO, ESTRUTURA E
INTEGRIDADE DE HABITATS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Conservação da Universidade Federal do Maranhão, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Biodiversidade e Conservação.

Orientador: Prof. Dr. Nivaldo Magalhães
Piosrki

São Luís/MA

2017

Barroso Lima, Thamires.

DIVERSIDADE DE PEIXES DE RIACHOS EM ÁREAS DE CERRADO:
COMPOSIÇÃO, ESTRUTURA E INTEGRIDADE DE HABITATS / Thamires
Barroso Lima. - 2017.

75 p.

Orientador(a): Nivaldo Magalhães Piorski.

Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-graduação em
Biodiversidade Conservação/ccbs, Universidade Federal do
Maranhão, São Luís, 2017.

1. Córregos. 2. Diversidade biológica. 3.
Ictiofauna. 4. Savana. I. Magalhães Piorski, Nivaldo.
II. Título.

THAMIRES BARROSO LIMA

**DIVERSIDADE DE PEIXES DE RIACHOS EM ÁREAS DE
CERRADO: COMPOSIÇÃO, ESTRUTURA E
INTEGRIDADE DE HABITATS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Conservação da Universidade Federal do Maranhão, como requisito parcial para obtenção do título de título de Mestre em Biodiversidade e Conservação.

Aprovada em: / /

BANCA EXAMINADORA

Dr. Nivaldo Magalhães Piorski
Universidade Federal do Maranhão
Orientador

Dr. Jorge Luiz Silva Nunes
Universidade Federal do Maranhão

Profa. Dra. Marina Bezerra Figueiredo
Universidade Estadual do Maranhão

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus, por me proporcionar saúde, paciência, sabedoria, amor, fé, inteligência, coragem e por sempre ter me guardado durante as idas a campo. Não foi fácil enfrentar medos, aranhas, cobras, lagartos, morcegos, escorpiões e muitos outros “bichinhos”.

Sou extremamente grata a Deus por ter colocado o professor Nivaldo Piorski no meu caminho!!! Sinto vontade de escrever tanta coisa, mas, ao mesmo tempo me faltam palavras para expressar tamanho sentimento de gratidão que tenho pela sua paciência, amizade, pelas conversas, orientação e oportunidade em trabalhar com você. Graças a você, eu aprendi a ser desenrolada nessa vida, aprendi a pesquisar e hoje, se me for permitido o uso da palavra, posso dizer que sou uma pesquisadora. Agradeço por confiar em mim e pelo incentivo em me fazer continuar seguindo nessa profissão. Obrigada por todo o aprendizado!

Ao professor Jorge Luiz Silva Nunes por ter cedido os dados para complementar a minha dissertação e pelo seu admirável conhecimento científico. Obrigada de coração por tudo!

A todos os professores do Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Conservação que contribuíram bastante para minha formação (Profa. Catarina, Prof. Davi, Prof. Eduardo, Prof. Gilda, Profa. Larissa e demais professores).

Aos companheiros do mestrado (Cíntia, Delzenira, Denilson, Gustavo, Hellen, Ingrid, Kele, Laurent, Mariza e Patrícia), por tudo que vivemos juntos durante esses anos, por todos os sufocos, incentivos e ajudas, muito obrigada!

Aos professores Fabrício Baccaro e William Magnusson “Bill” do INPA pelas observações nos primeiros meses de mestrado com a parte estatística. Suas sugestões foram importantíssimas para o desenvolvimento deste trabalho.

A minha avó, minha mãe, meu irmão e toda a minha família pelo amor incondicional, pela dedicação, educação, pela compreensão e por sempre acreditarem e confiarem em mim. Essas pessoas são importantíssimas na minha vida!!!

As agências de fomento CAPES pela bolsa de estudos, a Rede com Cerrado pelo apoio logístico, a FAPEMA pelo financiamento dos projetos. A SEMA pela liberação das coletas dentro da unidade de conservação do Parque Estadual do Mirador.

Um agradecimento especial aos meus companheiros de laboratório, Carlos Henrique, Ananda Saraiva, Simone Karlla, Kele Andrade e em especial a Beldo Rywllon,

pelas conversas que sempre me alegravam e por ter sido um excelente amigo nos últimos meses.

A equipe do laboratório de Organismos Aquáticos, sem essa parceria teria sido tudo complicado. Obrigada Diego, Francisca, Jaqueline, Luis Phelipe, Pâmella Brito, e a todos os outros que me ajudaram de maneira direta e indireta.

Sou muito grata também aos proprietários e moradores de algumas áreas amostradas, que não pouparam esforços em nos ajudar e nos dar abrigo.

Por fim, porém não menos importante, a Jamerson Aguiar que apesar de estar tão longe consegue ser tão presente, tão prestativo, tão paciente, tão carinhoso e tão meigo. Nossas discussões sobre estatística sempre nos rendem boas gargalhadas. Obrigada pelas suas revisões. Obrigada meu bem, obrigada por tudo. Tu és muito especial para mim!!!

Enfim, agradeço a todos que me ajudaram ao longo desses anos. Obrigada!!

SUMÁRIO

CAPÍTULO 1 Apresentação Geral	14
INTRODUÇÃO	15
REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	17
1.1 O que caracteriza um riacho?.....	17
1.2 Comunidade de peixes de riacho	18
1.3 Importância do habitat físico para a abundância e composição das espécies de peixes	20
REFERÊNCIAS	22
CAPÍTULO 2 – Efeitos de fatores locais na estrutura da ictiofauna em diferentes drenagens do Cerrado Brasileiro	27
Introdução	29
Métodos	30
<i>Área de estudo</i>	30
<i>Análise dos dados</i>	32
Resultados	33
Discussão	36
REFERÊNCIAS	38
ANEXO	44
CAPÍTULO 3 – Aplicação do modelo linear generalizado (GLM) para prever a riqueza de espécies de peixes em diferentes habitats de riachos da Savana Maranhense	53
1. INTRODUÇÃO	54
2. MATERIAL E MÉTODOS	55
<i>Área de estudo</i>	55
<i>Delineamento experimental e coleta dos dados</i>	56
<i>Caracterização do habitat físico local</i>	56
<i>Amostragem da ictiofauna</i>	57
<i>Análise de dados</i>	57

3. RESULTADOS	58
4. DISCUSSÃO	63
Considerações finais.....	64
REFERÊNCIAS	65
ANEXO	70

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

ALP	Alpercatas
AQM	Macrófitas aquáticas
AUR	Área urbana
CEP	Cerrado e pastagem
CER	Cerrado
CUL	Cultivo
GLM	Modelo Linear Generalizado
GIS	Sistema de Informação Geográfica
ITA	Itapecuru
LEB	Banco de folhas
LM	Largura molhada
MT	Matacão
MUN	Munim
OD	Oxigênio dissolvido
OM	Matéria Orgânica
OHV	Vegetação pendurada
PEM	Parque Estadual do Mirador
PRG	Preguiças
PT	Profundidade do talvegue
RO	Raízes
SA	Areia
SX	Seixo
TA	Temperatura da água
VF	Velocidade do fluxo
WO	Madeira
ZPNLM	Zona de Amortecimento do Parque Nacional dos Lençóis Maranhense

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Localização dos pontos de coleta nas bacias hidrográficas do rio Preguiças (A), Munim (B), Itapecuru e sub bacia do Alpercatas (C).	31
Figura 2. Modelo de distribuição de abundância das espécies para as bacias do cerrado (o: ALP; Δ: ITA; x: PRG e +: MUN).	33
Figura 3. Curvas de rarefação para as assembleias de peixes de riachos amostrados nas bacias do Alpercatas (ALP), Itapecuru (ITA), Munim (MUN) e Preguiças (PRG). Linha sólida com seu respectivo intervalo de confiança de 95% que é representado pelas cores mais suaves do gráfico. As linhas pontilhadas representam estimativas de amostragem.	34
Figura 4. Biplot resultante da análise de coordenadas principais PCoA, representando a ordenação das amostras para as bacias (Fig. 4a) e para as guildas tróficas (Fig. 4b).....	35
Figura 5. Logaritimização e erro padrão para riqueza e abundância de espécies em função da cobertura do solo entre as bacias: a) ALP; b) ITA; c) MUN; d) PRG.....	36
Figura 6. Localização da área de estudo. (A) Bacia do Preguiças, (B) Bacia do Munim e (C) Bacia do Itapecuru e subbacia do Alpercatas.....	56
Figura 7. Colinearidade entre as variáveis explanatórias profundidade do canal (DEPTHs), área molhada do canal (WXDP), largura molhada (WIDTH) e declividade (SLOPE).	59
Figura 8. Colinearidade entre as variáveis explanatórias profundidade do canal (DEPTHs), área molhada do canal (WXDP), largura molhada (WIDTH) e declividade (SLOPE).	59
Figura 9. Colinearidade entre as variáveis explanatórias: macrófitas aquáticas (AQM), madeira grande (LWD), madeira pequena (BRS), raízes (ROT), banco de folhas (LEB), vegetação pendurada (OHV), margem escavada (UCB), abrigo natural (NAT) e grandes abrigos (BIG).....	60
Figura 10. Colinearidade entre as variáveis explanatórias macrófitas aquáticas (AQM), madeira grande (LWD), madeira pequena (BRS), raízes (ROT), banco de folhas (LEB), vegetação pendurada (OHV), margem escavada (UCB), abrigo natural (NAT) e grandes abrigos (BIG).....	61
Figura 11. Análise da autocorrelação espacial dos resíduos do modelo linear (GLM). 62	62
Figura 12. Efeitos parciais para as sete variáveis significativas retidas no GLM final, mostrando a probabilidade de se obter maior riqueza de espécies (linha preta = média; linha tracejada = intervalo de confiança de 95%; as barras no eixo x indicam os dados de presença e pseudo-ausência para a variável preditora) em riachos com diferentes características ambientais.	62

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Lista taxonômica das espécies de peixes coletadas nas bacias hidrográficas dos rios Itapecuru (ITA) e sub bacia do Alpercatas (ALP), Munim (MUN) e Preguiças (PRG) entre 2012 e 2015 com as abreviações para as espécies (ABR)	45
Tabela 2. Resultado da análise de similaridade (ANOSIM) para abundância e riqueza de espécies entre as bacias do Itapecuru (ITA) e sub bacia do Alpercatas (ALP), Munim (MUN) e Preguiças (PRG).	49
Tabela 3. Riqueza, abundância e diversidade de Shannon para as guildas tróficas observadas nas bacias do Itapecuru (ITA) e sub bacia do Alpercatas (ALP), Munim (MUN) e Preguiças (PRG).	50
Tabela 4. Caracterização dos riachos para as bacias do Itapecuru (ITA) e sub bacia do Alpercatas (ALP), Munim (MUN) e Preguiças (PRG). Valores médios \pm desvio padrão; PT: Profundidade do talvegue; LM: Largura molhada; VF: Velocidade de fluxo; TA: Temperatura da água; OD: Oxigênio dissolvido; WO: Madeira; RO: Raízes; LEB: Banco de folhas; OHV: Vegetação pendurada; SA: Areia; SX: seixo; MT: Matacão; OM: Matéria Orgânica; AQM: Macrófitas aquáticas; PEM: Parque Estadual do Mirador; ZPNLM: Zona de Amortecimento do Parque Nacional dos Lençóis Maranhense.....	51
Tabela 5. Resultado da regressão linear múltipla com seus respectivos valores de significâncias para as bacias do Itapecuru (ITA) e sub bacia do Alpercatas (ALP), Munim (MUN) e Preguiças (PRG). Tendo como variáveis respostas a riqueza e abundância das espécies e como variáveis preditoras a profundidade do talvegue (pt), largura molhada (lm), velocidade do fluxo (vf), temperatura da água (ta), oxigênio dissolvido (od), cerrado e pastagem (cep), cerrado (cer), cultivo (cul), pastagem (pas) e área urbana (aur).....	52
Tabela 6. Resultado do modelo linear generalizado (GLM) selecionado pelo Critério de Informação de Akaike (AIC). O modelo selecionado para a variável resposta riqueza de espécies apresentou AIC (138.59).....	61
Tabela 7. Lista taxonômica das espécies de peixes coletadas em riachos das bacias do Alpercatas, Itapecuru, Munim e Preguiças, MA, com dados de abundância por local de coleta.....	71

RESUMO

Como um sistema natural, rios e riachos são importantes para a conservação da biodiversidade pois abrigam uma grande diversidade de espécies formadas a partir de variações espaciais e temporais que incluem o ambiente, as espécies, as interações entre as espécies e com o ambiente, além das condições históricas e geográficas. Compreender as causas desta variação é uma questão importante para entender a forma como a biodiversidade está estruturada ao longo do espaço. Para testarmos a hipótese que existem diferenças na composição e estrutura da ictiofauna entre bacias hidrográficas, em virtude das diferenças no habitat interno e em função das mudanças no aporte de materiais alóctones, nós usamos um método de amostragem regularmente padronizado a fim de caracterizar as margens e a parte interna dos riachos nas bacias hidrográficas dos rios Alpercatas, Itapecuru, Munim e Preguiças entre os anos de 2012 e 2015. Utilizamos uma análise de similaridade (ANOSIM) para verificar a existência de diferença espacial na composição e abundância das espécies de peixes entre as bacias. Para comparar a abundância utilizamos o rank de abundância. A diversidade foi comparada através das curvas de rarefação. Os padrões na composição trófica entre as bacias hidrográficas foram avaliados com os dados de abundância das espécies para cada guilda trófica através de uma análise de coordenadas principais (PCoA). A multicolinearidade entre as variáveis preditoras foi calculada através da correlação Spearman. Para analisar os efeitos das variáveis preditoras sobre as variáveis respostas (riqueza e abundância das espécies) em cada bacia, utilizamos a regressão linear múltipla e o modelo linear generalizado. Foram coletados 4.048 indivíduos pertencentes a sete ordens, 27 famílias e 68 espécies. A composição de espécies entre as bacias foi similar entre Alpercatas e Itapecuru e entre Munim e Preguiças. Nas bacias do Itapecuru, Alpercatas e Preguiças houve a predominância de indivíduos onívoros ao passo que na bacia do Munim houve a predominância de indivíduos herbívoros. Com relação aos fatores locais, a riqueza e abundância das espécies foi influenciada pela profundidade e largura do canal na bacia do Alpercatas e pela temperatura da água e oxigênio dissolvido na bacia do Itapecuru. A abundância das espécies foi influenciada pela velocidade do fluxo e pela temperatura da água no Munim. Na bacia do Preguiças, a profundidade do canal foi a variável mais importante para a riqueza e abundância das espécies. Para cobertura do solo, áreas com presença de cultivo apresentaram menor riqueza e abundância de espécies na bacia do Itapecuru. Ao passo que no Munim áreas com presença de pastagem apresentaram maior riqueza e abundância de espécies. Os resultados obtidos neste trabalho sugerem que mesmo que drenagens mais próximas compartilhem maior número de espécies, uma determinada parcela dessas espécies podem ser restritas a uma bacia hidrográfica ou podem ter dificuldades em dispersar para outras bacias. Por outro lado, algumas espécies parecem se adaptar bem às diferentes condições impostas pelo ambiente, uma vez que, alterações na cobertura do solo foram refletidas na composição trófica das espécies favorecendo a ocorrência de indivíduos onívoros. Além disso, o efeito de fatores locais (profundidade, largura do canal, temperatura da água, oxigênio dissolvido e cobertura do solo) em cada uma das bacias hidrográficas estudadas demonstram que a estrutura do hábitat tem um papel importante na estruturação da comunidade de peixes.

Palavras-chave: Savana; Córregos; Diversidade biológica; Ictiofauna.

ABSTRACT

As a natural system, rivers and streams are important for the conservation of biodiversity because they harbor a great diversity of species formed from spatial and temporal variations that include the environment, the species, the interactions between the species and the environment, besides the historical and geographical conditions. Understanding the causes of this variation is an important issue to understand how biodiversity is structured throughout space. In order to test the hypothesis that there are differences in the composition and structure of the ichthyofauna between watersheds, due to the differences in the internal habitat and due to changes in the supply of allochthonous materials, we use a regularly standardized sampling method to characterize the margins and the inner part of the streams in the watersheds of the rivers Alpercatas, Itapecuru, Munim and Preguiças between the years of 2012 and 2015. We used a similarity analysis (ANOSIM) to verify the existence of spatial differences in the composition and abundance of fish species between the basins. To compare abundance we use the rank of abundance. Diversity was compared through rarefaction curves. The patterns in the trophic composition between the watersheds were evaluated with the abundance data of the species for each trophic guild through a coordinate analysis (PCoA). The multicollinearity among predictor variables was calculated using the Spearman correlation. In order to analyze the effects of the predictor variables on the response variables (richness and abundance of species) in each basin, we used multiple linear regression and the generalized linear model. A total of 4,048 individuals belonging to seven orders, 27 families and 68 species were collected. The species composition among the basins was similar between Alpercatas and Itapecuru and between Munim and Preguiças. In the basins of Itapecuru, Alpercatas and Preguiças there was a predominance of omnivorous individuals, whereas in the Munim basin there was a predominance of herbivorous individuals. Regarding local factors, the richness and abundance of the species was influenced by the depth and width of the channel in the Alpercatas basin and by the temperature of the dissolved oxygen and water in the Itapecuru basin. The abundance of the species was influenced by the flow velocity and the water temperature in Munim. In the Preguiças basin, the depth of the canal was the most important variable for the richness and abundance of the species. To cover the soil, areas with cultivation presence presented lower richness and abundance of species in the Itapecuru basin. Whereas, in the Munim areas with pasture presence presented greater wealth and abundance of species. The results obtained in this work suggest that even if more drainage systems share a greater number of species, a certain portion of these species may be restricted to a river basin or may have difficulties in dispersing to other basins. On the other hand, some species seem to adapt well to the different conditions imposed by the environment, since changes in soil cover were reflected in the trophic composition of the species favoring the occurrence of omnivorous individuals. In addition, the effect of local factors (depth, channel width, water temperature, dissolved oxygen and soil cover) in each of the studied watersheds shows that the habitat structure plays an important role in structuring the fish community.

Keywords: Savanna; Streams; Biological diversity; Ichthyofauna.

CAPÍTULO 1

Apresentação Geral

INTRODUÇÃO

Ecossistemas aquáticos representam um importante recurso para a economia e bem estar da sociedade, pois fornecem serviços ecossistêmicos tais como abastecimento de água, alimento, processamento de resíduos, recreação entre outros (Silva et al., 2014).

Como um sistema natural, rios e riachos são importantes para a conservação pois apresentam muitos grupos endêmicos e abrigam uma grande diversidade de espécies da flora e da fauna (Woznicki et al., 2015), que são influenciadas por diferentes variáveis ambientais.

Atualmente, estudos e programas de monitoramento nos EUA e na Europa tem avaliado os efeitos de fatores abióticos sobre as comunidades aquáticas de córregos e riachos (Johnson & Ringler, 2014). Diferentes métodos de avaliação ambiental tem sido desenvolvidos e empregados em várias para comunidades biológicas distintas (Herman & Nejadhashemi, 2015).

Na América do Sul, o interesse pela fauna de riachos e os fatores que influenciam sua distribuição e diversidade é recente, sendo utilizadas principalmente como ferramenta para a comparação da integridade entre diferentes áreas (Macedo et al., 2016). Existem estudos apresentando os efeitos das características estruturais dos riachos (Carvalho & Garro, 2015; Cerviá et al. 2015), benefícios das zonas ripárias (Teresa & Casatti, 2013) e influência da urbanização (Furlan et al. 2012) sobre a comunidade de peixes.

Esta dissertação é parte dos projetos “Diversidade da Fauna de peixes do Parque Estadual do Mirador, Maranhão, Brasil” e “Estudo Ecológico Rápido de Riachos e Pequenos Rios da Microrregião do Baixo Parnaíba, Maranhão, Brasil”. Os projetos foram financiados pela Fundação de Amparo a Pesquisa do Maranhão – FAPEMA e desenvolvidos em conjunto por equipes do Laboratório de Ecologia e Sistemática de Peixes e do Laboratório de Organismos Aquáticos, ambos da Universidade Federal do Maranhão.

Neste sentido, esse trabalho será apresentado na forma de dois artigos. O primeiro artigo versa sobre a “*Efeitos de fatores locais na estrutura da ictiofauna em diferentes drenagens do cerrado*”. Esse artigo se propõe a fornecer informações sobre os efeitos de variáveis ambientais na composição, estrutura e grupos tróficos da comunidade de peixes em diferentes bacias hidrográficas; O segundo artigo: “*Aplicação*

do modelo linear generalizado (GLM) para avaliar a influência do habitat físico sobre a riqueza de espécies de peixes em riachos do Cerrado Maranhense”, Esse artigo se propõe a verificar qual o melhor modelo ecológico explica a riqueza e abundância das espécies nas bacias estudadas.

Para isso, foram traçados três objetivos específicos que serão detalhados em cada um dos capítulos: (i) Avaliar os efeitos de fatores abióticos sobre a composição e estrutura das comunidades de peixes em diferentes bacias hidrográficas. (ii) Verificar se as mudanças no habitat afetam a diversidade das espécies de peixes. (iii) Analisar qual modelo ecológico é capaz de explicar a distribuição da riqueza e abundância das espécies de peixes. Assim, acreditamos que o presente estudo irá contribuir com o conhecimento acerca da comunidade de peixes localizada em diferentes bacias hidrográficas do Maranhão, além de gerar informações para avaliações mais precisas.

A seguir, será apresentado o referencial teórico seguido dos artigos elaborados neste trabalho.

REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Compreender as causas que influenciam as variações das comunidades são importantes pois explicam a forma como a biodiversidade se estrutura no espaço e no tempo (Whittaker, 1972). As variações espaciais e temporais incluem o ambiente, as espécies, as interações entre as espécies e com o ambiente, além das condições históricas e geográficas (Soininen et al., 2007).

Diferenças na diversidade entre os locais pode ser explicada tanto por variações nos fatores ambientais locais como por fatores espaciais (Soininen et al., 2007). Quanto maior for a complexidade estrutural do ambiente, maior será a substituição das espécies e menor será a similaridade espacial (Hutchinson, 1957).

A abordagem espacial mostra que o principal agente estruturador da similaridade faunística regional em uma escala de tempo ecológico seria a dispersão limitada pela distância geográfica entre as assembleias (Chave, 2004; Hubbell, 2005).

Uma vez que locais mais próximos teriam maiores chances de serem colonizados por indivíduos das mesmas espécies existentes nas assembleias circunvizinhas e, conseqüentemente, teriam maior compartilhamento de espécies (Juen & Marco, 2011). Mesmo em ambientes homogêneos, as comunidades apresentariam maior dissimilaridade em função da distância, sendo um resultado das limitações ambientais impostas sobre a capacidade de dispersão das espécies (Hubbell, 2001; Cassemiro & Padiã, 2008).

Na região Neotropical pesquisas que avaliem a influência do habitat sobre as espécies e que tentem explicar a distribuição das espécies de peixes, se desenvolvem mais em corpos hídricos de grande porte, como rios, lagoas e reservatórios (Agostinho et al., 2004), sendo recente o interesse pela fauna de ambientes de menor porte como córregos e riachos, e pelos mecanismos que geram sua distribuição e diversidade (Oliveira et al., 2005).

1.1 O que caracteriza um riacho?

Riachos podem ser definidos como pequenos corpos d'água que correspondem a cerca de 80% dos ecossistemas aquáticos de uma bacia hidrográfica, sendo os principais afluentes de grandes rios (Benda et al., 2005; Wohl, 2013). Além disso, esses ambientes possuem um papel relevante na ecologia de águas continentais, principalmente em

relação a dinâmica, transporte e conversão da matéria orgânica em biomassa (Gessner et al., 2010).

Os córregos proporcionam abrigos, refúgios e áreas de desova para muitas espécies (Gessner et al., 2010). Apresentam uma estreita relação com os ecossistemas terrestres por serem geralmente protegidos pela vegetação ciliar que limita a produção primária local, bloqueando total ou parcialmente a radiação solar, sendo a comunidade aquática predominantemente heterotrófica e dependente da importação de material orgânico para subsistir (Vörösmarty et al., 2010; Woodward et al., 2012).

Os pedaços de madeiras oriundos das margens do canal, destacam-se como elemento-chave nos córregos e riachos pois influenciam a quantidade, tipo e distribuição do substrato (Lisle, 1995), promovem a formação de piscinas e pequenas corredeiras (Thompson, 2012), aumentam a complexidade estrutural e dinâmica do habitat (Wohl, 2011), promovem a retenção de sedimentos orgânicos e inorgânicos (Beckman & Wohl, 2014), exercem forte influência sobre o funcionamento do fluxo e ecologia do riacho (Flores et al., 2011; Elozegi & Sabater, 2013; Elozegi et al., 2016) e servem de habitat para diferentes espécies da ictiofauna (Nagayama e Nakamura, 2010).

Com relação à estrutura física, os riachos apresentam dimensões reduzidas, presença de mata ciliar densa, correnteza relativamente forte, alternância de poços e trechos de corredeira, água transparente e fria, substrato irregular (Castro, 1999) e banco de folhas em decomposição acumulado no fundo dos poços e remansos (Masese et al., 2014).

Tendo em vista a grande variabilidade de ecossistemas nos quais os riachos se inserem e diferenças na complexidade estrutural do habitat físico, para este estudo, considerou-se como riachos aqueles definidos como “vagueáveis”. Estes, possuem grande parte do leito com profundidade que permite o acesso ao fluxo, onde é possível caminhar pelo canal (Collier et al., 2007).

1.2 Comunidade de peixes de riacho

Nos últimos anos, os riachos da América do Sul tem recebido especial atenção por parte dos pesquisadores por serem considerados ambientes que possivelmente abrigam novas espécies (Dias, 2016), entretanto, o conhecimento científico para algumas regiões sobre as espécies de peixes que habitam esses cursos d'água ainda é considerado insatisfatório (Azevedo et al., 2010), tornando um dos grandes desafios

para o desenvolvimento de estratégias de conservação da biota aquática (Chernoff et al., 1996; Côrrea, 2007).

A conservação da biodiversidade requer uma compreensão dos múltiplos fatores que atuam nas comunidades biológicas, tendo em vista que as espécies respondem de maneira diferente às mudanças ambientais (Schinegger et al., 2012).

Para conseguir um bom estado de conservação, é necessário primeiro identificar os fatores limitantes da distribuição das espécies e avaliar os efeitos das interações entre os fatores ambientais sobre a dispersão das espécies (Guisan, 2013).

A ictiofauna é tradicionalmente utilizada em biomonitoramentos (Zrncic et al., 2013), por apresentarem vantagens que os tornam bioindicadores de qualidade ambiental (Mangadze et al., 2016). Assim, os peixes podem ser utilizados como indicadores de alterações do habitat (Raburu & Masese 2012), de qualidade da água (Kadye, 2008) e de regulação de fluxos (Mangadze et al., 2016).

Para os ambientes aquáticos continentais da região Neotropical, a diversidade de peixes é de aproximadamente 5.000 espécies válidas, constituindo-se em uma das maiores ictiofaunas continentais (Hardman e Lundberg, 2006). Tendências históricas de descrição de espécies, mostram que esse número pode ser de 8.000, este fato pode ser atribuído ao grande número de espécies sendo descritas a cada ano (Schaefer, 1998).

Na elevada diversidade existente em águas doce, o Brasil possui aproximadamente 21% das espécies do mundo, com 2.122 espécies catalogadas (Menezes et al., 2003). Acredita-se que 30% a 40% das espécies de peixes neotropicais de águas interiores ainda não foram descritas, assim, as águas continentais brasileiras podem apresentar de 5.000 a 6.000 espécies (Reis et al., 2003; Gonçalves & Braga, 2013; Matavelli et al. 2015).

Uma das causas para a extensa diversidade de espécies de peixes encontrados nos riachos é que estes ambientes apresentam alta variabilidade espacial em diferentes escalas, estando submetidos em regiões com diferentes condições geológicas, hidrológicas e ambientais, criando um verdadeiro mosaico com grande disponibilidade de recursos e microhabitats para diferentes espécies (Mazão & Bispo, 2016).

As espécies de peixes encontradas nestes ambientes, na maioria das vezes são de pequeno a médio porte (Lowe-McConnel, 1999), a sua distribuição ocorre de forma espacial, podendo ser percebida através da formação de grupos e pela sua relação com determinados habitats (Macarthur, 1967).

A composição de espécies tem forte variação entre regiões biogeográficas e entre bacias de drenagem, que apresentam diferentes condições e pressões ambientais (Heino, 2013). Desta forma, a comunidade íctica resultante de processos de distribuição e isolamento geográfico, assim como adaptações aos fatores abióticos que também interferem na dispersão das espécies (Lévêque et al., 2008).

A fragmentação dos ecossistemas e a história evolutiva dos ambientes são relevantes para a especiação e para a determinação da diversidade biológica aquática (Dias et al., 2012).

Além disso, a heterogeneidade do habitat influencia diretamente a biodiversidade (Gering & Crist, 2002). Adicionalmente a disponibilidade de alimentos (Agostinho et al., 1997; Ferreira & Casatti, 2006), bem como as características da calha dos cursos d'água (Poff, 1997), são os principais fatores considerados responsáveis pelo aumento na complexidade das comunidades aquáticas (Melo et al., 2007). Outro fator a ser considerado é a característica das assembleias de serem abertas ao fluxo de entrada e saída (migração) de espécies, fazendo com que mesmo após anos de estudos, novos inventários revelem a existência de espécies não encontradas anteriormente na área pesquisada (Longino et al., 2001; Melo et al., 2004).

1.3 Importância do habitat físico para a abundância e composição das espécies de peixes

Habitats físicos são importantes para a sobrevivência e diversidade das espécies nos ecossistemas aquáticos (Bellmore et al., 2012; Woznicki et al., 2015), a integridade desses habitats para a ictiofauna tornou-se uma questão importante no estudo da conservação de rios e riachos (Garcia-Charton et al., 2000). Esses ambientes são influenciados tanto pelas condições hidrológicas e características físicas do canal (Missaghi e Hondzo, 2010). Quando o canal do riacho é constante, o fluxo será determinante para o habitat dos peixes, tendo em vista que o fluxo controla diversos fatores, tais como, a velocidade, a profundidade do canal, profundidade do talvegue, área molhada, oxigênio dissolvido, tipo de substrato entre outros (Li et al., 2015).

Neste sentido, os aspectos que compõem os estudos de integridade física de ambientes aquáticos podem ser definidos como um conjunto de processos que envolvem a morfologia do canal, o tipo de substrato, a diversidade de abrigos para as espécies, pedaços de madeira dentro do canal, vegetação ripária e alterações de natureza antrópica. No sentido mais amplo, a integridade dos habitats de ambientes de água doce

inclui todos os atributos físicos que influenciam e promovem a manutenção da biota aquática (Peck et al., 2006).

Nas últimas décadas, os riachos ganharam espaço em pesquisas que tem por objetivo avaliar as características físicas com intuito de determinar a conservação da região na qual ele se insere (Casatti et al., 2006). Para isso, muitos pesquisadores tem se esforçado para o desenvolvimento de métodos de amostragem capazes de elucidar as relações das comunidades de peixes com o ambiente, conforme descrito pela Directiva Europeia Quadro da Água (Menezes et al., 2013).

Nos Estados Unidos e na Europa Ocidental, protocolos de integridade física são aplicados desde a década de 70, sendo recente para a América do Sul. Tal protocolo foi adaptado para esta região, haja vista o ambiente e a ictiofauna serem diferenciados e peculiares para cada local (Casatti et al., 2006).

No Maranhão existem inúmeros riachos formadores das bacias dos Rios Itapecuru, Munim e Preguiças, apresentando características ambientais e influências antrópicas que afetam diretamente a estrutura e composição da diversidade de espécies de peixes ao longo do seu curso. Portanto, frente a atual situação de degradação em que se encontra a vegetação ripária em áreas de cerrado e, admitindo-se a importância destas na integridade de habitats e na proteção da biodiversidade aquática, torna-se necessário avaliar a influência das atividades antrópicas sobre estes ecossistemas.

REFERÊNCIAS

- Agostinho, A. A.; Gomes, L. C.; Latini, J. D. Fisheries management in Brazilian reservoirs: lessons from/for South America. *Interciencia*, Caracas, v.(29)6: 334-338, 2004.
- Agostinho, A. A.; Julio-Jr, H. F.; Gomes, L. C.; Bini, L. M. & Agostinho, C. S. Composição, abundância e distribuição espaço-temporal da ictiofauna, p. 179-208. In: A. E. A. M. Vazzoler; A. A. Agostinho & N.S. Harn (Eds). *A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos*. Maringá, Editora da Universidade Estadual de Maringá, 460p. 1997.
- Azevedo, P. G.; Mesquita, F. O.; Young, R. J. Fishing for gaps in science: a bibliographic analysis of Brazilian freshwater ichthyology from 1986 to 2005. *J. Fish Biol.*, v(76): 2177-2193. 2010.
- Beckman, N. D. & Wohl, E. Effects of forest stand age on the characteristics of logjams in mountainous forest streams. *Earth Surf. Process. Land.*, 39: 1421–1431. 2014.
- Bellmore, J. R.; Baxter, C.V.; Ray, A. M. et al. Assessing the potential for salmon recovery via floodplain restoration: a multitrophic level comparison of dredge-mined to reference segments. *Environ. Manage.*, 49(3): 734–750. 2012.
- Benda, L., Hassan, M. A., Church, M.; May, CL. Geomorphology of steepland headwaters: the transition from hill slopes to channels. *Journal of the American Water Resources Association*, vol. 41, p. 835-851. 2005.
- Casemiro F.A.S. & Padial A.A. Teoria neutra da biodiversidade e biogeografia: aspectos teóricos, impactos na literatura e perspectivas. *Oecologia Brasiliensis*, 12, 706-719. 2008.
- Castro, R. M. C. Evolução da Ictiofauna de Riachos Sul-Americanos: Padrões Gerais e Possíveis Processos Causais. In: Caramaschi, E. P.; Mazzoni, R.; Peres-Neto, P. R. (Ed.). *Ecologia de peixes de riachos*. Rio de Janeiro: Série Oecologia brasiliensis. v.6, p. 139-155. 1999.
- Cerviá, J. L.; Hess, L. L.; Melack, M. J.; Carlos, A. R. M.; Lima, A. The importance of forest cover for fish richness and abundance on the Amazon floodplain. *Hydrobiologia* 750: 24-255. 2015.
- Chave J. Neutral theory and community ecology. *Ecology Letters*, 7, 241–253. 2004.
- Chernoff, B. A.; Machado-Allison, A.; Saul, W. La conservación de los ambientes acuáticos: una necesidad impostergable. *Acta Biologica Venezuelica*, Caracas, v. 16, n. 2, p. 1-3, 1996.
- Collier, K. J.; Haigh, A.; Kelly, J. Coupling GIS and multivariate approaches to reference site selection for wadeable stream monitoring. *Environmental Monitoring and*
- Dias, M. S.; Zuanon, J.; Couto, T. B. A.; Carvalho, M.; Carvalho, L. N.; Espírito-Santo, H. M. V.; Frederico, R.; Leitão, R. P.; Mortati, A. F.; Pires, T. H. S.; Torrente-Vilara, G.; Vale, J.; Anjos, M. B.; Mendonça, F. P.; Tedesco, P. A. Trends in studies of Brazilian stream fish assemblages. *Natureza & Conservação*, 2016.

- Dias, M. S.; Cornu, J. F.; Oberdorff, T.; Lasso, C. A.; TEDESCO, P.A. Natural fragmentation in river networks as a driver of speciation for freshwater fishes. *Ecography*, 35: 001-007, 2012.
- Elosegi, A.; Sabater, S. Effects of hydromorphological impacts on river ecosystem functioning: a review and suggestions for assessing ecological impacts. *Hydrobiologia*, 712: 129–143. 2013.
- Elosegi, C. Elorriaga, L. Flores, E. Martí, J.R. Díez. Restoration of wood loading has mixed effects on water, nutrient and leaf retention in Basque mountain streams. *Freshwat. Sci.* <http://dx.doi.org/10.1086/684051>. 2016.
- Ferreira, C. P. & Casatti, L. Influência da estrutura do hábitat sobre a ictiofauna de riacho em uma micro-bacia de pastagem, São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, v.(23)3: 642-651. 2006.
- Flores, L.; Larrañaga, A.; Díez, J. R.; Elosegi, A. Experimental wood addition in streams: effects on organic matter storage and breakdown. *Freshwat. Biol.*, 56: 2156–2167. 2011.
- Garcia-Charton, J. A.; Williams, I. D.; Ruzafa, A. P.; Chemello, M. R.; Marcos, C.; Kitsos, M. S.; Koukouras, A.; Riggio, S. Evaluating the ecological effects of Mediterranean marine protected areas: habitat, scale and the natural variability of ecosystems. *Environ. Conserv.*, 27(2): 159–178. 2000.
- Gering, J. C. & Crist, T. O. The alpha-beta-regional relationship: providing new insights into local-regional patterns of species richness and scale dependence of diversity components. *Ecology Letters*, 5: 433-444. 2002.
- Gonçalves, C.S. & Braga, F.M.S. Checklist of freshwater ichthyofauna from coastal streams of Juréia-Itatins reserve, southeastern Brazil. *Check List* 9(2): 175-185. 2013.
- Guisan, A.; Tingley, R.; Baumgartner, J. B.; Naujokaitis-Lewis, I.; Sutcliffe, P. R.; Tulloch, A. I. T.; Regan, T. J.; Brotons, L.; McDonald-Madden, E.; Mantyka-Pringle, C.; Martin, T. G.; Rhodes, J. R.; Maggini, R.; Setterfield, S. A.; Elith, J.; Schwartz, M. W.; Wintle, B. A.; Broennimann, O.; Austin, M.; Ferrier, S.; Kearney, M. R.; Possingham, Buckley, I. M. Predicting species distributions for conservation decisions. *Ecol. Lett.* 1424-1435. 2013.
- Hardman, M. & Lundberg, J. G. Molecular phylogeny and a chronology of diversification for “phractocephaline” catfishes (Siluriformes: Pimelodidae) based on mitochondrial DNA and nuclear recombination activating gene 2 sequences. *Molecular Phylogenetics and Evolution* v. (40): 410-418. 2006.
- Heino, J. The importance of metacommunity ecology for environmental assessment research in the freshwater realm. *Biological Reviews*, v.(88): 166–178, 2013.
- Hubbell S.P. A unified Neutral Theory of biodiversity and biogeography. Princeton University Press, Princeton. 2001.
- Hubbell S.P. Neutral theory in community ecology and the hypothesis of functional equivalence. *Functional Ecology*, 19, 166–172. 2005.

Hutchinson G.E. Concluding remarks. Cold Spring Harbour Symposium on Quantitative Biology, 22, 415–427. 1957.

Juen L. & de Marco P. Odonate biodiversity in terra-firme forest streamlets in Central Amazonia: on the relative effects of neutral and niche drivers at small geographical extents. *Insect Conservation and Diversity*, 4. 2011.

Kadye, W.T. The application of a Fish Assemblage Integrity Index (FAII) in a Southern African river system. *Water SA*, 34: 25–32. 2008.

Li, W.; Chen, Q.; Cai, D.; Li, R. Determination of an appropriate ecological hydrograph for a rare fish species using an improved fish habitat suitability model introducing landscape ecology index. *Ecological Modelling*, 311: 31-38. 2015.

Lisle, T. E. Effects of coarse woody debris and its removal on a channel affected by the 1980 eruption of Mount St. Helens, Washington. *Water Resour. Res.*, 31: 1797–1808. 1995.

Longino, J. T.; Coddington, J. A. & Colwell, R. K. The ant fauna of a tropical rain forest: estimating species richness three different ways. *Ecology*, v.(83)3: 689-702. 2001.

Lowe-McConnell, R. H. *Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais*. São Paulo: EDUSP. 536 p. 1999.

MacArthur, R. H. & Wilson, E. O. *The Theory of Island Biogeography*. Princeton: Princeton University Press. 1967.

Mangadze, T.; Bere, T.; Mwedzi, T. Choice of biota in stream assessment and monitoring programs in tropical streams: A comparison of diatoms, macroinvertebrates and fish. *Ecological Indicators*, v.(63): 128-143. 2016.

Masele, F. O. et al. Litter processing and shredder distribution as indicators of riparian and catchment influences on ecological health of tropical streams. *Ecological Indicators*, v.(46): 23–37. 2014.

Matavelli, R.; Campos, A. M.; Vale, J.; Piorski, N.M. & Pompeu, S.P. Ichthyofauna sampled with tadpoles in northeastern Maranhão state, Brazil. *Check List the journal of biodiversity*, (11)1: 1550. 2015.

Melo, C. E.; Machado, F. A. & Pinto-Silva, V. Feeding habits of fish from a stream in the savanna of Central Brazil, Araguaia Basin. *Neotropical Ichthyology*, 2(1): 37-44. 2004.

Melo, T. L.; Tejerina-Garro, F. L. & Melo, C. E. Diversidade biológica da comunidade de peixes no baixo rio das Mortes, Mato Grosso, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 24: 657-665. 2007.

Mendonça, F. P.; Magnusson, W. E.; Zuanon, J. Relationships Between Habitat Characteristics and Fish Assemblages in Small Streams of Central Amazonia. *Copeia*, v.(4): 750-763, 2005.

Menezes, R. F.; Borchsenius, F.; Svenning, J. C.; Sondergaard, M.; Lauridsen, T. L.; Landkildehus, F.; Jeppesen, E. Variation in fish community structure, richness, and

diversity in 56 Danish lakes with contrasting depth, size, and trophic state: does the method matter? *Hydrobiologia*, v.(710)1: 47-59. Doi: 10.1007/s10750-012-1025-0. 2013.

Menezes, N. A.; Buckup, P. A.; Figueiredo, J. L. & Moura, R. L. Catálogo das espécies de peixes marinhos do Brasil. São Paulo: Museu de Zoologia USP, v. 1. 160p. 2003.

Nagayama, S. & Nakamura, F. Fish habitat rehabilitation using wood in the world. *Land. Ecol. Eng.*, 6: 289–305. 2010.

Oliveira, D. C.; Bennemann, S. T. Ictiofauna, recursos alimentares e relações com as interferências antrópicas em um riacho urbano no sul do Brasil. *Biota Neotropica*, Campinas, v. 5, n. 2, p. 95-107, 2005.

Raburu, P. O.; Masese, F. O. A fish-based index for assessing ecological integrity of riverine ecosystems in Lake Victoria Basin. *River Res. Appl.*, 28: 23–38. 2012.

Reis, R.E., S.O. Kullander and C.J. Ferraris Jr. (eds.). Checklist of the freshwater fishes of South and Central America. EDIPUCRS, Porto Alegre, Brasil. 742 p. 2003.

Schaefer, S. A. Conflict and resolution: impacto f new taxa on phylogenetic studies of the neotropical cascudinhos (Siluioidei: Locaricariidae). In: Malabarba, L. R.; Reis, R. E.; Vari, R. P.; Lucena, Z. M. S.; Lucena, C. A. S. (Eds.). Phylogeny and classification of neotropical fishes. Porto Alegre: EDIPUCRS, pp. 363-374. 1998.

Schinegger, R.; Trautwein, C.; Melcher, A.; Schmutz, S. Multiple human pressures and their spatial patterns in European running waters. *Walter Environ. J.*, v(26): 261-273. 2012.

Soininen J., McDonald R. & Hillebrand H. The distance decay of similarity in ecological communities. *Ecography*, 30, 3-12. 2007.

Thompson, D. M. The challenge of modeling pool-riffle morphologies in channels with different densities of large woody debris and boulders. *Earth Surf. Process. Land.*, v.(37): 223–239. 2012.

Vörösmarty, C. J.; McIntyre, P. B.; Gessner, M. O.; Dudgeon, D.; Prusevich, A.; Green, P.; Glidden, S.; Bunn, S. E.; Sullivan, C. A.; Liermann, C. R.; Davies, P. M. Global threats to human water security and river biodiversity. *Nature*, v.(467): 555-561. 2010.

Whittaker R.H. Evolution and measurement of species diversity. *Taxon*, 21, 213-251. 1972.

Wohl, E. Streams. Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences, 756-765. 2013.

Wohl, E. Threshold-induced complex behavior of wood in mountain streams. *Geology*, v.(39) 587–590. 2011.

Woodward, G.; Gessner, M. O.; Giller, P. S.; Gulis, V.; Hladyz, S.; Lecerf, A.; Malmqvist, B.; McKie, B. G.; Tiegs, S. D.; Cariss, H.; Dobson, M.; Eloegi, A.; Ferreira, A.; Graça, M. A. S.; Fleituch, T.; Lacoursière, J. O.; Nistorescu, M.; Pozo, J.; Risnoveanu, G.; Schindler, M.; Vadineanu, A.; Vought, L. B. M.; Chauvet, E.

Continental-scale effects of nutrient pollution on stream ecosystem functioning. *Science*, v.(336): 1438-1440. 2012.

Woznicki, S. A.; Nejadhashemi, A. P.; Ross, D. M.; Zhang, Z.; Wang, L.; Esfahanian, Zhao, C. S.; Yang, S. T.; Liu, C. M.; Dou, T. W.; Yang, Z. L.; Yang, Z. Y.; Liu, X. L.; Xiang, H.; Nie, S. Y.; Zhang, J. L.; Mitrovic, S. M.; Yu, Q. Lim, R. P. Linking hydrologic, physical and chemical habitat environments for the potential assessment of fish community rehabilitation in a developing city. *Journal of Hydrology*, 523: 384-397. 2015.

Zrncic, S.; Oraic, D.; Caleta, M.; Mihaljevic, Z.; Zanella, D.; Bilandzic, N. Biomonitoring of heavy metals in fish from the Danube River. *Environ. Monit. Assess.*, v.(185): 1189-1198. 2013.

CAPÍTULO 2

Efeitos de fatores locais na estrutura da ictiofauna em diferentes drenagens do Cerrado Brasileiro

O artigo será submetido a revista “*Fisheries Management and Ecology*” com classificação qualis B2.

Efeitos de fatores locais na estrutura da ictiofauna em diferentes drenagens do Cerrado Brasileiro

LIMA, T. B.

Universidade Federal do Maranhão, UFMA, Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Conservação, PPGBC, Laboratório de Ecologia e Sistemática de Peixes, LABESP, São Luís, Maranhão, Brasil

AGUIAR, J. S.

Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, INPA, Programa de Pós-Graduação em Biologia de Água Doce e Pesca Interior, PPGBADPI, Laboratório de Ecologia Pesqueira, Universidade Federal do Amazonas, UFAM, Manaus, Amazonas, Brasil

NUNES, J. L. S.

Universidade Federal do Maranhão, UFMA, Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Conservação, PPGBC, Laboratório de Organismos Aquáticos, LABAQUA, São Luís, Maranhão, Brasil

PIORSKI, N. M.

Universidade Federal do Maranhão, UFMA, Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Conservação, PPGBC, Laboratório de Ecologia e Sistemática de Peixes, LABESP, São Luís, Maranhão, Brasil

Abstract Freshwater fish have their diversity and abundance influenced by physical characteristics such as habitat heterogeneity, presence of riparian vegetation and availability of food resources. By virtue of this, much research is being done to better understand the species that harbor the streams. In this work, fish assemblages located in different hydrographic basins of Northeast Brazil were compared in terms of diversity, trophic composition and abundance. For this, 150 m stretches were delimited, where a sampling protocol was used in each stream. With the aid of sieves, trawl nets and traps, a total of 68 species were collected in seven orders and 28 families. Omnivorous and herbivorous individuals were more representative. The inferential statistical model showed that geographically closer basins present greater similarity in species composition. Larger, deeper, grassy pastures along its banks showed greater abundance and species richness.

Keywords: Neotropical fishes, habitat complexity, diversity, trophic guilds, streams

Resumo Peixes dulcícolas têm sua diversidade e abundância influenciada pelas características físicas como a heterogeneidade de habitats, presença de vegetação ripária e disponibilidade de recurso alimentar. Em virtude disto, muitas pesquisas estão sendo feitas para uma melhor compreensão das espécies que abrigam os riachos. Neste trabalho, as assembleias de peixes localizadas em diferentes bacias hidrográficas do Nordeste do Brasil, foram comparadas em termos de diversidade, composição trófica e abundância. Para isso, foram delimitados trechos de 150 m, onde foi utilizado um protocolo de amostragem em cada riacho. Com o auxílio de peneiras, redes de arrastos e armadilhas foi coletado um total de 68 espécies distribuídas em sete ordens e 28 famílias. Indivíduos onívoros e herbívoros foram mais representativos. O modelo

estatístico inferencial mostrou que bacias geograficamente mais próximas apresentam maior similaridade na composição de espécies. Riachos mais largos, profundos, com presença de pastagens em suas margens apresentaram maior abundância e riqueza de espécies.

Palavras-chave: peixes neotropicais, habitat, diversidade, guildas tróficas, riachos.

Introdução

Identificar os processos físicos que influenciam a distribuição das espécies em ambientes fluviais, continua sendo um desafio e um dos principais objetivos da ecologia (Silva *et al.* 2016). O conhecimento de como esses processos afetam a estrutura da comunidade é importante para compreender a forma como a ictiofauna está distribuída no espaço.

Nas drenagens da zona tropical, a riqueza de espécies difere entre as diferentes regiões, uma vez que as comunidades aquáticas encontram isolamentos geográficos variando entre oceanos e grandes porções de terras, que levam à diferenciação, além de adaptações às variações ambientais que limitam a dispersão das espécies (Lévêque *et al.* 2008; Hugueny 2010). Essas variações podem estar associadas à influências antrópicas, características físico-químicas da água e a complexidade estrutural dos habitats (Gao *et al.* 2015; Wu *et al.* 2016).

Na escala local, os fatores ambientais que podem explicar a estrutura e a distribuição da ictiofauna estão relacionados a profundidade e largura do canal, velocidade da água, cobertura do solo e tipos de substrato, ao longo do qual os peixes podem facilmente dispersar (Askeyev *et al.* 2015).

Estudos capazes de determinar a estrutura e dinâmica da ictiofauna são implementados em diferentes países do mundo, os quais incluem ambientes como: rios (Tweedley 2013; Ramos *et al.* 2014; Hernández *et al.* 2015), riachos (Penczak 2011; Trigal & Degerman 2015), lagoas (Yamamoto *et al.* 2014), praias (Pereira *et al.* 2014), estuários (Contente *et al.* 2011), baías (Araújo *et al.* 2016), áreas costeiras (McLean *et al.* 2016) e recifes de coral (McClanahan *et al.* 2010; Cleary *et al.* 2016).

Parte dessas pesquisas são desenvolvidas em ambientes dulcícolas do Cerrado brasileiro que por sua vez, apresentam altos níveis de endemismo para diferentes grupos taxonômicos, além de possuir uma elevada diversidade de espécies (Myers *et al.* 2000). No entanto, a maioria dos estudos envolvendo a ictiofauna do Cerrado está concentrada nas regiões sudeste e centro-oeste do Brasil, onde alguns desses estudos sugerem que a estrutura e composição dos peixes está diretamente relacionada a integridade da zona ripária (Peressin & Cetra 2014), uma vez que as alterações na cobertura do solo ocasionam mudanças no hábitat físico dos riachos, podendo favorecer a presença de determinadas espécies (Couto & Aquino 2011), atuando como uma força seletiva sobre a dieta e composição da comunidade de peixes (Leite *et al.* 2015).

Neste sentido, alterações na zona ripária podem influenciar a disponibilidade de recursos alimentares e ocasionar mudanças nos padrões tróficos da comunidade (Zeni & Casatti 2014). Tais mudanças refletem a redução de recursos alóctones como sementes, flores e insetos terrestres, que contribuem para dieta de muitos peixes (Ferreira *et al.* 2012). Consequentemente, algumas espécies de peixes são capazes de mudar suas dietas para consumirem os itens alimentares autóctones mais abundantes no ambiente (Zeni & Casatti 2014). Neste contexto, indivíduos onívoros apresentam uma vantagem nutricional em relação a outras categorias tróficas (Leite *et al.* 2015).

No nordeste do Brasil, a composição e estrutura da comunidade de peixes de riachos ainda é pouco conhecida. Os estudos se concentram apenas em trechos distintos dos principais rios (Piorski *et al.* 2003, 2007; Garavello 2010; Barros 2011; Ramos *et al.* 2014; Ribeiro 2014; Porto *et al.* 2016). Como observado em outras pesquisas, os riachos servem de abrigo, refúgio e áreas de desova para diferentes espécies da ictiofauna (Tompalski *et al.* 2017).

Dado o seu elevado valor ecológico, informações sobre a comunidade de peixes são relevantes para a gestão da biodiversidade e conservação a longo prazo dos ambientes aquáticos. Desta forma, o objetivo do estudo foi analisar a estrutura das assembleias de peixes em termos de composição e grupos tróficos em diferentes drenagens do Cerrado Brasileiro. Para isso, as seguintes perguntas foram elaboradas: (I) Existe diferenças na estrutura da comunidade de peixes entre as bacias hidrográficas estudadas? (II) Quais guildas seriam esperadas encontrar? (III) Quais variáveis ambientais (Profundidade, largura do canal, velocidade da água, cobertura ciliar e parâmetros físico-químicos da água) estruturam a comunidade de peixes nas bacias estudadas?

Métodos

Área de estudo

Os ambientes amostrados fazem parte das bacias hidrográficas dos rios Itapecuru (ITA) e sub bacia do Alpercatas (ALP), Munim (MUN) e Preguiças (PRG) (Figura 1) localizados em diferentes fitofisionomias do Cerrado. Do ponto de vista climatológico, as áreas estudadas situam-se em uma zona de transição entre os climas semiárido do interior do Nordeste para os úmidos equatoriais da Amazônia, com índices pluviométricos anuais oscilando entre 1.000 e 1.600 mm (UEMA 2011).

As nascentes da bacia hidrográfica do rio Itapecuru e da sub-bacia do Alpercatas estão localizadas no sul do estado do Maranhão no sistema formado pelas Serras da Croeira, Itapecuru e Alpercatas, em altitude aproximada de 530 m (Alcântara 2004). As nascentes dessas drenagens estão inseridas no Parque Estadual do Mirador, sendo considerado uma das maiores unidades de conservação do estado do Maranhão (Conceição *et al.* 2011). Nestas bacias, a temperatura média varia de 19,5°C a 33°C (SEMATUR 1991).

A nascente do rio Munim se encontra nos Tabuleiros da Formação Barreiras, a nordeste do município de Caxias e desagua na baía de São José localizada no Golfão Maranhense. A temperatura média varia de 23°C a 31°C. A paisagem sofre as consequências do uso indiscriminado do solo sendo caracterizada por um mosaico de pastagens com floresta aberta, Mata dos Cocais e Cerrado em alguns trechos (SEMATUR 1991).

O rio Preguiças nasce em uma altitude de cerca de 120 m e sua foz está localizada no Oceano Atlântico. Os pontos amostrados nesta bacia encontram-se na Zona de Amortecimento do Parque Nacional dos Lençóis Maranhenses que apresenta vegetação arbustiva e arbórea adaptada aos condicionantes climáticos e litológicos da região, variando entre restinga, manguezal e áreas com presença de Cerrado. Além disso, a expansão do turismo na região tem ocasionado a descaracterização da mata ciliar em diferentes trechos resultando no assoreamento dos corpos d'água, alteração na qualidade da água e perda da biodiversidade (Santos & Leal 2013).

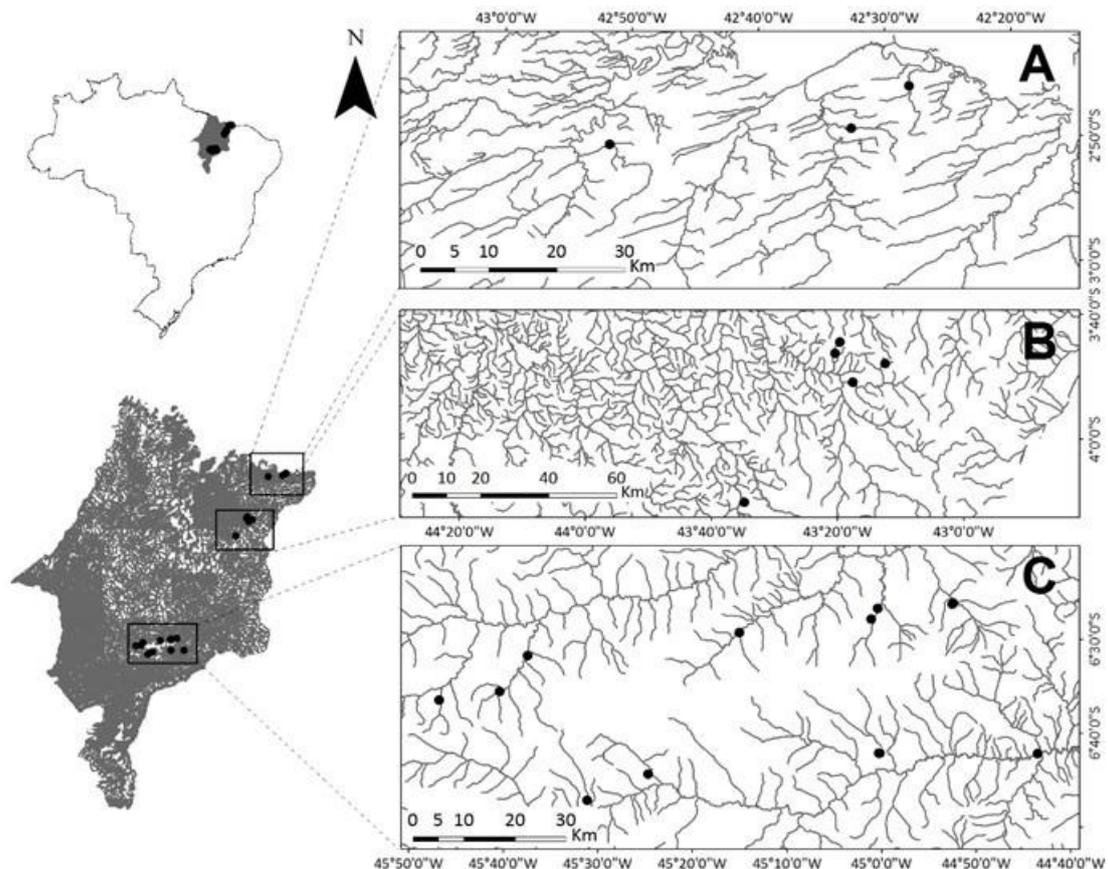


Figura 1. Localização dos pontos de coleta nas bacias hidrográficas do rio Preguiças (A), Munim (B), Itapecuru e sub bacia do Alpercatas (C).

Amostragem

Através de metodologia padronizada para todos os ambientes, foram amostrados 21 riachos, sem repetições, distribuídos em três bacias hidrográficas e uma sub bacia: Munim (5), Preguiças (3), Itapecuru (6) e Alpercatas (7). Foi delimitado um trecho de 150 m em cada riacho. Em seguida, 11 transectos transversais (distantes 15 m de cada) foram demarcados dividindo 10 seções longitudinais. Em cada transecto foram feitas cinco medidas de profundidade e uma de largura. Informações sobre as características do habitat foram coletadas em cada transecto incluindo a profundidade do talvegue, largura molhada, velocidade da água, declividade e tipos de substrato, usando o protocolo de amostragem desenvolvido por Peck *et al.* (2006). A temperatura da água (°C) e o oxigênio dissolvido (OD) foram medidos com um multiparâmetro portátil. A cobertura do solo foi avaliada em campo e confirmada a partir do sistema de informação geográfica (GIS), levando em consideração uma distância de até 30 m das margens dos riachos. Sendo utilizada imagem de satélite LANDSAT ETM+, composição colorida em RGB das bandas 3, 4 e 5 através do software QGis (Versão 2.2.0). A escala utilizada foi de 1:100.000 permitindo dividir a cobertura do solo em quatro categorias: cerrado, pastagem, área de cultivo e área urbana.

Coleta da ictiofauna

As coletas foram realizadas entre junho de 2012 e maio de 2015. A captura dos exemplares foi realizada no sentido jusante-montante. Antes do início da coleta, cada seção transversal

foi isolada com redes de malha de 2 mm. Em seguida, os peixes foram capturados por busca ativa com o auxílio de rede de emalhe com 2 m de comprimento e 1,5 m de altura, com tamanho de 8 mm de malha e peneiras com aro de 6,5 cm de diâmetro e malha de 5 mm. Foi empregado um esforço de amostragem padronizado de 15 min por seção e 2h:30min por riacho. Foram utilizadas até 25 armadilhas do tipo covo com 1,6 cm de comprimento, 4,3 cm de diâmetro e 1,2 mm de malha, instaladas ao longo de cada trecho no final da tarde e retiradas no início da manhã seguinte. Logo após a captura, os espécimes foram anestesiados em solução de mentol e fixados em formol a 10%, separados por seção longitudinal e por ponto amostral. Em laboratório, as espécies foram contabilizadas e identificadas com auxílio de bibliografia especializada ou consulta a especialistas. O material coletado foi depositado na Coleção de Peixes da Universidade Federal do Maranhão (CPUFMA).

Análise dos dados

O Modelo Inferencial Não Paramétrico ANOSIM (Clarke 1993) foi utilizado para verificar a existência de diferença espacial na composição e abundância das espécies de peixes entre as bacias hidrográficas.

Com o objetivo de comparar o padrão de distribuição de abundância das espécies, foi utilizado o “rank” de abundância. Para reduzir a influência de espécies com muitos indivíduos, os valores de abundância foram transformados utilizando $\log_{10}(n + 1)$, os desvios do rank foram avaliados seguindo os modelos propostos por Magurran *et al.* (2011): série geométrica, série logarítmica, série normal logarítmica e bastão quebrado (“broken stick”) através da função *fit RAD* na plataforma R versão 3.2.1.

Para comparar a diversidade de espécies de peixes entre as diferentes bacias, foi utilizada a curva de rarefação usando o número mínimo de indivíduos capturados na amostragem (Gotelli & Colwell, 2001).

A classificação das espécies por guildas tróficas foi realizada de acordo com os dados disponíveis na literatura (Smith 2003; Santos *et al.* 2004; Soares 2005; Graça & Pavanelli 2007; CTA 2009). No caso de indivíduos identificados apenas a nível de gênero, foi utilizada a guilda trófica para espécies do mesmo gênero. Desta forma, as espécies analisadas foram classificadas em sete guildas tróficas: 1) bentófagos, 2) detritívoros, 3) herbívoros, 4) insetívoros, 5) onívoros, 6) piscívoros e 7) planctófagos. Padrões na composição trófica entre as bacias hidrográficas foram avaliados com os dados de abundância das espécies para cada guilda trófica através de uma análise de coordenadas principais (PCoA). A PCoA é uma análise de ordenação que utiliza a matriz de distância de Gower para reduzir a dimensionalidade dos dados permitindo que a observação de padrões estruturais mais relevantes possa ser analisada (Kindt & Coe 2005).

Para verificar a presença de multicolinearidade entre as variáveis preditoras foi calculada a correlação Spearman. Para analisar os efeitos das variáveis preditoras (profundidade do talvegue, largura do canal, velocidade da água, temperatura e oxigênio dissolvido) sobre as variáveis respostas (riqueza e abundância das espécies) em cada bacia, foi utilizada a regressão linear múltipla. A análise de variância (ANOVA) foi utilizada para avaliar os efeitos da cobertura do solo sobre a riqueza e abundância das espécies (Sokal & Rohlf 1995). Todos os pressupostos para a regressão linear e ANOVA foram avaliados. As análises foram conduzidas na plataforma R versão 3.2.5 (R Core Team 2016).

Resultados

Foram coletados 4.031 indivíduos pertencentes a sete ordens, 27 famílias e 54 espécies. A maior riqueza foi observada em MUN com 41 espécies, seguido de PRG com 28, ITA com 26 e ALP com 15 espécies (Tabela 1). Characiformes e Siluriformes foram as ordens com maior riqueza de espécies em todas as bacias. Com relação a distribuição da abundância das espécies coletadas, poucas espécies foram muito abundantes, algumas com abundâncias intermediárias e a maioria com baixa abundância, apenas 14,7% apresentaram mais de 100 indivíduos, 35,29% apresentaram abundância inferior a 100 e superior a 10 indivíduos e 48,52% foram representadas por 10 ou menos indivíduos. Além disso, o padrão de distribuição das abundâncias foi semelhante ajustando-se ao padrão log-normal (Fig. 2).

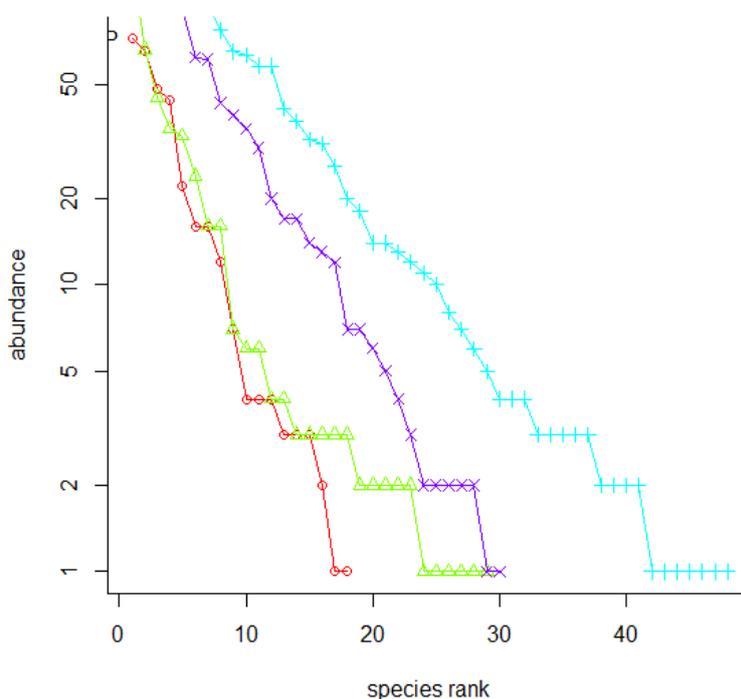


Figura 2. Modelo de distribuição de abundância das espécies para as bacias do cerrado (o: ALP; Δ : ITA; x: PRG e +: MUN).

Characiformes e Siluriformes foram as ordens mais abundantes no ALP e ITA, para a bacia do MUN, as ordens Characiformes e Perciformes apresentaram maior número de indivíduos coletados. Ao passo que no PRG Characiformes e Cyprinodontiformes foram as ordens mais abundantes. A família Characidae (36%) apresentou maior número de indivíduos.

Dentre as espécies mais representativas, destaca-se *Hyphessobrycon* sp. 11% (445 indivíduos), *Poecilia vivipara* com 10% (405 indivíduos), *Astyanax cf. bimaculatus* e *Serrapinus* sp. com 10% (383 indivíduos) cada espécie, *Bryconops aff. magoi* com 9,27% (374 indivíduos). Estas espécies representaram 50,27% do total de indivíduos coletados.

Nos riachos amostrados na bacia do rio Munim foram coletados 2.078 exemplares distribuídos em 22 famílias. As espécies mais abundantes foram *Hyphessobrycon* sp. e *Serrapinus piaba*, correspondendo a 33% do total de indivíduos amostrados nesta bacia. Nos riachos pertencentes à drenagem do rio Preguiças foram capturados 1.249 exemplares pertencentes a 16 famílias. *Astyanax bimaculatus* (23%) e *Poecilia vivipara* (14%) foram mais representativas na amostragem. Na bacia do Itapecuru foram obtidos

579 exemplares de 16 famílias. *Bryconops aff. magoi* (22%) e *Crenicichla menezesi* (11%) foram predominantes. Por fim, na sub bacia do Alpercatas foram amostrados 125 indivíduos distribuídos em 12 famílias. *Bryconops aff. magoi* (32%) e *Pimelodella parnahybae* (24%) foram as mais abundantes.

Nove espécies foram comuns a todas as drenagens: *Bryconops aff. magoi*, *Cichlasoma zarskei*, *Hoplias malabaricus*, *Eigenmannia virescens*, *Moenkhausia oligoleps*, *Pimelodella parnahybae*, *Sternopygus macrurus*, *Trachelyopterus galeatus*, *Gymnotus carapo*, (Tabela 1).

A composição de espécies entre as bacias foi similar entre ALP e ITA e entre MUN e PRG (ANOSIM $p > 0,05$). Para abundância das espécies entre as bacias, apenas MUN e PRG não apresentaram diferenças significativas (ANOSIM $p > 0,05$) (Tabela 2).

As curvas de rarefação plotadas para as bacias hidrográficas analisadas, indicam que a bacia do MUN apresentou maior diversidade de espécies em relação as bacias do ITA e PRG. A menor diversidade foi encontrada para os riachos amostrados na bacia do ALP (Fig. 3).

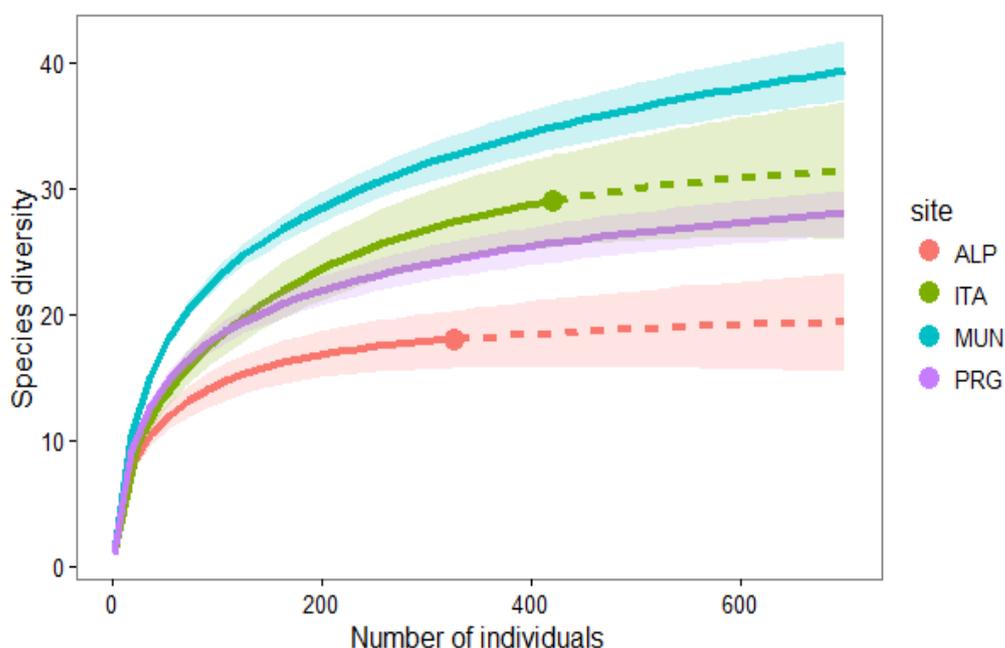


Figura 3. Curvas de rarefação para as assembleias de peixes de riachos amostrados nas bacias do Alpercatas (ALP), Itapecuru (ITA), Munim (MUN) e Preguiças (PRG). Linha sólida com seu respectivo intervalo de confiança de 95% que é representado pelas cores mais suaves do gráfico. As linhas pontilhadas representam estimativas de amostragem.

A composição dos grupos tróficos com base nos dados de abundância, mostrou uma separação dos pontos amostrados nas bacias do ITA e ALP com relação aos pontos amostrados em MUN e PRG (Fig. 4a). Herbívoros é grupo trófico que melhor explica a separação de MUN e PRG das outras bacias no espaço bidimensional (Fig. 4b).

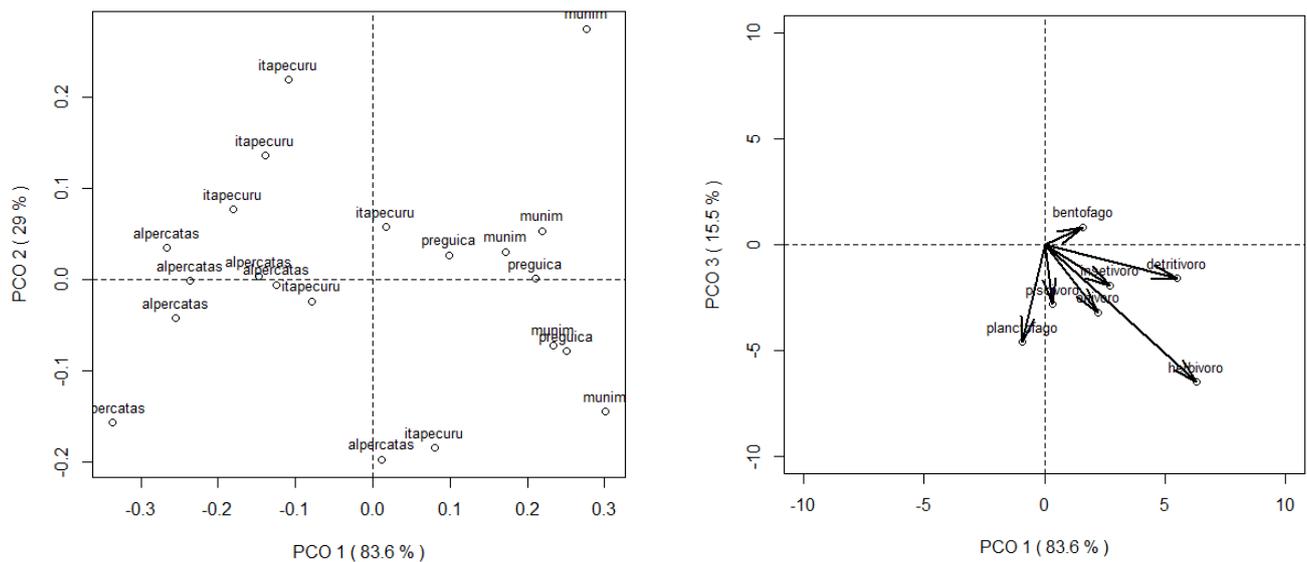


Figura 4. Biplot resultante da análise de coordenadas principais PCoA, representando a ordenação das amostras para as bacias (Fig. 4a) e para as guildas tróficas (Fig. 4b).

Nas bacias do ITA e ALP indivíduos onívoros e piscívoros foram predominantes ao passo que nas bacias do MUN e PRG houve a predominância de indivíduos onívoros e insetívoros (Tabela 3).

Os riachos amostrados no ALP eram menores com profundidades variando em torno de 31,03 a 62,08 cm e substrato formado basicamente por banco de folhas, pedaços de madeira e areia. Riachos com menores larguras molhadas foram encontrados na bacia do ITA, onde a vegetação predominante é típica de Cerrado, alguns locais apresentaram influência antrópica no seu entorno. No MUN e no PRG os riachos apresentaram baixa concentração de oxigênio dissolvido, eram mais volumosos e largos. Muitos pontos apresentaram descaracterização da vegetação original sendo substituída principalmente pela pastagem, cultivo de grãos, estradas e presença de residências em seu entorno (Tabela 2).

Com relação aos fatores locais, a riqueza e abundância das espécies foi influenciada pela profundidade e largura do canal na bacia do ALP ($p < 0,05$) e pela temperatura da água e oxigênio dissolvido ($p < 0,05$) na bacia do ITA (Tabela 5). A abundância das espécies foi influenciada pela velocidade do fluxo e pela temperatura da água no MUN ($p < 0,05$) (Tabela 5). Na bacia do PRG, a profundidade do canal foi a variável mais importante para a riqueza e abundância das espécies ($p < 0,05$) (Tabela 5).

Para cobertura do solo, áreas com presença de cultivo apresentaram menor riqueza e abundância de espécies na bacia do ITA (ANOVA: $p < 0,05$) (Fig. 5b). Ao passo que no MUN áreas com presença de pastagem apresentaram maior riqueza e abundância de espécies (ANOVA: $p < 0,05$) (Figura 5c).

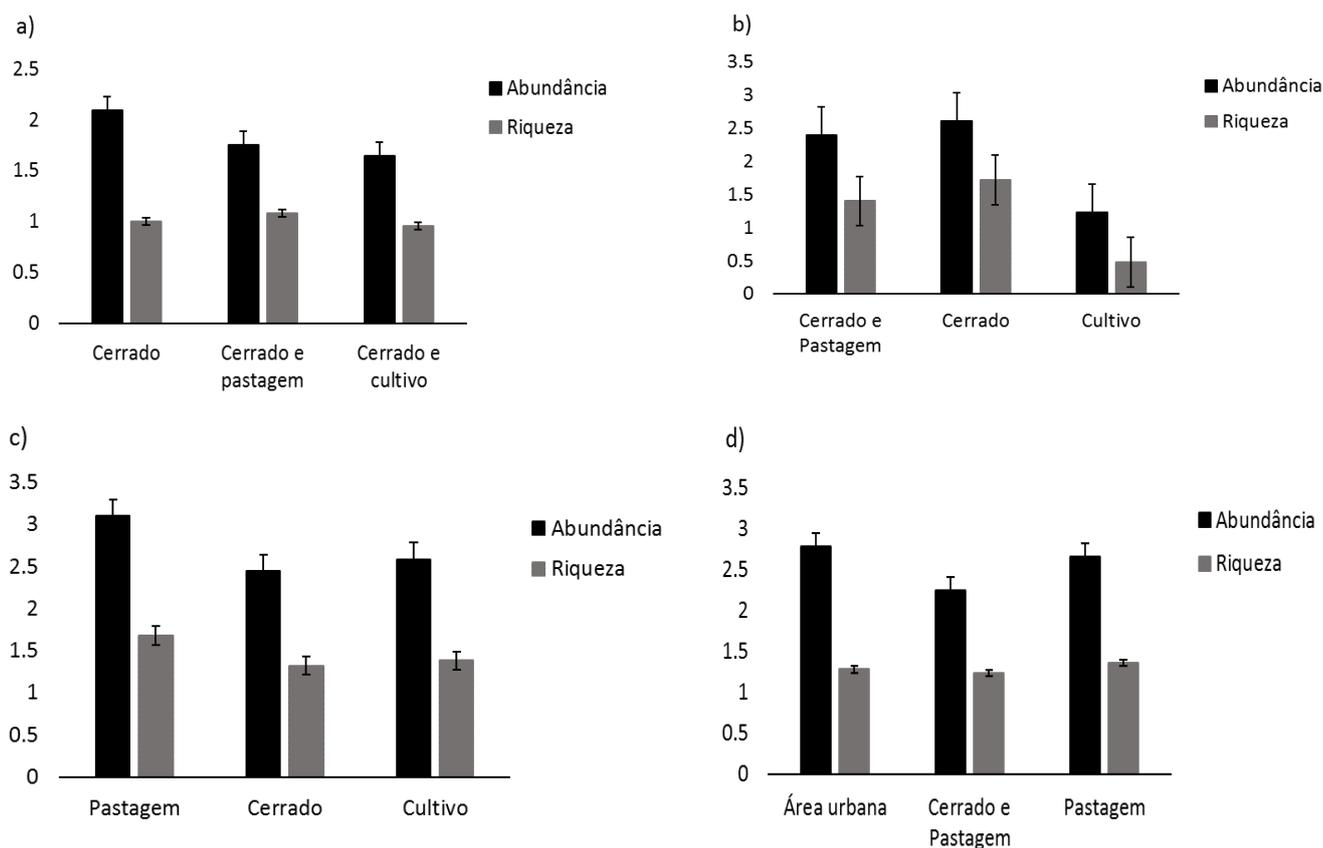


Figura 5. Logaritmização e erro padrão para riqueza e abundância de espécies em função da cobertura do solo entre as bacias: a) ALP; b) ITA; c) MUN; d) PRG.

Discussão

A similaridade observada na composição da comunidade de peixes entre as bacias do ALP e ITA e entre as bacias do MUN e do PRG pode estar relacionada com a localização geográfica dessas bacias uma vez que áreas geograficamente mais próximas de uma mesma região mostram ictiofaunas mais similares do que áreas mais distantes (Barros et al. 2013).

Com relação a riqueza de espécies, as ordens Characiformes e Siluriformes foram predominantes nas quatro bacias hidrográficas, concordando com o padrão Neotropical que tem sido observado para os ambientes dulcícolas da América do Sul (Fernandes *et al.* 2013; Leite *et al.* 2015). No entanto, para a abundância das espécies, Characiformes e Cyprinodontiformes foram as ordens mais representativas para as bacias do MUN e do PRG. A representatividade de Cyprinodontiformes para estas drenagens ocorreu devido a elevada abundância da espécie *P. reticulata* que é considerada uma espécie tolerante,

capaz de se adaptar a diferentes habitats com ou sem influência antrópica (Kotler *et al.* 2013, Kwik & Yeo 2015), além de apresentar ocorrência em diferentes partes do mundo, como Ásia (Kwik & Yeo 2015), África do Sul (Howell *et al.* 2013), América do Sul (Terra *et al.* 2013) e América Central (Havird *et al.* 2013).

Neste estudo, as espécies *P. maxillares*, *S. piaba* e *A. bimaculatus* pertencentes a família Characidae, foram as espécies mais abundantes. Comunidades que são compostas por poucas espécies muito abundantes, outras espécies com abundância intermediária e várias espécies que podem ser consideradas raras, seguem um modelo de distribuição log-normal (Magurran 2004). Entre as premissas ecológicas deste modelo destaca-se a ideia de comunidades preservadas ou que são influenciadas por distúrbios intermediários (Hill & Hamer 1998).

A menor diversidade de espécies encontrada nas bacias do ALP e ITA é refletida nas curvas de rarefação que indicam que mais espécies ainda podem ser registradas com o aumento do esforço de amostragem. Um problema existente nas amostragens ecológicas é a dificuldade em registrar todas as espécies existentes em um local, desta forma, do ponto de vista estatístico, é muito difícil estimar com precisão a riqueza de espécies a partir de uma amostra finita (Chao *et al.* 2014).

Com relação ao hábito alimentar dos peixes, as espécies geralmente consomem os recursos mais abundantes no ecossistema aquático (Rezende *et al.* 2013), alterações na disponibilidade de recursos alóctones podem ser notadas nos padrões tróficos da comunidade (Zeni & Casatti 2014).

Neste contexto, a representatividade de indivíduos onívoros como é o caso de *B. magoi* para a bacia do ITA e *A. bimaculatus* para a bacia do PRG parece ser uma resposta as alterações causadas na mata ciliar em alguns trechos destas bacias, tendo em vista que indivíduos onívoros tendem a se beneficiar dessas alterações devido a sua plasticidade alimentar que representa uma vantagem nutricional em relação as outras guildas tróficas (Leite *et al.* 2015).

Outro fator importante que influencia a disponibilidade de recursos alimentares para os peixes, são as diferenças encontradas na largura, profundidade e velocidade dos ambientes aquáticos. Riachos mais largos, profundos e com fluxos mais suaves possuem maior densidade de habitats permitindo o aumento da abundância das espécies (Fernandes *et al.* 2013) e recebem mais radiação solar, conseqüentemente a densidade fitoplânctônica e a ocorrência de perifíton será maior (Pusey & Arthington, 2003).

Além disso, a produção primária também é influenciada pela substituição da vegetação nativa por pastos (Fernandes *et al.* 2013), isso favorece a ocorrência de indivíduos herbívoros como *P. maxillaris* que foi predominante em riachos da bacia do MUN que por sua vez apresentavam pastagens no seu entorno.

Apesar das alterações ambientais, a maior diversidade e abundância total de espécies foi encontrada nos fluxos do MUN. Este fato pode ser atribuído as características ambientais da área uma vez que os riachos variavam desde pequenos córregos com a presença de mata ciliar até riachos volumosos desprovidos de zona ripária e localizados em áreas urbanas, essas características podem ter favorecido a ocorrência espécies oportunistas como *G. levis*, *P. maxillaris*, *S. piaba*, *P. reticulata* e *A. piauienses*. De acordo com a Hipótese do Distúrbio Intermediário, ambientes expostos a distúrbios com frequência e intensidade intermediária atingem maiores níveis de diversidade devido à coexistência de espécies oportunistas e intolerantes (Connell 1978).

No caso dos pontos amostrados na bacia do ITA, a quantidade de espécies encontrada provavelmente ocorreu porque os cultivos estavam cercados por uma matriz de vegetação arbórea ainda preservada devido à sua localização dentro do Parque Estadual do Mirador para os riachos do ALP e ITA e a Zona de Amortecimento do Parque

Nacional dos Lençóis Maranhenses para os riachos do PRG. Tendo em vista que as áreas protegidas representam uma ferramenta importantíssima para a conservação da biodiversidade.

Os resultados obtidos neste trabalho sugerem que mesmo que drenagens mais próximas compartilhem maior número de espécies, uma determinada parcela dessas espécies podem ser restritas a uma bacia hidrográfica ou podem ter dificuldades em dispersar para outras bacias. Por outro lado, algumas espécies parecem se adaptar bem às diferentes condições impostas pelo ambiente, uma vez que, alterações na cobertura do solo foram refletidas na composição trófica das espécies favorecendo a ocorrência de indivíduos onívoros. Além disso, o efeito de fatores locais (profundidade, largura do canal, temperatura da água, oxigênio dissolvido e cobertura do solo) em cada uma das bacias hidrográficas estudadas demonstram que a estrutura do hábitat tem um papel importante na estruturação da comunidade de peixes.

Agradecimento

Os autores são gratos a Fundação de Amparo à Pesquisa do Maranhão pelo financiamento dos projetos. Ao programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Conservação da UFMA, ao laboratório de ecologia e sistemática de peixes (LABESP), ao laboratório de organismos aquáticos (LABAQUA) da Universidade Federal do Maranhão por proporcionarem condições fundamentais para o desenvolvimento desta pesquisa. Agradecemos também a Beldo Ryllown, Diego Campos, Maria Francisca e a Nayana Estrela pelo apoio nas amostragens. Aos professores responsáveis pela revisão deste artigo e aos revisores desta revista.

REFERÊNCIAS

- Alcântara E.H. (2004) Caracterização da bacia hidrográfica do rio Itapecuru, Maranhão, Brasil. *Caminhos de Geografia* **7**, 97-113.
- Araújo F.G., Azevedo M.C.C., Guedes A.P.P. (2016) Inter-decadal changes in fish communities of a tropical bay in southeastern Brazil. *Regional Studies in Marine Science* **3**, 107-118.
- Askeyev O., Askeyev I., Askeyev A., Monakhov S., Yanybaev N. (2015) River fish assemblages in relation to environmental factors in the eastern extremity of Europe (Tatarstan Republic, Russia). *Environmental Biology of Fishes* **98**, 1277-1293.
- Barros D.F., Albernaz A.L.M., Zuanon J. Santo E.H.M.V. (2013) Mendonça, F.P., Galuch, A.V. Effects of isolation and environmental variables on fish community structure in the Brazilian Amazon Madeira-Purus interfluvium. *Brazilian Journal of Biology* **73**, 2013.
- Barros M.C.I.; Fraga C.E.I., Birindelli J.L.O. (2011) Fishes from the Itapecuru River basin, State of Maranhão, northeast Brazil. *Brazilian Journal of Biology* **71**, 375-380.
- Casatti L., Ferreira C.P., Langeani F. (2009) A fish-based biotic integrity index for assessment of lowland streams in southeastern Brazil. *Hydrobiologia* **623**, 173-189.
- Casatti L., Langeani F., Ferreira C.P. (2006) Effects of physical habitat degradation on the stream fish assemblage structure in a pasture region. *Environmental Management* **38**, 974-982.

- Chao A., Gotelli N.J., Hsieh T.C., Sander E.L., Ma K.H., Colwell R.K., Ellison A.M. (2014) Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecological Monographs* **84**, 45-67.
- Clarke, K.R. (1993) Non-parametric multivariate analysis of changes in community structure. *Austral Ecology* **18**, 117-143.
- Cleary D.F.R., Polónia A.R.M., Renema W., Hoeksema B.W., Dolmen, P.G.R., Moolenbeek R.G., Budiyo, A., Yahmantoro, Tuti Y., Giyanto, Draisma S.G.A., Reine W.F.P., Hariyanto R., Gittenberger A., Rikoh M.S., Voogd N.J. (2016) Variation in the composition of corals, fishes, sponges, echinoderms, ascidians, molluscs, foraminifera and macroalgae across a pronounced in-to-offshore environmental gradient in the Jakarta Bay-Thousand Islands coral reef complex. *Marine Pollution Bulletin* **110**, 701-717.
- Conceição G.M., Ruggieri A.C., Rodrigues M.S. (2011) Malpighiaceae do cerrado do Parque Estadual do Mirador, Maranhão, Brasil. *Scientia plena* **7**, 1-6.
- Connell J.H. (1978) Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science* **199**, 1302-1310.
- Contente R.F., Stefanoni M.F., Spach H.L. (2011) Fish assemblage structure in an estuary of the Atlantic Forest biodiversity hotspot (southern Brazil). *Ichthyological Research* **58**, 38-50.
- Couto T.B.A., Aquino P.P.U. (2011) Structure and integrity of fish assemblages in streams associated to conservation units in Central Brazil. *Neotropical Ichthyology* **9**, 445-454.
- CTA. (2009) Peixes de água doce do Rio Doce na área de influência da UHE Mascarenhas / CTA – Centro de Tecnologia em Aquicultura e Meio Ambiente. EDP, Vitória.
- Fernandes I.M., Lourenço L.S., Ota R.P., Moreira M.M.M., Zawadzki C.H. (2013) Effects of local and regional factors on the fish assemblage structure in Meridional Amazonian streams. *Environmental Biology of Fishes* **96**, 837-848.
- Ferreira A., Paula F.R., Ferraz S.F.B., Gerhard P., Kashiwachi E.A.L., Cyrino J.E.P., Martinelli L.A. (2012) Riparian coverage affects diets of characids in Neotropical streams. *Ecology of Freshwater Fish* **21**, 12-22.
- Gao X., Zhang Y., Ding S., Zhao R., Meng W. (2015) Response of fish communities to environmental changes in an agriculturally dominated watershed (Liao River Basin) in northeastern China. *Ecological Engineering* **76**, 130-141.
- Garavello J.C., Garavello J.P., Oliveira A.K. (2010) Ichthyofauna, fish supply and fishermen activities on the mid-Tocantins River, Maranhão State Brazil. *Brazilian Journal of Biology* **70**, 575-585.
- García A.C., Vieira L.J.S., Jarduli L.R., Abrahão V.P., Shibatta O.A. (2013) Fishes (Osteichthyes: Actinopterygii) from igarapés of the rio Acre basin, Brazilian Amazon. *Check List* **9**, 1410-1438.

- Gotelli N.J. & Colwell R.K. (2001) Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters* **4**, 379-391.
- Graça W.J. & Pavanelli C.S. (2007) Peixes da planície de inundação do Alto Rio Paraná e áreas adjacentes. Maringá, EDUEM, pp 241
- Havird J.C., Weeks J.R., Hau S., Santos S.R. (2013) Invasive fishes in the Hawaiian anchialine ecosystem: investigating potential predator avoidance by endemic organisms. *Hydrobiologia* **716**, 189-201.
- Hernández J.S., Cobo F., Amundsen P.A. (2015) A simple approach for assigning the conservation status of freshwater fish based on their natural variability – a case study from the Iberian Ecoregion. *Fisheries Management and Ecology* **22**, 125-133.
- Hill J.K. & Hamer K.C. (1998) Using species abundance models as indicators of habitat disturbance in tropical forests. *Journal of Applied Ecology* **35**, 458-460.
- Howell D.H., Woodford D.J., Weyl O.L., Froneman W. (2013) Population dynamics of the invasive fish, *Gambusia affinis*, in irrigation impoundments in the Sundays River Valley, Eastern Cape, South Africa. *African Journal Online* **39**, 485-490.
- Hugueny, B., Oberdorff, T., Tedesco, P.A. (2010) Community ecology of river fishes: a large-scale perspective. *American Fisheries Society* **73**, 29-62.
- Kindt R. & Coe R. (2005) Tree diversity analysis. A manual and software for common statistical methods for ecological and biodiversity studies. Nairobi: World Agroforestry Centre (ICRAF). In: *Analysis of ecological distance by ordination*. Nairobi: World Agroforestry Centre (ICRAF), pp, 153-189.
- Kwik J.T.B. & Yeo D.C.J. (2015) Differences in fish assemblages in protected and non-protected freshwater streams in a tropical urbanized country. *Hydrobiologia* **762**, 143-156.
- Leite G.F.M., Silva F.T.C., Gonçalves J.F.J., Salles P. (2015) Effects of conservation status of the riparian vegetation on fish assemblage structure in neotropical headwater streams. *Hydrobiologia* **762**, 223-238.
- Lévêque C., Oberdorff T., Paugy D., Stiassny M.L.J., Tedesco P.A. (2008) Global diversity of fish (Pisces) in freshwater. *Hydrobiologia* **595**, 545-567.
- Lobón-Cerviá, J.; Mazzoni, R.; Rezende, C. F. (2016) Effects of riparian forest removal on the trophic dynamics of a Neotropical stream fish assemblage. **Journal of Fish Biology**, v.(89)1: 50-64.
- Magurran A.E. (2011) Medindo a diversidade biológica. Tradução: Dana Moiana Vianna. Ed. UFPR. Curitiba, PR. 261p.
- Magurran A.E. (2004) Measuring biological diversity. Oxford, Blackwell Science.
- Markus B. & Fischer P. (2016) Species composition and abundance of the shallow water fish community of Kongsfjorden, Svalbard. *Polar Biology* **41**, 1-13.
- Matthews W.J. (1998) Patterns in freshwater fish ecology. London, Chapman & Hall, pp 756.

- Mattos T.M., Costa M.R., Pinto B.C.T., Borges J.L.C., Araújo F.G. (2014) To what extent are the fish compositions of a regulated river related to physico-chemical variables and habitat structure?. *Environmental Biology of Fishes* **97**, 717-730.
- McClanahan T.R., Arara B. K., Omukoto O. (2010) Composition and diversity of fish and fish catches in closures and open access fisheries of Kenya. *Fisheries Management and Ecology* **17**, 63-79.
- McLean D.L., Langlois T.J., Newman S.J., Holmes T.H., Birt M.J., Bornt K.R., Bond T., Collins D.L., Evans S.N., Travers M.J., Wakefield C.B., Babcock R.C., Fisher R. (2016) Distribution, abundance, diversity and habitat associations of fishes across a bioregion experiencing rapid coastal development. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **178**, 36-47.
- McManamay R.A., Orth D.J., Jager H.I. (2013) Accounting for variation in species detection in fish community monitoring. *Fisheries Management and Ecology* **21**, 96-112.
- Melo C.E., Machado F.A., Pinto-Silva V. (2005) Feeding habitats of fish from a stream in the savanna of Central Brazil, Araguaia Basin. *Neotropical Ichthyology* **1**, 37-44.
- Myers N., Mittermeier R.A., Mittermeier C.G., Fonseca G.A.B., Kent J. (2000) Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* **403**, 853–858.
- Peck D., Herlihy A., Hill B., Hughes R., Kaufmann P., Klemm D., Lazorchak J., McCormick F., Peterson S., Ringold P., Magee T., Cappaert M. (2006) Monitoring and Assessment Program — Surface Waters Western Pilot Study: field operations manual for wadeable streams. EPA/620/R-06/003. Washington, DC: U.S. Environmental Protection Agency.
- Penczak T. (2011) Fish assemblages composition in a natural, then regulated, stream: A quantitative long-term study. *Ecological Modelling* **13**, 2103-2118.
- Perdikaris C., Koutsikos N., Vardakas L., Kommatas D., Simonovic P., Paschos I., Detsis V., Vilizzi L., Copp G.H. (2016) Risk screening of non-native, translocated and traded aquarium freshwater fishes in Greece using Fish Invasiveness Screening kit. *Fisheries Management and Ecology* **23**, 32-43.
- Pereira H.H., Neves L.M., Costa M.R., Araújo F.G. (2014) Fish assemblage structure on Sandy beaches with different anthropogenic influences and proximity of spawning grounds. *Marine Ecology* **36**, 16-27.
- Peressin A. & Cetra M. (2014) Responses of the ichthyofauna to urbanization in two urban areas in Southeast Brazil. *Urban Ecosystems* **17**, 675-690.
- Piorski N.M., Castro A.C.L., Pinheiro C.U.B. (2003) A prática da pesca entre os grupos indígenas das bacias dos rios Pindaré e Turiaçu, no estado do Maranhão, Nordeste do Brasil. *Boletim do Labohidro* **16**, 67-74.
- Piorski N.M., Castro A.C.L., Sousa-Neto A.M. (2007) Ichthyofauna from the Cerrado of the southern Maranhão; In: L. Barreto (ed.). *North Cerrado of Brazil*. Pelotas, RS: USEB, pp. 197-212.

- Porto H.L.R., Castro A.C.L., Azevedo J.W.J, Soares, L.S, Ferreira, C.F.C., Silva M.H.L., Cardoso, R.L. (2016) Assessment of the Constituent Minerals of Fish Species Captured in the Lower Stretch of the Itapecuru River, Maranhão, Brazil. *Donnish Journal of Microbiology and Biotechnology Research* **3**, 001-007.
- Pusey B.J. & Arthington A.H. (2003) Importance of the riparian zone to the conservation and management of freshwater fish: a review. *Marine Freshwater Research* **54**, 1-16.
- R Core Team. (2016) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria URL <http://www.R-project.org/>.
- Ramos T.P. A., Ramos R.T.C., Ramos S.A.Q.A. (2014) Ichthyofauna of the Parnaíba river Basin, Northeastern Brazil. *Biota Neotropica* **14**, 1-8.
- Rezende C.F., Lobón-Cerviá J., Caramaschi E.P., Mazzoni R. (2013) Trophic ecology of two benthivorous fishes in relation to drift and benthos composition in a pristine Serra do Mar stream (Rio de Janeiro, Brazil). *Archiv fur Hydrobiologie* **183**, 163-175.
- Ribeiro M.F.R., Piorski N.M., Almeida Z.S., Nunes J.L.S. (2014) Fish aggregating known as moita, an artisanal fishing technique performed in the Munim river, state of Maranhão, Brazil. *Boletim do Instituto de Pesca* **40**, 677-682.
- Santos G.M., B. Mérona A.A., Juras & Jégu M. (2004) Peixes do baixo rio Tocantins: 20 anos depois da Usina Hidrelétrica Tucuruí. Brasília, Eletronorte, 216p.
- Santos L.C.A. & Leal A.C. (2013) Gerenciamento de Recursos Hídricos no Estado do Maranhão, Brasil. *Revista Eletrônica de Geografia* **5**, 39-65.
- Sematur. Secretaria Municipal de Meio Ambiente e Turismo. (1991). Diagnósticos dos principais problemas ambientais do Estado do Maranhão. São Luís: *Lithograf*.
- Silva F.R., Ferreira E.J.G., Deus C.P. (2010) Structure and dynamics of stream fish communities in the flood zone of the lower Purus River, Amazonas State, Brazil. *Hydrobiologia* **651**, 279-289.
- Silva J.C., Gubiani E.A., Piana P.A., Delariva R.L. (2016) Effects of a small natural barrier on the spatial distribution of the fish assemblage in the Verde River, Upper Paraná River Basin, Brazil. *Brazilian Journal of Biology* **76**, 851-863.
- Smith W.S. (2003) Os peixes do Rio Sorocaba – A história de uma bacia hidrográfica. TCM – Comunicação, São Paulo, Sorocaba, pp 160.
- Soares E.C. (2005) Peixes do Mearim. São Luís: Instituto Geia.
- Sokal R.R. & Rohlf F.J. (1995) Biometry. W.H. Freeman, New York.
- Súarez Y.R., Petreire M. Jr., Catella A.C. (2001) Factors determining the structure of fish communities in Pantanal lagoons (MS, Brazil). *Fisheries Management and Ecology* **8**, 173-186.

- Sutela T. & Vehanen T. (2010) Responses of fluvial fish assemblages to agriculture within the boreal zone. *Fisheries Management and Ecology* **17**, 141-145.
- Terra B.F., Hughes R.M., Francelino M.R., Araújo F.G. (2013) Assessment of biotic condition of Atlantic Rain Forest streams: A fish-based multimetric approach. *Ecological Indicators* **34**, 136-148.
- Tompalski P., Coops N.C., White J.C., Wulder M.A., Yuill A. (2017) Characterizing streams and riparian áreas with airborne laser scanning data. *Remote Sensing of Environment* **192**, 73-86.
- Trigal C. & Degerman. (2015) Multiple factors and thresholds explaining fish species distributions in lowland streams. *Global Ecology and Conservation* **4**, 589-601.
- Tweedley, J.R., Bird D.J., Potter I.C., Gill H.S., Miller P.J., Donovan G.O., Tjakrawidjaja A.H. (2013) Species compositions and ecology of the riverine ichthyofaunas in two Sulawesian islands in the biodiversity. *Journal of Fish Biology* **82**, 1916-1950.
- Universidade Estadual do Maranhão. UEMA. Núcleo Geoambiental. Bacias Hidrográficas: Subsídios para o Planejamento e a Gestão Territorial. São Luís. 2011.
- Wu W., Xu Z., Mark J.K., Yin X., Zuo D. (2016) Do human disturbance variables influence more on fish community structure and function than natural variables in the Wei River basin, China?. *Ecological Indicators* **61**, 438-446.
- Yamamoto K.C., Freitas C.E.C., Zuanon J., Hurd L.E. (2014) Fish diversity and species composition in small-scale artificial reefs in Amazonian floodplain lakes: Refugia for rare species?. *Ecological Engineering* **67**, 165-170.
- Zeni J.O. & Casatti L. (2014) The influence of habitat homogenization on the trophic structure of fish fauna in tropical streams. *Hydrobiologia* **726**, 259-270.

ANEXO

Tabela 1. Lista taxonômica das espécies de peixes coletadas nas bacias hidrográficas dos rios Itapecuru (ITA) e sub bacia do Alpercatas (ALP), Munim (MUN) e Preguiças (PRG) entre 2012 e 2015 com as abreviações para as espécies (ABR)

Táxon	ABR	ALP	ITA	MUN	PRG
CHARACIFORMES					
Curimatidae					
<i>Curimatella cf. dorsalis</i> (Eigenmann & Eigenmann, 1889)	Cudo		2		
<i>Steindachnerina notonota</i> (Miranda Ribeiro, 1937)	Stno			95	
Anostomidae					
<i>Leporinus piau</i> Fowler, 1941	Lepi	1	3	2	
<i>Schizodon dissimilis</i> (Garman, 1890)	Scdi			1	
Erythrinidae					
<i>Hoplerythrinus unitaeniatus</i> (Spix & Agassiz, 1829)	Houn		4		
<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)	Homa	5	17	14	6
Lebiasinidae					
<i>Copella arnoldi</i> (Regan, 1912)	Coar			58	
Gasteropelecidae					
<i>Gasteropelecus sternicla</i> (Linnaeus, 1758)	Gale			110	
Ancestrorhynchidae					
<i>Ancestrorhynchus cf. falcatus</i> (Bloch, 1794)	Anfa			8	2
Serrasalminidae					
<i>Serrasalmus</i> sp. Valenciennes, 1837	Sema				2
<i>Myloplus</i> sp. (Müller & Troschel, 1844)	Myru				1
Characidae					
<i>Astyanax cf. bimaculatus</i> (Linnaeus, 1758)	Asbi		47	40	296
<i>Aphyocharax</i> sp.	Apsp			96	13
<i>Charax</i> sp.	Chle		4	10	
<i>Hemigrammus</i> sp.	Heoc				30
<i>Knodus</i> sp.	knsp			11	

Táxon	ABR	ALP	ITA	MUN	PRG
<i>Moenkhausia oligolepis</i> (Günther, 1864)	Mool	2	66	77	17
<i>Moenkhausia</i> sp.	Mosp			16	5
<i>Astyanax</i> sp.	Poco		3	2	
<i>Hyphessobrycon</i> sp.	Prma			353	92
<i>Poptella</i> sp.	Posp			4	
<i>Roeboides</i> sp.	Rosp			1	
<i>Serrapinus</i> sp.	Sepi			363	20
Iguanodectidae					
<i>Bryconops aff magoi</i> Chernoff & Machado-Alisson, 2005	Brca	40	130	86	118
Crenuchidae					
<i>Characidium fasciatum</i> Reinhardt, 1867	Chfa	2	22		
<i>Characidium</i> sp.	Chsp	3		26	
SILURIFORMES					
Doradidae					
<i>Platydoras brachylecis</i> (Piorski, Garavello, Arce H. & Sabaj Pérez, 2008)	Plbr		1		
Auchenipteridae					
<i>Tatia intermedia</i> (Steindachner, 1877)	Tain	3	7		
<i>Trachelyopterus galeatus</i> (Linnaeus, 1766)	Trga	1	6	4	3
Heptapteridae					
<i>Pimelodella parnahybae</i> Fowler, 1941	Pipa	30	57	10	17
Callichthyidae					
<i>Corydoras</i> sp.	Cosp	4	36	2	
<i>Megalechis thorocata</i> (Valenciennes, 1840)	Meth		1	1	
Loricariidae					
<i>Ancistrus</i> sp.	Ando		5	14	
<i>Hypostomus cf. plecostomus</i> (Linnaeus, 1758)	Hysp			2	2
<i>Rineloricaria</i> sp.	Lisp		1	2	

Táxon	ABR	ALP	ITA	MUN	PRG
<i>Loricaria cf. cataphracta</i> Linnaeus, 1758	Loca			7	
Ancistrinae	Anci				
GYMNOTIFORMES					
Sternopygidae					
<i>Eigenmannia cf. virescens</i> (Valenciennes, 1836)	Eivi	12	49	65	35
<i>Sternopygus macrurus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	Stma	12	23	34	7
Apteronotidae					
<i>Apteronotus albifrons</i> (Linnaeus, 1766)	Apal	1	3		
Hypopomidae					
<i>Brachyhypopomus pinnicaudatus</i> (Hopkins, 1991)	Brsp			58	
Gymnotidae					
<i>Electrophorus electricus</i> (Linnaeus, 1766)	Elel		1		
<i>Gymnotus carapo</i> Linnaeus, 1758	Gyca	4	14	3	2
CYPRINODONTIFORMES					
Rivulidae					
<i>Anablepsoides urophthalmus</i> (Günther, 1866)	Risp			32	7
Poeciliidae					
<i>Poecilia sarrafae</i> Bragança & Costa, 2011	Mibr			26	61
<i>Poecilia vivipara</i> Bloch & Schneider, 1801	Povi			185	220
SYNGNATHIFORMES					
Syngnathidae					
<i>Pseudophallus brasiliensis</i> (Dawson 1974)	Pssp			12	12
SYNBRANCHIFORMES					
Synbranchidae					
<i>Synbranchus marmoratus</i> Bloch, 1795	Syma		1	2	2
PERCIFORMES					
Cichlidae					

Táxon	ABR	ALP	ITA	MUN	PRG
<i>Cichlasoma zarskei</i> (Heckel, 1840)	Aete	5	8	21	57
<i>Apistogramma piauienses</i> Kullander, 1980	Appi			181	117
<i>Crenicichla</i> sp.	Crla			41	
<i>Crenicichla menezesi</i> Ploeg, 1991	Crme		68	3	62
Eleotridae					
<i>Eleotris pisonis</i> (Gmelin, 1789)	Elsp				39
Gobiidae					
<i>Awaous tajasica</i> (Lichtenstein, 1822)	Awta				4

Tabela 2. Resultado da análise de similaridade (ANOSIM) para abundância e riqueza de espécies entre as bacias do Itapecuru (ITA) e sub bacia do Alpercatas (ALP), Munim (MUN) e Preguiças (PRG).

Abundância			
	ITA	MUN	PRG
ALP	0,0172/0,36	0,001/0,96	0,0074/0,89
ITA		0,007/0,81	0,033/0,57
MUN			0,779/-0,15
Composição			
	ITA	MUN	PRG
ALP	0,228/0,09	0,0014/0,91	0,0084/0,96
ITA		0,001/0,84	0,011/0,79
MUN			0,67/-0,11

Tabela 3. Riqueza, abundância e diversidade de Shannon para as guildas tróficas observadas nas bacias do Itapecuru (ITA) e sub bacia do Alpercatas (ALP), Munim (MUN) e Preguiças (PRG).

ALPERCATAS							
	Onívoro	Herbívoro	Planctófago	Piscívoro	Insetívoro		
Riqueza (s) N° de	2	2	1	4	4		
Indivíduos	41	3	5	43	29		
D. Shannon (H)	0,11	0,63	0,5	0,93	1,14		
ITAPECURU							
	Detritívoro	Onívoro	Bentófago	Herbívoro	Planctófago	Piscívoro	Insetívoro
Riqueza (s) N° de	3	5	1	2	2	8	4
Indivíduos	4	184	5	72	17	163	112
D. Shannon (H)	1,04	0,75	0	0,28	0,46	1,40	1,17
MUNIM							
	Detritívoro	Onívoro	Bentófago	Herbívoro	Planctófago	Piscívoro	Insetívoro
Riqueza (s) N° de	4	8	3	8	1	7	10
Indivíduos	196	946	23	346	3	99	465
Shannon (H)	0,31	1,36	0,8766	1,59	0	1,59	1,79
PREGUIÇAS							
	Detritívoro	Onívoro	Bentófago	Herbívoro	Planctófago	Piscívoro	Insetívoro
Riqueza N° de	4	6	1	6	2	11	11
Indivíduos	322	578	2	65	5	215	725
Shannon H	0,93	1,34	0	1,34	0,67	1,788	1,95

Tabela 4. Caracterização dos riachos para as bacias do Itapecuru (ITA) e sub bacia do Alpercatas (ALP), Munim (MUN) e Preguiças (PRG). Valores médios \pm desvio padrão; PT: Profundidade do talvegue; LM: Largura molhada; VF: Velocidade de fluxo; TA: Temperatura da água; OD: Oxigênio dissolvido; WO: Madeira; RO: Raízes; LEB: Banco de folhas; OHV: Vegetação pendurada; SA: Areia; SX: seixo; MT: Matacão; OM: Matéria Orgânica; AQM: Macrófitas aquáticas; PEM: Parque Estadual do Mirador; ZPNLM: Zona de Amortecimento do Parque Nacional dos Lençóis Maranhense.

Bacias	Pontos	Variáveis							
		PT	LM	VF	TA	OD	Abrigo	Uso do solo	Unidades de Conservação
ALP	P1	61.32 \pm 21.05	2.93	0.39	22.9	6.7	WO, RO, OHV e LEB	Cerrado	PEM
	P2	48.44 \pm 19.83	2.21	0.42	25.2	7.6	SA, LEB e RO	Cerrado	PEM
	P3	59.01 \pm 21.17	2.33	0.16	24.5	5.6	LWD, OM e LEB	Cerrado e cultivo	PEM
	P4	62.08 \pm 20.23	2.1	0.38	24.2	6.5	LWD, RO, OHV e LEB	Cerrado e Pastagem	PEM
	P5	43.87 \pm 18.73	5.17	0.24	24.7	5.6	SA e LEB	Cerrado	PEM
	P6	43.65 \pm 35.58	2.7	0.22	26.5	7.2	SA e LEB	Cerrado	PEM
	P7	31.03 \pm 13.86	3.8	0.22	23.2	7.1	SA, SX e MT	Cerrado	PEM
ITA	P8	50.85 \pm 22.03	2.57	0.03	21.6	6.2	WO,OM e LEB	Pastagem	PEM
	P9	44.75 \pm 23.85	1.56	0.42	26.2	7.3	LEB	Cerrado	PEM
	P10	76.33 \pm 9.71	3.75	0.41	22.5	7.3	SA	Cerrado	PEM
	P11	80.6 \pm 14.43	2.58	0.35	24.5	6.5	LWD, MT, LEB	Cerrado	PEM
	P12	34.57 \pm 13.96	7.48	0.39	22.4	6.8	SA	Cultivo	PEM
	P13	54.92 \pm 14.17	3.35	0.31	25.5	12.1	SA e MT	Cerrado	PEM
MUN	P14	47.16 \pm 25.18	3.77	0.32	26.57	1.99	SA	Cerrado	-
	P15	69.14 \pm 57.71	4.76	0.25	27.34	2.3	WO e OM	Pastagem	-
	P16	66.09 \pm 20.93	4.49	0.2	23.26	3.88	WO e LEB	Cerrado	-
	P17	72.12 \pm 19.75	4.67	0.22	26.8	3.8	AQM	Cultivo	-
	P18	98.94 \pm 41.77	8.81	0.37	24.93	9.92	WO e LEB	Pastagem	-
PRG	P19	107.82 \pm 39.65	7.56	0.19	22.91	4.45	AQM	Cerrado e pastagem	ZAPNLM
	P20	68.14 \pm 22.89	3.81	0.17	25.39	4.95	AQM, OHV e LEB	Pastagem	ZAPNLM
	P21	64.27 \pm 42.43	5.11	0.2	23.23	4.48	AQM e LEB	Área urbana	ZAPNLM

Tabela 5. Resultado da regressão linear múltipla com seus respectivos valores de significâncias para as bacias do Itapecuru (ITA) e sub bacia do Alpercatas (ALP), Munim (MUN) e Preguiças (PRG). Tendo como variáveis respostas a riqueza e abundância das espécies e como variáveis predictoras a profundidade do talvegue (pt), largura molhada (lm), velocidade do fluxo (vf), temperatura da água (ta), oxigênio dissolvido (od), cerrado e pastagem (cep), cerrado (cer), cultivo (cul), pastagem (pas) e área urbana (aur).

Bacias	Variáveis	Riqueza de espécies				Abundância			
		Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
ALP	pt	0,03566	0,01008	3,537	0,000741***	0,6798	0,2033	3,344	0,00135***
	lm	0,48599	0,1146	-4,241	6,99e-05***	5,4078	2,3106	-2,34	0,02225*
	vf	37,551	13,464	2,789	0,0069**	6,340	12,604	4,787	0,817729
	ta	0,08799	0,0221	0,435	0,665	7,939	3,095	2,565	0,1126
	od	0,09963	0,31575	0,316	0,753	24,558	4,835	5,079	3,25e-06***
ITA	pt	0,09024	0,0556	1,62	0,1107	0,037	0,5815	0,064	0,9495
	lm	0,9864	1,2826	-0,769	0,445	12,21	13,3931	0,912	0,3655
	vf	5,263	9,923	0,530	0,5979	-54,8	2,832	1,29	<2e-16***
	ta	1,6608	0,5644	2,943	0,0047**	16,003	6,263	2,555	0,0132*
	od	1,1716	0,4819	2,431	0,0182*	-7,969	5,347	1,490	0,1416
MUN	pt	0,0659	0,0341	1,927	0,06	1,445	1,271	1,137	0,2613
	lm	0,307	0,655	0,468	0,642	1,227	24,386	0,05	0,9601
	vf	9,166	2,365	1,857	0,218	-9,66	3,686	-2,487	<2e-16***
	ta	0,6949	0,7513	0,925	0,36	8,304	24,38	3,421	0,0013**
	od	0,4353	0,3907	1,114	0,271	4,384	12,678	0,346	0,73105
PRG	pt	0,0355	0,01575	-2,254	0,0325*	3,688	1,005	-3,669	0,00106**
	lm	-0,0527	0,04841	-1,089	0,286	3,622	3,089	1,173	0,25121

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

CAPÍTULO 3

Aplicação do modelo linear generalizado (GLM) para avaliar a influência do habitat físico sobre a riqueza de espécies de peixes em riachos do Cerrado Maranhense

1. INTRODUÇÃO

Habitat de ambientes dulcícolas pode ser regulado por uma variedade de fatores, sendo influenciado principalmente pelas condições hidrológicas e pelas características físicas do canal. O tipo de fluxo irá determinar uma série de fatores tais como a velocidade, a profundidade da água, a área molhada, tipo de substrato, abrigos para peixes entre outros. Sendo considerado o fator mais importante na disponibilidade de habitat para as espécies (Li et al., 2015)

À luz disto, vários esforços tem sido feitos para o desenvolvimento de ferramentas capazes de compreender as relações entre os fatores ambientais e a distribuição da riqueza de espécies de peixes em ecossistemas aquáticos (Holzkämper et al., 2012, Holguin-Gonzalez et al., 2014).

No passado o foco permaneceu em modelos capazes de simular o efeito de fontes de contaminação pontual e difusas sobre a qualidade físico-química da água (Cools et al., 2011). Desde a criação da Directiva Europeia Quadro da Água (DQA), mais esforços tem sido empreendidos para o desenvolvimento de modelos ecológicos que levem em consideração diferentes métricas do habitat (Feio & Poquet, 2011).

Técnicas de modelagem ecológica que associem a abundância ou a riqueza de espécies como variáveis de resposta com preditores ambientais, tem sido amplamente utilizadas para prever a probabilidade de ocorrência das espécies em um determinado habitat (França & Cabral, 2015, Guo et al., 2015, Yi et al., 2016).

Cada modelo tem suas vantagens e desvantagens e seu próprio âmbito de aplicação (Yi et al., 2016). O modelo a ser utilizado deve ser escolhido de acordo com o tipo de dado disponível, bem como com o mais adequado para uma situação particular e um determinado objetivo (Li et al., 2016).

Vários métodos estatísticos como modelos lineares generalizados GLMs (McCullagh & Nelder, 1989), modelos aditivos generalizados GAMs (Hastie & Tibshirani, 1990), árvores de classificação CART (Breiman, 1996), redes neurais artificiais ANN (Ripley, 1996), árvores de regressão multivariada MRT (De'Ath, 2002) e modelos nebulosos ou lógica fuzzy (Giles, 1976) estão disponíveis para modelagem ecológica.

Ao contrário de outros modelos, os modelos lineares generalizados GLMs, constituem uma extensão flexível de modelos lineares, que permitem a incorporação de distribuições não paramétricas da variável resposta (Kery & Royle, 2016).

Em relação aos ambientes dulcícolas, os modelos ecológicos foram recentemente implementados para identificar a vulnerabilidade às mudanças climáticas (Domisch et al., 2013a), determinar a perda de diversidade genética (Bálint et al., 2011), orientar medidas de conservação (Dauwalter & Rahel, 2008) e avaliar a influência de diferentes métricas sobre as espécies (Kuemmerlen et al., 2014). Provando serem eficientes em várias áreas da ecologia, mas, raramente tem sido aplicados em ambientes de pequeno porte como é o caso dos riachos (Muñoz-Mas et al., 2016).

Desta forma, o objetivo do estudo foi verificar a partir da modelagem ecológica quais variáveis ambientais explicam a riqueza de espécies em riachos do cerrado Maranhense.

2. MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O estudo foi realizado entre os anos de 2012 a 2015 nas bacias hidrográficas do Munim, Preguiças (localizada no Parque Nacional dos Lençóis Maranhenses), alto Itapecuru e sub bacia do Alpercatas que estão localizadas no Parque Estadual do Mirador.

Na bacia hidrográfica do rio Munim, a atividade siderúrgica tem contribuído para a supressão da vegetação em decorrência da produção do carvão vegetal no médio e no alto curso. Além disso, o cultivo de soja e a produção de álcool estão provocando danos ambientais aos riachos da região (Nogueira et al., 2014).

Na bacia do rio Preguiças a expansão do turismo trouxe para a região empreendimentos imobiliários, residências e pousadas, que estão sendo construídos nas margens do rio. Essas construções, bem como a abertura de trilhas por carros de tração, são utilizadas no turismo e estão contribuindo para a descaracterização da mata ciliar (Santos & Leal, 2013).

A sub-bacia do Alpercatas destaca-se por ser um dos principais afluentes no alto curso do rio Itapecuru. Os recursos hídricos dessas duas drenagens são usados principalmente para o abastecimento de água, recreação, dessedentação de animais, irrigação, cultivo de soja, transporte entre outros. Em alguns trechos do rio Itapecuru, a navegação está sendo prejudicada em função do processo de assoreamento que tem ocorrido ao longo dos anos. (Santos & Leal, 2013).

Delineamento experimental e coleta dos dados

Para garantir uma seleção equilibrada dos locais de amostragem e evitar que os dados fossem enviesados, o desenho do estudo incluiu uma amostragem aleatória estratificada em diferentes cursos d'água para abranger o máximo de variação biológica e ambiental possível, conforme descrito por Olsen & Peck (2008). Foram amostrados 21 riachos distribuídos em três bacias hidrográficas e uma sub-bacia: (5) Munim, (3) Preguiças, (6) Itapecuru e (7) Alpercatas (Fig. 1). A vegetação predominante nas áreas de estudo é típica de Cerrado, com formações florestais mais densas ao longo de córregos, riachos e áreas molhadas (Ligeiro, 2013).

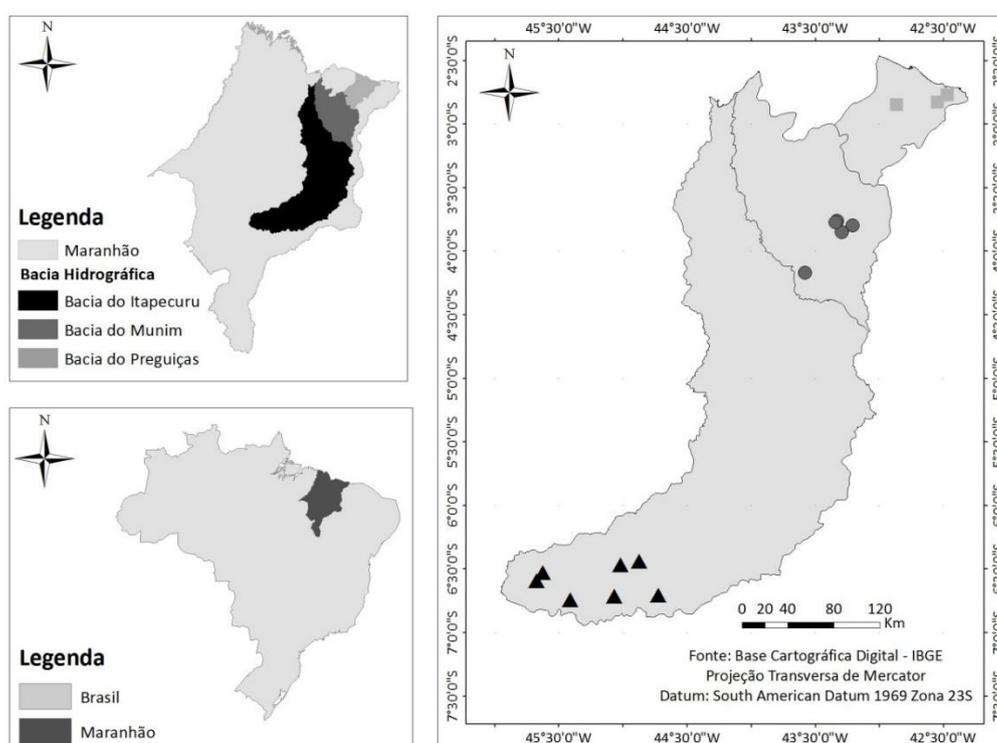


Figura 1. Localização da área de estudo. (A) Bacia do Preguiças, (B) Bacia do Munim e (C) Bacia do Itapecuru e subbacia do Alpercatas.

Caracterização do habitat físico local

A extensão do trecho amostrado em cada riacho foi proporcional à sua largura, sendo definida como 40 vezes a largura média do riacho e respeitando um mínimo de 150 m de amostragem (Peck et al., 2006). Em cada local, foram demarcados 11 transectos transversais que dividiam 10 seções longitudinais.

Em cada transecto foram avaliadas características do habitat que incluem quatro grupos de categoria: morfologia do canal (por exemplo largura molhada, profundidade), tipos de substrato (por exemplo, banco de folhas, pedaços de madeira, matéria orgânica

em decomposição), abrigos para peixes (algas filamentosas, macrófitas, pedaços de madeira, banco de folhas, margem escavada) e características da vegetação ripária (cobertura do dossel, sub-bosque e cobertura do solo). Em cada seção, foi mensurada a declividade do canal (com o auxílio de uma mangueira). As métricas foram calculadas de acordo com Kaufmann et al. (1999).

Amostragem da ictiofauna

Para a coleta dos exemplares ictiológicos empregou-se um esforço de amostragem ativo padronizado de no máximo duas horas e trinta minutos por riacho e de 15 minutos por seção longitudinal. A coleta das espécies foi realizada no sentido jusante-montante. Antes do início da coleta, cada seção transversal foi isolada com redes de malha 2 mm. Em seguida, rede de arrasto com 2 m de comprimento 1,5 de altura, com malha de 8 mm e peneiras com aro de 6,5 cm de diâmetro e malha de 5 mm foram utilizadas para busca ativa. Armadilhas do tipo covo com 1,6 cm de comprimento, 4,3 cm de diâmetro e 1,2 mm de malha foram instaladas ao longo do trecho, no final da tarde e retiradas no início da manhã seguinte. Após a captura, os espécimes foram anestesiados em solução de mentol e fixados em formol a 10%, separados por seção longitudinal e por ponto amostral.

Em seguida, os exemplares foram transportados para o Laboratório de Ecologia e Sistemática de Peixes para serem identificados com auxílio de bibliografia especializada ou consulta a especialistas. O material identificado foi depositado na Coleção de Peixes da Universidade Federal do Maranhão (CPUFMA).

Análise de dados

A escolha das variáveis ambientais foi baseada na sua capacidade ecológica de caracterizar a ictiofauna de riachos. O número de variáveis incluídas nos modelos foi reduzido através da remoção de variáveis altamente correlacionadas. *Pairplots* das variáveis explanatórias foram utilizados para identificar problemas de multicolinearidade e redundância de variáveis (Zuur et al., 2010). Variáveis com $r \geq 0,8$ não foram consideradas na etapa de calibração do modelo.

A fim de verificar a influência das características ambientais sobre a riqueza de espécies de peixes, foram utilizados Modelos Lineares Generalizados (GLM). (Kery & Royle, 2015).

Nestes modelos a riqueza de espécies foi utilizada como variável resposta e as características ambientais como variáveis preditoras. A ordem de inserção das variáveis no modelo é determinada através de simulações da variável resposta em função de cada variável explanatória. A eliminação subsequente das variáveis insignificantes pelo *stepwise* foi realizada com base no Critério de Informação de Akaike (May et al., 2011). Para esta análise adotou-se como referência o modelo com menor AIC.

Todos os modelos foram validados através da normalidade e da autocorrelação espacial dos seus resíduos (Rangel et al., 2010). Este método é útil para observar a aleatoriedade dos resíduos, se os resíduos comportam-se de forma aleatória, com nenhum padrão aparente, ele sugere que o modelo se adapta bem aos dados (França & Cabral, 2015). Todas as análises estatísticas foram implementadas no ambiente de programação R versão 3.2.5 (R Development Core Team, 2016).

3. RESULTADOS

Um total de 4.049 espécimes de peixes que representam 68 espécies distribuídas em 27 famílias foram coletados durante o estudo. A riqueza de espécies por local variou de 3 a 27 espécies. As espécies *Apistogramma piawaienses*, *Astyanax bimaculatus*, *Bryconops* sp, *Pristella maxillaris*, *Poecilia reticulata* e *Serrapinus piaba* constituem mais de 50% da abundância total de indivíduos coletados (Tabela 1).

A análise exploratória dos dados por categorias de métricas, indicou alta correlação espacial entre oito variáveis explanatórias, indicando que a inclusão de todas as 22 variáveis nos modelos propostos seria redundante. Neste sentido, para cada par de variáveis colineares, optou-se por considerar nos modelos apenas a variável com maior poder de explicação.

Para a categoria morfologia do canal, os resultados mostraram alta colinearidade entre as métricas profundidade da seção, área molhada do canal e largura molhada do canal (Figura 2). Em virtude disso, a variável área molhada do canal foi excluída do modelo.

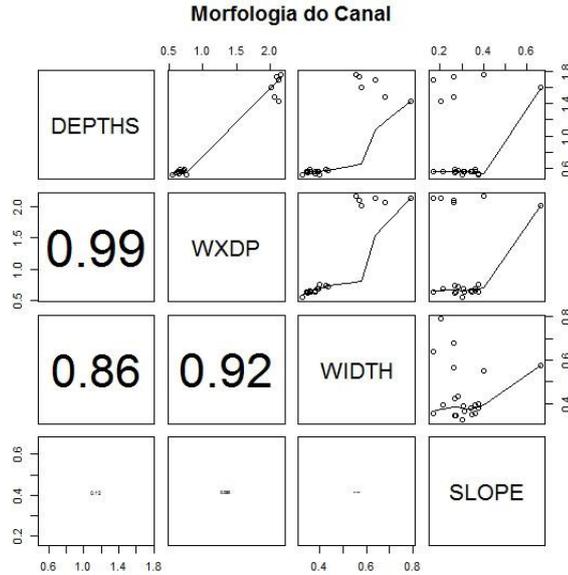


Figura 2. Colinearidade entre as variáveis explanatórias profundidade do canal (DEPTHS), área molhada do canal (WXDP), largura molhada (WIDTH) e declividade (SLOPE).

Na categoria substrato, todas as métricas apresentaram baixa colinearidade, permitindo a inclusão de todos os fatores abióticos como variáveis explanatórias complementares nos modelos ecológicos.

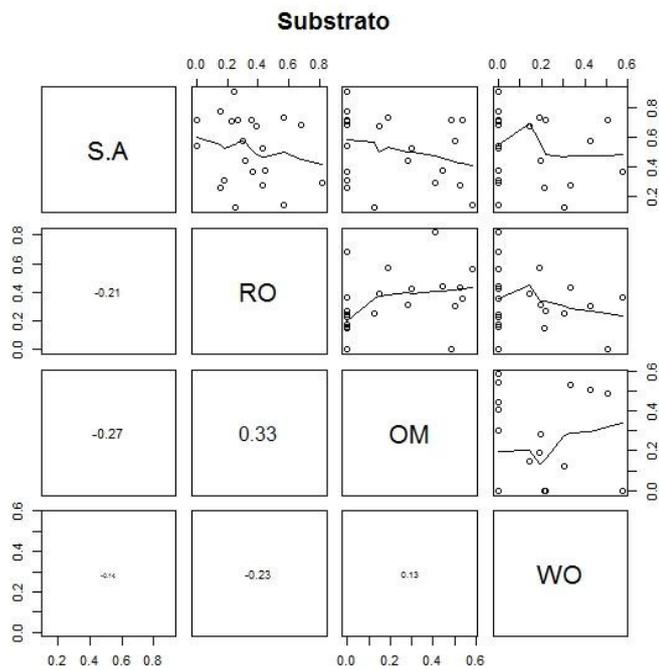


Figura 3. Colinearidade entre as variáveis explanatórias profundidade do canal (DEPTHS), área molhada do canal (WXDP), largura molhada (WIDTH) e declividade (SLOPE).

Para o grupo de métricas que compõem a categoria abrigos para peixes, sete variáveis apresentaram alta correlação. Desta forma, as métricas raízes, vegetação

pendurada na superfície da água, abrigos naturais e grandes abrigos foram excluídas do modelo.

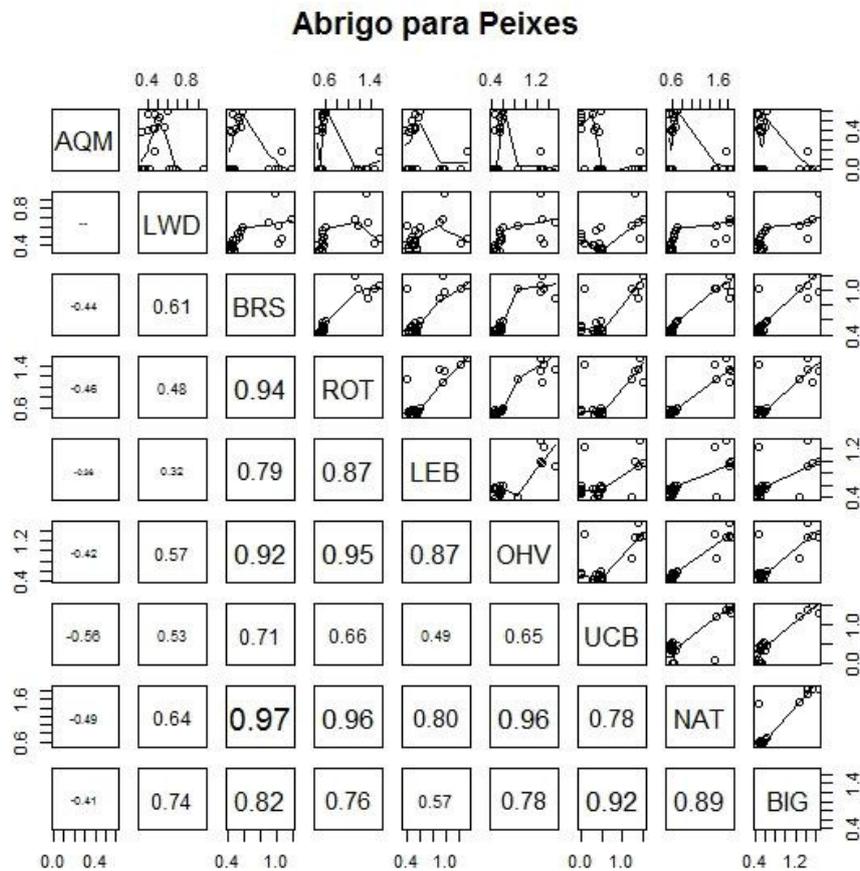


Figura 4. Colinearidade entre as variáveis explanatórias macrófitas aquáticas (AQM), madeira grande (LWD), madeira pequena (BRS), raízes (ROT), banco de folhas (LEB), vegetação pendurada (OHV), margem escavada (UCB), abrigo natural (NAT) e grandes abrigos (BIG).

Todas as métricas avaliadas para a vegetação ripária apresentaram alta colinearidade e apenas a cobertura do dossel e cobertura do solo foram retidas para a modelação.

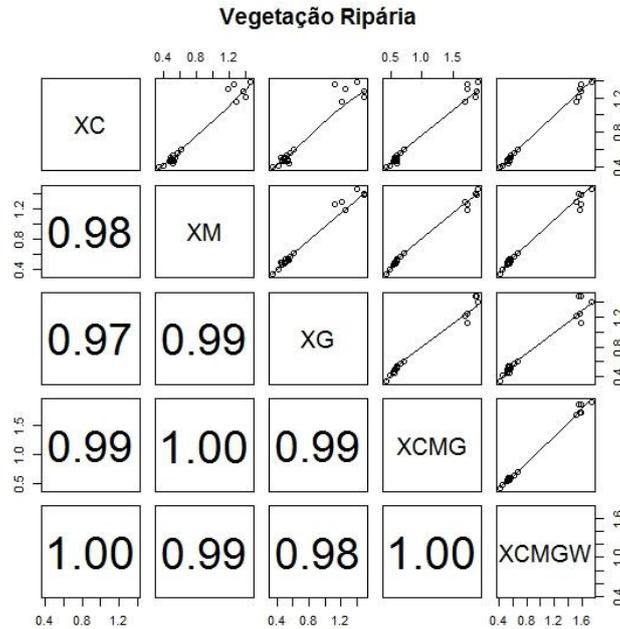


Figura 5. Colinearidade entre as variáveis explanatórias macrófitas aquáticas (AQM), madeira grande (LWD), madeira pequena (BRS), raízes (ROT), banco de folhas (LEB), vegetação pendurada (OHV), margem escavada (UCB), abrigo natural (NAT) e grandes

Pelo método de seleção *stepwise* sete variáveis foram excluídas do modelo: areia (S.A), macrófitas aquáticas (AQM), margem escavada (UCB) pedaços grandes de madeira (LWD), banco de folhas (LEB), matéria orgânica (OM) e largura molhada do canal (WIDTH).

O modelo final manteve sete das 22 variáveis de previsão original e explicou 82.9% da variação total o que permitiu identificar a influência significativa de duas variáveis: cobertura do solo (XG) e cobertura do dossel (XC) (Tabela 1).

Tabela 1. Resultado do modelo linear generalizado (GLM) selecionado pelo Critério de Informação de Akaike (AIC). O modelo selecionado para a variável resposta riqueza de espécies apresentou AIC (138,59).

Variável resposta	Variáveis explanatórias	Estimate	Std. Error	t-value	Pr(> t)
	RO	11,91	7,10	1,67	0,117
	WO	10,70	7,36	1,45	0,169
	DEPTHS	2,44	1,61	1,51	0,154
	SLOPE	-6,65	5,79	-1,14	0,271
	XG	4,48	1,78	2,51	0,026*
	XC	-7,72	3,04	-2,54	0,024*
	LWD	10,03	5,89	1,70	0,112

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

A aplicação da modelagem ecológica para o conjunto de dados demonstrou que o modelo escolhido foi robusto ao prever a riqueza de espécies nos riachos amostrados. Tal fato pode ser comprovado pela análise gráfica dos resíduos que sugere um bom ajuste do modelo, tendo em vista que, não foi observada evidência de autocorrelação espacial nos resíduos (Figura 6).

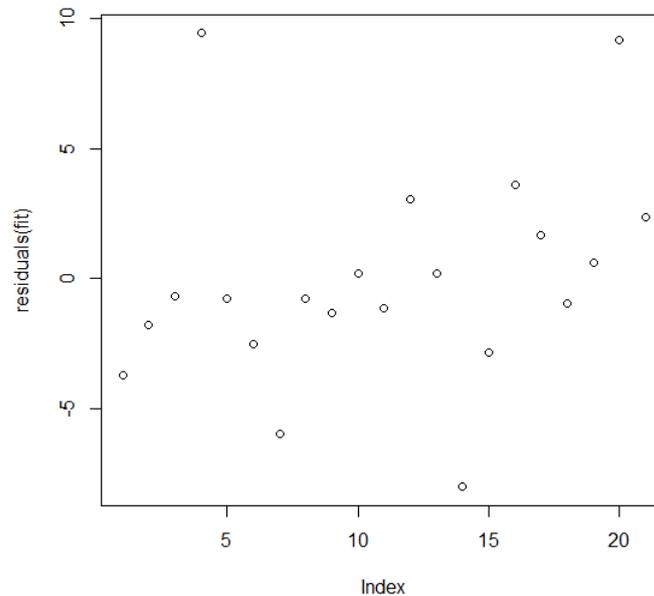


Figura 6. Análise da autocorrelação espacial dos resíduos do modelo linear (GLM).

As tendências observadas no efeito parcial das variáveis ambientais sobre a variável resposta mostram que a riqueza de espécies de peixes apresenta uma relação positiva com a cobertura do solo (Figura 7A) e uma relação negativa com a cobertura do dossel (Figura 7B).

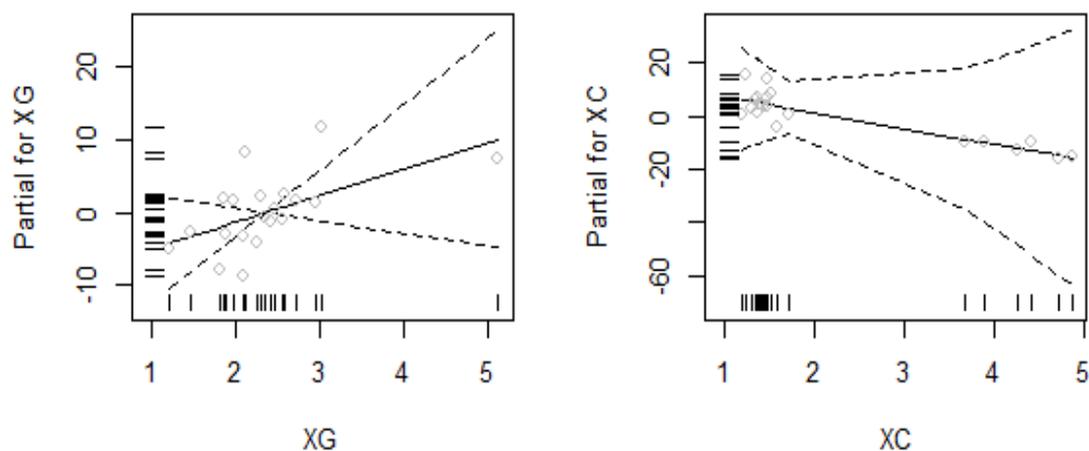


Figura 5. Efeitos parciais para as sete variáveis significativas retidas no GLM final, mostrando a probabilidade de se obter maior riqueza de espécies (linha preta = média; linha tracejada = intervalo de confiança de 95%; as barras no eixo x indicam os dados de presença e pseudo-absência para a variável preditora) em ambientes com diferentes características ambientais.

4. DISCUSSÃO

Modelos ecológicos ou modelos preditivos representam uma técnica ecossistema. As previsões obtidas por esses processos são vistas como um importante objeto de estudos ecológicos e ambientais (França e Cabral, 2015).

Dentre os modelos disponíveis, GLMs utilizam algoritmos mais flexíveis, como é o caso da máxima verossimilhança, permitindo que os dados apresentem diferentes famílias exponenciais de distribuição da variável resposta, além disso, são mais adequados para a análise das relações ecológicas quando se tem muitas variáveis de previsão (Kery & Royle, 2015), tornando-as mais fáceis de interpretar quando comparado a outras técnicas de modelagem como árvores de classificação, redes neurais artificiais e modelos fuzzy.

A maioria dos modelos de distribuição de espécies de água doce são construídos com mais de quatro preditores, em alguns casos 16 (Kuemmerlen, 2014), 19 preditores (Cordellier and Pfenninger, 2008) e em outros 23 (Rose et al., 2016). A julgar pelos nossos resultados e tendo em mente a natureza metodológica deste estudo, consideramos a quantidade de preditores ambientais como suficiente.

No processo de modelagem preditiva, a multicolinearidade entre as variáveis é um critério estatístico importantíssimo a ser considerado. A colinearidade ocorre quando algumas das variáveis explanatórias estão correlacionadas, e isso resulta em coeficientes de regressão instáveis que não são sensíveis aos dados (Ahmadi-Nedushan et al., 2006). Normalmente, variáveis colineares não devem ser incluídas no mesmo modelo. Desta forma, para este estudo, oito variáveis que estavam altamente associadas foram excluídas para não comprometer o ajuste dos dados ao modelo final.

O critério de exclusão destas variáveis ocorreu pelo método seleção de Akaike (AIC), que é o critério mais utilizado para seleção de modelos em GLMs (Maunder & Punt, 2004). O menor valor de AIC encontrado para o modelo mais parcimonioso, sugere que as variáveis preditoras selecionadas possam explicar melhor a riqueza de espécies de peixes encontrada neste estudo.

Em termos de desempenho preditivo, os algoritmos do modelo utilizado explicaram uma grande porcentagem de desvio na variação da riqueza de espécies, este fato pode ser atribuído parcialmente a uma escolha adequada dos preditores ambientais.

Vários estudos tem demonstrado a ligação entre as características do habitat e a composição de peixes de riachos (Mugodo et al., 2006; Frederico et al., 2014). No entanto, até o presente momento, não encontramos nada disponível na literatura que tenha utilizado a modelagem preditiva para avaliar os efeitos dessas características sobre a riqueza de espécies de peixes em riachos do Cerrado Maranhense.

Desta forma, o modelo mais parcimonioso identificou que variáveis relacionadas a zona ripária foram fortes determinantes para espécies em nosso estudo. Este achado contrasta com estudos anteriores realizados em outras configurações geográficas (Cunico, et al., 2012; Lorion et al., 2011; Oosterhout & Velde, 2015).

De fato a zona ripária é vital para o funcionamento de todo o ecossistema aquático pois proporciona dentre outras, três funções importantes para os peixes em um riacho: influencia no processo geomorfológico, mantém a qualidade da água e fornece alimento. Além disso, ela garante a estabilidade das margens tendo em vista que a água diminui a velocidade de escoamento ao passar pela serapilheira e pelas raízes das árvores minimizando a erosão podendo atuar como filtro capaz de reter sedimentos, produtos tóxicos, nutrientes eutrofizantes, até 80% de fósforo e 89% de nitrogênio (Marques & Souza, 2005).

Neste sentido, mudanças na composição e estrutura da vegetação ciliar podem causar alterações na temperatura da água e limitar a substituição natural de estruturas como troncos, ramos e folhas sendo importantes para o aumento da heterogeneidade espacial, por criarem abrigos e fornecerem substratos para forrageamento, reprodução e desova. Por outro lado, Uieda & Motta (2007) afirmam que uma oferta alimentar mais diversificada pode ocorrer em áreas onde a cobertura do dossel é menor, pois áreas mais abertas propiciam tanto a produção primária, decorrente da maior incidência luminosa, como o aporte de material orgânico proveniente da mata ciliar.

Considerações finais

Nossos resultados mostram que a mata ciliar é um fator determinante para a riqueza de espécies de peixes, sendo benéfica para a manutenção da biodiversidade aquática bem como para a qualidade da água (Connolly et al., 2015).

Modelos ecológicos são considerados uma linha interessante e promissora de pesquisas e estudos adicionais em rios e riachos Maranhenses podem ser feitos para avaliar o estado ecológico dos ecossistemas aquáticos e prever cenários de distribuição de espécies. Propomos este método de análise para avaliar as relações espécie-habitat não só

para riqueza de espécies mas também para peixes de água doce individuais e outros grupos taxonômicos.

REFERÊNCIAS

Ahmadi-Nedushan, B. St-Hilaire, A.; Bérubé, M.; Robichaud, É.; Thiémonge, N.; Bobée, B. A review of statistical methods for the evaluation of aquatic habitat suitability for instream flow assessment. **River Res. Appl.**, v.(22): 503–523. 2006.

Bahn, V.; McGill, B.J. Testing the predictive performance of distribution models. **Oikos**, (122): 321–331. 2012

Breiman, L. Bagging predictors. **Mach. Learn.**, v.24(2): 123–140. 1996.

Cools, J.; Broekx, S.; Vandenberghe, V.; Sels, H.; Meynaerts, E.; Vercaemst, P.; Seuntjens, P.; Van Hulle, S.; Wustenberghs, H.; Bauwens, W.; Huygens, M. Coupling a hydrological water quality model and an economic optimization model to set up a cost-effective emission reduction scenario for nitrogen. **Environmental Modelling & Software**, v.(26): 44–51. 2011.

Cordellier, M. & Pfenninger, M. Climate-driven range dynamics of the freshwater limpet, *Ancylus fluviatilis* (Pulmonata, Basommatophora). **Journal of Biogeography**, v.(35) 1580–1592. 2008.

Cunico, A. M.; Ferreira, E. A.; Agostinho, A. A.; Beaumord, A. C.; Fernandes, R. The effects of local and regional environmental factors on the structure of fish assemblages in the Pirapó Basin, Southern Brazil. **Landscape and Urban Planning**, v.(105): 336–344. 2012.

Connolly, N.M.; Pearson, R.G.; Loong, D.; Maughan, M.; Brodie, J. Water quality variation along streams with similar agricultural development but contrasting riparian vegetation. **Agric. Ecosyst. Environ.**, v.(213): 11–20. 2015.

Dauwalter, D.C. & Rahel, F.J. Distribution modelling to guide stream fish conservation: an example using the mountain sucker in the Black Hills National Forest, USA. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, v.(18): 1263–1276. 2008.

De'Ath. Multivariate regression trees: a new technique for modeling species-environment relationships. **Ecology**, v.83(4): 1105–1117. 2002.

Domisch, S.; Araújo, M.B.; Bonada, N.; Pauls, S.U.; Jähnig, S.C.; Haase, P. Modelling distribution in European stream macroinvertebrates under future climates. **Global Change Biology**, v.(19): 752–762. 2013.

Dormann, C.F.; McPherson, J.M.; Araújo, M.B.; Bivand, R.; Bolliger, J.; Carl, G. Davies, R.G.; Hirzel, A.; Jetz, W.; Kissling, W.D.; Kühn, I.; Ohlemüller, R.; Peres-Neto, P.R.; Reineking, B.; Schröder, B.; Schurr, F.M.; Wilson, R. Methods to account for spatial autocorrelation in the analysis of species distributional data: a review. **Ecography** v.(5): 609–628. 2007.

- Feio, M. J. & Poquet, J. M. Predictive models for freshwater biological assessment: statistical approaches, biological elements and the Iberian Peninsula Experience: a review **Int. Rev. Hydrobiol.**, v.(96): 321–346. 2011.
- França, S. & Cabral, H. N. Predicting fish species richness in estuaries: Which modelling technique to use? **Environmental Modelling & Software**, v.(66): 17-26. 2015.
- Frederico, R.G.; De Marco, P.; Zuanon, J. Evaluating the use of macroscale variables as proxies for local aquatic variables and to model stream fish distributions. **Freshw Biol.**, v.59(11): 2303–2314. 2014.
- Freeman, E.A.; Moisen, G.G.; Frescino, T.S. Evaluating effectiveness of down-sampling for stratified designs and unbalanced prevalence in Random Forest models of tree species distributions in Nevada. **Ecological Modelling.**, v.(233): 1–10. 2012.
- Giles, R. “Lukasiewicz logic and fuzzy set theory”. **International Journal of Man-Machine Studies**, v.(8): 315. 1976.
- Guo, C.; Lek, S.; Ye, S.; Li, W.; Liu, J.; Li, Z. Uncertainty in ensemble modelling of large-scale species distribution: Effects from species characteristics and model techniques. **Ecological Modelling**, v.(306): 67-75. 2015.
- Haase, P.; Lohse, S.; Pauls, S.U.; Schindehutte, K.; Sundermann, A.; Rolaufts, P.; Hering, D. Assessing streams in Germany with benthic invertebrates: development of a practical standardised protocol for macro invertebrate sampling and sorting. **Limnologia**, v.(34) 349–365. 2004.
- Haase, P.; Murray-Bligh, J.; Lohse, S.; Pauls, S.U.; Sundermann, A.; Gunn, R.; Clarke, R. Assessing the impact of errors in sorting and identifying macroinvertebrate samples **Hydrobiologia**, (566) 505–521. 2006.
- Hastie, T.J. & Tibshirani, R.J. *Generalized Additive Models* (No. 43). CRC Press, Chapman & Hall. 1990.
- Holguin-Gonzalez, J.E. ; Boets, P.; Everaert, G.; Pauwels, I.S.; Lock, K.; Gobeyn, S.; Benedetti, L.; Amerlinck, Y.; Nopens, I.; Goethals, P.L.M. Development and assessment of an integrated ecological modelling framework to assess the effect of investments in wastewater treatment on water quality. **Water Sci. Technol.**, v.(70): 1798–1807. 2014.
- Holzkämper, A.; Kumar, V.; SurrIDGE, B.W.; Paetzold, A.; Lerner, D.N. Bringing diverse knowledge sources together—a meta-model for supporting integrated catchment management. **J. Environ. Manage.**, v.(96): 116–127. 2012.
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. IBGE. Atlas do estado do Maranhão. Rio de Janeiro-RJ: Gráfica do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 104p. 1984.
- Kaufmann, P. R. et al. **Quantifying physical habitat in wadeable streams**. Washington: USEPA, 149 p. 1999.

- Kéry, M. & Royle, A. Applied Hierarchical Modeling in Ecology. Chapter 3 – Linear Models, Generalized Linear Models (GLMs), and Random Effects Models: The Components of Hierarchical Models, v.(1): 79-122. ISBN: 978-0-12-801378-6. 2015.
- Kuemmerlen, M.; Schamlz, B.; Guse, B.; Cai, Q.; Fohrer, N.; Jähnig, S. C. Integrating catchment properties in small scale species distribution models of stream macroinvertebrates. **Ecological Modelling**, v.(277): 77-86. 2014.
- Li, W.; Chen, Q.; Cai, D.; Li, R. Determination of an appropriate ecological hydrograph for a rare fish species using an improved fish habitat suitability model introducing landscape ecology index. **Ecological Modelling**, v.(311): 31-38. 2015.
- Li, Y.; Jiao, Y.; Browder, J. A. Modeling spatially-varying ecological relationships using geographically weighted generalized linear model: A simulation study based on longline seabird bycatch. **Fisheries Research**, v.(181): 14-24. 2016.
- Ligeiro, R.; Hughes, R. M.; Kaufmann, P. R.; Macedo, D. R.; Firmiano, K. R.; Ferreira, W. R.; Oliveira, D.; Melo, A. S.; Callisto, M. Defining quantitative stream disturbance gradients and the additive role of habitat variation to explain macroinvertebrate taxa richness. **Ecological Indicators**, v.25: 45-57. 2013.
- Lobo, J.M.; Jimenez-Valverde, A. Hortal, J. The uncertain nature of absences and their importance in species distribution modelling. **Ecography**, v.(33): 103–114. 2010.
- Lorion, C. M.; Kennedy, B. P.; Braatne, J. H. Altitudinal gradients in stream fish diversity and the prevalence of diadromy in the Sixaola River basin, Costa Rica. **Environ Biol Fish**, v.(91): 487-499. 2011.
- May, R.; Dandy, G.; Maier, H. Review of Input Variable Selection Methods for Artificial Neural Networks. K. Suzuki (Ed.), *Artificial Neural Networks – Methodological Advances and Biomedical Applications*, InTech. p. 362. 2011.
- Marques, R.; Souza, L. C de. Matas ciliares e áreas de recarga hídrica. In: Andreoli, C.V.; Carneiro, C. *Gestão Integrada de Mananciais de Abastecimento Eutrofizados*. Curitiba: **Sanepar**. pp. 161-188. 2005.
- Maunder, M. & Punt, A. Standardizing catch and effort data: a review of recent approaches. **Fish. Res.**, v.(70): 141-159. 2004.
- McCullagh, P & Nelder, J.A. *Generalized Linear Models Monographs on Statistics and Applied Probability*. Chapman Hall, London. v.(37). 1989.
- Missaghi, S. & Hondzo, M. Evaluation and application of a three-dimensional water quality model in a shallow lake with complex morphometry. **Ecological Modelling**, v.(221): 1512-1525. 2010.
- Mugodo, J.; Kennard, M.; Liston, P.; Nichols, S.; Linke, S.; Norris, R.; Lintermans, M. Local stream habitat variables predicted from catchment scale characteristics are useful for predicting fish distribution. **Hydrobiologia**, v.572(1): 59–70. 2006.

- Muñoz-Mas, R.; Fukuda, S.; Vezza, P.; Capel, F. M. Comparing four methods for decision-tree induction: A case study on the invasive Iberian gudgeon (*Gobio lozanoi*; Doadrio and Madeira 2004). **Ecological Informatics**, v. (34): 22-34. 2016.
- Nogueira, V. F. B.; Nogueira, V. S.; Correia, M. F.; Braga, C. C. Variabilidade espaço-temporal da razão de mistura para estações do estado do Maranhão através da análise multivariada. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v.7(5): 978-989. 2014.
- Olsen, A. R.; Peck, D. V. Survey design and extent estimates for the Wadeable Streams Assessment. *Journal of the North American Benthological Society*, Washington, v. 27, n. 4, p. 822-836, Dec. 2008.
- Oosterhout, M. P.; Velde, G. V. D. An advanced index of integrity for use in tropical shallow lowland streams in Costa Rica: Fish assemblages as indicators of stream ecosystem health. **Ecological Indicators**, v.(48): 687-698. 2015.
- Peck, D. V., Herlihy, A. T., Hill, B. H., Hughes, R. M., Kaufmann, P. R., Klemm, D.J., Lazorchak, J. M., McCormick, F. H., Peterson, S. A., Ringold, P. L., Magee, T. & Cappaert, M. R. Environmental Monitoring and Assessment Program – Surface Waters Western Pilot Study: Field Operations Manual for Wadeable Streams. EPA Report EPA 600/R-05/xxx, U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Washington, DC. 2006.
- Poff, N.L. Landscape filters and species traits: towards mechanistic understanding and prediction in stream ecology. **Journal of the North American Benthological Society**, v.(16): 391–409. 1997.
- R Core Team. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria URL <http://www.R-project.org/>. 2016.
- Rangel, T. F. L. V. B.; Diniz-Filho, J. A. F.; Bini, L. M. SAM: a comprehensive application for spatial analysis in macroecology. **Ecography**, v.(33): 46-50. 2010.
- Ripley, B.D. *Pattern Recognition and Neural Networks*, Cambridge: Cambridge University Press, 1996.
- Rose, P. M.; Kennard, M. J.; Moffatt, D. B.; Sheldon, F.; Butler, G. L. Testing three species distribution modelling strategies to define fish assemblage reference conditions for stream bioassessment and related applications. **PlosOne**, v.(11)1: e0146728. Doi: 10.1371/journal.pone.0146728. 2016.
- Santos, L. C. A. & Leal, A. C. Gerenciamento de recursos hídricos no Estado do Maranhão-Brasil. **Observatorium: Revista Eletrônica de Geografia**, v.5(13): 39-65. 2013.
- Stockwell, D.R.B.; Peterson, A.T. Effects of sample size on accuracy of species distribution models. **Ecological Modelling**, v.(148)1: 1–13. 2002.
- Uieda, V. S.; Motta, R. L. Trophic organization and food web structure of southeastern Brazilian streams: a review. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v.(19)1: 15-30, 2007.

Zuur, A. F.; Ieno, E. N.; Elphick, C. S. A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. **Methods Ecol. Evol.**, v(1): 3-14. 2010.

ANEXO

Tabela 7. Lista taxonômica das espécies de peixes coletadas em riachos das bacias do Alpercatas, Itapecuru, Munim e Preguiças, MA, com dados de abundância por local de coleta.

Táxon	Abr	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10	P11	P12	P13	P14	P15	P16	P17	P18	P19	P20	P21
CHARACIFORMES																						
Curimatidae																						
<i>Curimatella cf. dorsalis</i> (Eigenmann & Eigenmann, 1889)	Cudo				2																	
<i>Steindachnerina notonota</i> (Miranda Ribeiro, 1937)	Stno															2	1	92				
Anostomidae																						
<i>Leporinus piau</i> Fowler, 1941	Lepi		2	1	1						1									2		
<i>Schizodon dissimilis</i> (Garman, 1890)	Scdi																			1		
Erythrinidae																						
<i>Hoplerythrinus unitaeniatus</i> (Spix & Agassiz, 1829)	Houn			2		1	1															
<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)	Homa	1	2	2	4	6		2	2	3					2		11	1	1	4	1	
Lebiasinidae																						
<i>Copella arnoldi</i> (Regan, 1912)	Coar															58						
Gasteropelecidae																						
<i>Gasteropelecus sternicla</i> (Linnaeus, 1758)	Gale																106	4				
Ancestrorhynchidae																						
<i>Ancestrorhynchus cf. falcatus</i> (Bloch, 1794)	Anfa														3		5		2			
Serrasalminidae																						
<i>Serrasalmus</i> sp. Valenciennes, 1837	Sema																			2		
<i>Myloplus</i> sp. (Müller & Troschel, 1844)	Myru																				1	
Characidae																						

Táxon	Abr	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10	P11	P12	P13	P14	P15	P16	P17	P18	P19	P20	P21
<i>Astyanax cf. bimaculatus</i> (Linnaeus, 1758)	Asbi		11	33	3										7	1	12	18	2	8	1	287
<i>Aphyocharax</i> sp.	Apsp															95		1		3	10	
<i>Charax</i> sp.	Chle				4													5	5			
<i>Hemigrammus</i> sp.	Heoc																				28	2
<i>Knodus</i> sp.	knsp																11					
<i>Moenkhausia oligolepis</i> (Günther, 1864)	Mool				66				2							2		40	35		17	
<i>Moenkhausia</i> sp.	Mosp															2			14		3	2
<i>Astyanax</i> sp.	Poco				3											1		1				
<i>Hyphessobrycon</i> sp.	Prma													13	59	12	205	64	16	76		
<i>Poptella</i> sp.	Posp																		3	1		
<i>Roeboides</i> sp.	Rosp																1					
<i>Serrapinus</i> sp.	Sepi													79	278			6			4	16
Iguanodectidae																						
<i>Bryconops aff magoi</i> Chernoff & Machado-Alisson, 2005	Brca		14	40		5	49	22		6	24		10	23		3			60	8	80	30
Crenuchidae																						
<i>Characidium fasciatum</i> Reinhardt, 1867	Chfa				22						2											
<i>Characidium</i> sp.	Chsp										3							4	22			
SILURIFORMES																						
Doradidae																						
<i>Platydoras brachylecis</i> (Piorski, Garavello, Arce H. & Sabaj Pérez, 2008)	Plbr				1																	
Auchenipteridae																						
<i>Tatia intermedia</i> (Steindachner, 1877)	Tain			6	1						3											
<i>Trachelyopterus galeatus</i>	Trga	3			3					1								3	1	1	2	

Táxon	Abr	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10	P11	P12	P13	P14	P15	P16	P17	P18	P19	P20	P21
(Linnaeus, 1766)																						
Heptapteridae																						
<i>Pimelodella parnahybae</i> Fowler, 1941	Pipa	14	3	13	11	13	2	1	15	13	1	1		1		3	4	1	1	6	11	
Callichthyidae																						
<i>Corydoras</i> sp.	Cosp	1			34			1	1		1	2					1		1			
<i>Megalechis thorocata</i> (Valenciennes, 1840)	Meth				1											1						
Loricariidae																						
<i>Ancistrus</i> sp.	Ando				5												14					
<i>Hypostomus</i> cf. <i>plecostomus</i> (Linnaeus, 1758)	Hysp																2				2	
<i>Rineloricaria</i> sp.	Lisp				1												2					
<i>Loricaria</i> cf. <i>cataphracta</i> Linnaeus, 1758	Loca																6	1				
Ancistrinae	Anci																					
GYMNOTIFORMES																						
Sternopygidae																						
<i>Eigenmannia</i> cf. <i>virescens</i> (Valenciennes, 1836)	Eivi	2			38	9				1	3	4	4			18	10	24	13	1	32	2
<i>Sternopygus macrurus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	Stma	1	4	9	7		2		1	3	4	4		3		2	9	9	11	5	2	
Apteronotidae																						
<i>Apteronotus albifrons</i> (Linnaeus, 1766)	Apal	2	1							1												
Hypopomidae																						
<i>Brachyhypopomus pinnicaudatus</i> (Hopkins, 1991)	Brsp															58						
Gymnotidae																						
<i>Electrophorus electricus</i>	Elel					1																

Táxon	Abr	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10	P11	P12	P13	P14	P15	P16	P17	P18	P19	P20	P21
(Linnaeus, 1766)																						
<i>Gymnotus carapo</i> Linnaeus, 1758	Gyca		1	2	5	5	1		4							1	1	1				2
CYPRINODONTIFORMES																						
Rivulidae																						
<i>Anablepsoides urophthalmus</i> (Günther, 1866)	Risp														23	9					3	4
Poeciliidae																						
<i>Poecilia sarrafae</i> Bragança & Costa, 2011	Mibr															11	12	3		19	23	19
<i>Poecilia vivipara</i> Bloch & Schneider, 1801	Povi															98	56	5	26	55	60	105
SYNGNATHIFORMES																						
Syngnathidae																						
<i>Pseudophallus brasiliensis</i> (Dawson 1974)	Pssp																12					12
SYNBRANCHIFORMES																						
Synbranchidae																						
<i>Synbranchus marmoratus</i> Bloch, 1795	Syma				1											2						2
PERCIFORMES																						
Cichlidae																						
<i>Cichlasoma zarskei</i> (Heckel, 1840)	Aete			3	5						4	1			3	6	4	6	2	11	16	30
<i>Apistogramma piauienses</i> Kullander, 1980	Appi														14	124	12	27	4	19	68	30
<i>Crenicichla</i> sp.	Crla															40	1					
<i>Crenicichla menezesi</i> Ploeg, 1991	Crme	3	6	12	26	16	4	1	10	3	1	1				3				21	17	24
Eleotridae																						
<i>Eleotris pisonis</i> (Gmelin, 1789)	Elspe																					39
Gobiidae																						

Táxon	Abr	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10	P11	P12	P13	P14	P15	P16	P17	P18	P19	P20	P21	
<i>Awaous tajasica</i> (Lichtenstein, 1822)	Awta																						4