



UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ - UFPA
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS - ICB
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
ECOLOGIA AQUÁTICA E PESCA - PPGEAP

Programa de Pós-Graduação
Ecologia Aquática
e Pesca



NAIARA RAIOL TORRES

**A TRANSFORMAÇÃO DA PAISAGEM E OS EFEITOS SOBRE A
BIODIVERSIDADE DE PEIXES AMAZÔNICOS**

BELÉM

2021

NAIARA RAIOL TORRES

A TRANSFORMAÇÃO DA PAISAGEM E OS EFEITOS SOBRE A BIODIVERSIDADE DE PEIXES AMAZÔNICOS

Tese de doutorado apresentada ao programa de Pós-Graduação em Ecologia Aquática e Pesca da Universidade Federal do Pará – UFPA, como requisito final para obtenção do título de Doutor em Ecologia Aquática e Pesca.

Linha de Pesquisa: Ecologia Aquática da Amazônia.

Área de concentração: Ecologia Aquática e Pesca.

Orientador:

Profº Dr. Luciano Fogaça de Assis Montag
UFPA/Belém

Co-Orientador:

Profº Dr. Thiago Bernardi Vieira
UFPA/Altamira

BELÉM

2021

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP) de acordo com ISBD
Sistema de Bibliotecas da Universidade Federal do Pará
Gerada automaticamente pelo módulo Ficat, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

T693t TORRES, NAIARA RAIOL.
A TRANSFORMAÇÃO DA PAISAGEM E OS EFEITOS
SOBRE A BIODIVERSIDADE DE PEIXES AMAZÔNICOS /
NAIARA RAIOL TORRES. — 2021.
174 f. : il. color.

Orientador(a): Prof. Dr. Luciano Fogaca de Assis Montag
Coorientador(a): Prof. Dr. Thiago Bernardi Vieira
Tese (Doutorado) - Universidade Federal do Pará, , Belém,
2021.

1. BIODIVERSIDADE. 2. RIACHOS. 3. PEIXES DE
RIACHOS. 4. MODELAGEM. 5. ECOLOGIA DE
COMUNIDADES. I. Título.

CDD 574.52409811

NAIARA RAIOL TORRES

A TRANSFORMAÇÃO DA PAISAGEM E OS EFEITOS SOBRE A BIODIVERSIDADE DE PEIXES AMAZÔNICOS

Tese de doutorado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aquática e Pesca, como requisito final para obtenção do título de Doutor em Ecologia Aquática e Pesca pela Comissão Julgadora composta pelos membros:

COMISSÃO JULGADORA

Dr. Luciano Fogaça de Assis Montag
(ICB/UFPA) – **PRESIDENTE/ORIENTADOR**

Dr. André Andrade
(Departamento de Ecologia/UFG) – **MEMBRO TITULAR**

Dr. Leandro Juen
(ICB/UFPA) – **MEMBRO TITULAR**

Dra. Naraiana Loureiro Benone
(UEMG) – **MEMBRO TITULAR**

Dr. Raphael Ligeiro Barroso Santos
(ICB/UFPA) – **MEMBRO TITULAR**

Dr. Bruno da Silveira Prudente
(UFRA) - **1º SUPLENTE**

Dr. Santiago José Elías Velazco
Dr. (IBS) - **2º SUPLENTE**

Dedico este trabalho ao meu filho Cauã, que me acompanhou em todos os momentos tristes e alegres desde então. Eu te amo meu filho!

AGRADECIMENTOS

Durante todos esses anos foram inúmeras as pessoas que me auxiliaram nessa jornada e não poderia deixar de agradecer a cada uma delas pelo carinho, atenção, bebedeiras, conversas sem sentido, puxões de orelha, conselhos, ajudas em estatística e muitas e muitas outras coisas mais.

Primeiro agradeço a Nossa Senhora e o Ser que nos deu vida e todo seu amor. Agradeço as meus Orientadores Dr. Luciano Montag e Dr. Thiago Vieira por cada aprendizado, incentivo, histórias divertidas, viagens que ficaram na memória e toda, eu disse, TODA PACIÊNCIA do mundo durante todos os momentos.

Agradeço a minha família, Manuel, Dorinha, Raoni, Cauã, Josefa e Isadora por todos os dias me fazerem sentir a pessoa mais especial que eles conhecem. Obrigada mesmo por cada segundo que passamos juntos.

Ao grupo Mutualistas, Alana, Erlane, Aninha, Fernando, Shakira e Flávia; vocês são amigos especiais e me fazem rir todos os dias. Fazem-me sentir que mesmo diante das piores coisas da vida nos podemos ser positivos e seguir em frente. São amigos assim que eu sempre quis na vida. Muito obrigada por existirem.

Ao grupo Pombas Lesas, Surama, Francy, Claíde, Victoria, Nilson, Yuri, Nayara e Thaiara; muito obrigada por todas as conversas divertidas e discussões fervorosas. Muito obrigada meus amigos!

Aos amigos do LABECO, Lenize, Ana Paula, Ana Luiza, Caleb, Leandro Brasil, Dani Ribeiro, por todo apoio que foi dedicado a mim durante os anos de permanência neste laboratório. Agradeço por cada momento!

Aos amigos do Bosque Rodrigues Alves, em especial Valéria, Alexandre, Lorena, André e Sarah, o pouco tempo que nos conhecemos me fez admirar cada vez mais a educação e o que ela pode nos proporcionar. Valeu demais!

Ao Presidente Lula e Dilma por ter oportunizado e transformado a vida de milhares de jovens brasileiros, através de toda a infraestrutura das universidades públicas, bolsas de estudo, ciência sem fronteira, e investimento em Graduações e Pós Graduações pelo país. Até hoje minha vida mudou por todas as várias políticas públicas em educação que vocês fizeram pelo Brasil inteiro. Muito obrigada!

Outras inúmeras pessoas participaram dessa jornada e deixo aqui meu imenso agradecimento. Sem todos vocês eu não seria a pessoa que sou hoje, e nem conseguiria escrever este trabalho. Meu mais singelo agradecimento!

"Conhecimento próprio não é garantia de felicidade, mas isso está ao lado da felicidade e pode fornecer a coragem para lutar por ela".

Simone de Beauvoir

A TRANSFORMAÇÃO DA PAISAGEM E OS EFEITOS SOBRE A BIODIVERSIDADE DE PEIXES AMAZÔNICOS

RESUMO

Os riachos são considerados os habitats mais ameaçados do planeta e o avanço dos usos de terra sobre as bacias hidrográficas amazônicas desses ecossistemas hídricos torna ainda maior as ameaças negativas sobre os mesmos. Essas ameaças modificam o habitat e por consequência as características alimentares, reprodutivas, competitivas e predatórias da biodiversidade íctica. A investigação dessas mudanças através da ecologia de comunidade é fundamental para direcionar os esforços de conservação desses ambientes ameaçados, servindo para propor formas de contenção dos avanços dos impactos sobre esses ecossistemas aquáticos. No entanto, esses estudos não tem aliado a avaliação no enfoque da diversidade funcional e na avaliação de perda de funções ecossistêmicas. Nesse sentido esta tese alia simultaneamente a avaliação através da diversidade funcional e avaliação de perdas de funções ecossistêmicas, sendo um dos primeiros na região amazônica. Esta tese teve o objetivo principal de realizar uma avaliação das alterações causadas pelas mudanças da paisagem e climáticas sobre a diversidade de peixes de riacho. A tese foi dividida em três capítulos, no primeiro mostra-se como a Modelagem de Distribuição de Espécies – MDE vem auxiliando na avaliação dos efeitos antrópicos sobre as comunidades; no segundo realizamos a investigação dos efeitos da paisagem das áreas urbanas sobre o habitat de riacho e, por consequência, sobre a diversidade funcional de assembleias de peixes; e no terceiro utilizamos algoritmos de MDE para prever a distribuição futura de grupos funcionais, assim como, realizamos a determinação de áreas prioritárias para a conservação da diversidade de grupos funcionais de peixes de riacho em uma bacia no leste amazônico. O estudo foi desenvolvido nas bacias do Acará – Capim, que possui uma intensa influência antrópica, devido ao desmatamento histórico em larga escala e sua posição geográfica em uma zona de transição ecológica. No capítulo um realizamos uma cienciometria utilizando a base de dados ISI da Web Of Science; no capítulo dois realizamos um estudo ecológico através do protocolo de habitat físico avaliando efeitos sobre a diversidade taxonômica e funcional de peixes de riachos; e no capítulo três utilizamos algoritmos de modelagem para prever perda de funções ecossistêmicas para 2050, além da proposição de áreas prioritárias de conservação da diversidade funcional de peixes de riacho. Observamos com tese que o avanço dos efeitos negativos da mudança da paisagem e climática causam transformações presentes e futuras nos ecossistemas de riachos, sendo necessários mais esforços para estabelecimento de medidas para conter as perdas de funções ecossistêmicas fundamentais para manutenção do habitat de riachos e benéficas para os seres humanos.

Palavras-chaves: Amazônia, Biota Aquática, Ecossistemas de Água doce, Predição, Modelo, Poluição.

THE TRANSFORMATION OF THE LANDSCAPE AND THE EFFECTS ON THE BIODIVERSITY OF AMAZON FISH

ABSTRACT

Streams are considered the most threatened habitats on the planet and the advance of land uses over the Amazonian river basins of these water ecosystems makes the negative threats to them even greater. These threats modify the habitat and consequently the food, reproductive, competitive and predatory characteristics of ictic biodiversity. Research into these changes through community ecology is critical to driving conservation efforts in these threatened environments, to propose ways to contain the advances in impacts on these aquatic ecosystems. However, these studies have not combined the evaluation of the focus on functional diversity and in the evaluation of the loss of ecosystem functions. In this sense, this thesis simultaneously combines the evaluation through functional diversity and evaluation of losses of ecosystem functions, being one of the first in the Amazon region. This thesis had the main objective of carrying out an assessment of changes caused by changes in landscape and climate change on the diversity of stream fish. The thesis was divided into three chapters, in the first shows how species distribution modeling – EAM has been assisting in the evaluation of anthropic effects on communities; in the second we carried out the investigation of the effects of the landscape of urban areas on the stream habitat and, consequently on the functional diversity of fish assemblies; and in the third we used EAM algorithms to predict the future distribution of functional groups, just like, we performed the determination of priority areas for the conservation of the diversity of functional groups of stream fish in a basin in the eastern Amazon. The study was developed in the Acará – Capim basins, which has an intense anthropic influence, due to large-scale historical deforestation and its geographical position in an ecological transition zone. In chapter one we performed scientometrics using the Web Of Science ISI database; in chapter two we carried out an ecological study through the physical habitat protocol evaluating effects on taxonomic and functional diversity of stream fish; and in chapter three we use modeling algorithms to predict loss of ecosystem functions for 2050, in addition to proposing priority areas for the conservation of functional diversity of stream fish. We theoretically observe that the advance of the negative effects of landscape and climate change cause present and future transformations in stream ecosystems, requiring more efforts to establish measures to contain the loss of ecosystem functions fundamental to the maintenance of stream habitat and beneficial to the human beings.

Keywords: Amazon, Aquatic Biota, Freshwater Ecosystems, Prediction, Model, Pollution

LISTA DE FIGURAS

CAPITULO 1

- Figura 1: Tendência temporal do número de artigos ponderados pela quantidade de artigos publicados por ano no ISI, no período de 2008 a 2019 e por área de conhecimento. As cores indicam o número de artigos ponderado pelo total publicado no ISI----- 42
- Figura 2: Plot-webs com as áreas de conhecimento versus ambientes (a), grupos biológicos (b), facetas da diversidade (c), resolução espacial (d) e taxonômica (e) dos artigos científicos analisados neste estudo para o período de 1989 a 2019----- 46
- Figura 3: Quantidade de artigos científicos por grupos biológicos, ressaltando o grupo Plantae em tracejado, para o período de 1989 a 2019----- 48
- Figura 4: Mapa com o quantitativo dos artigos científicos analisados neste estudo no período de 1989 a 2019 por continente no mundo ----- 50
- Figura 5: Mapa com o quantitativo dos artigos científicos analisados neste estudo no período de 1989 a 2019 por ecoregião hidrográfica mundial----- 50

CAPITULO 2

- Figura 1: Localização da área de estudo dos 13 riachos em paisagens urbanas e em fragmentos florestais, amostrados em 2016 e 2018 no leste da Amazônia, Brasil ----- 64
- Figura 2: Diagrama demonstrando os procedimentos uni e multivariados utilizados nesse estudo- 69
- Figura 3: Box-and-whiskers plots das três métricas que foram sensíveis na análise exploratória. A linha mais escura no centro representa a média, os retângulos representam o desvio padrão, as barras representam os valores máximos e mínimos, e os círculos representam os outliers. A legenda Flor representa as áreas de floresta e Urb representa as áreas urbanas ----- 73
- Figura 4– Diferença na Riqueza funcional registrado em riachos floresta e urbanos no leste da Amazônia, Brasil ----- 75

Figura 5 – Análise de Coordenadas Principais (PCoA) mostrando a heterogeneidade entre riachos floresta (verde) e urbanos (vermelho) no leste da Amazônia. Onde A – Taxonomica; B – CWM-- 76

Figura 6: Distribuição de 45 espécies de peixes de riachos floresta e urbano na Amazônia Oriental. Siglas para espécies e variáveis ambientais disponíveis em apêndice 1 e 2 ----- 78

CAPITULO 3

Figura 1: Localização dos pontos de coleta nas Bacias do Acará - Capim, Amazônia Oriental, Brasil ----- 108

Figura 2: Dendograma dos grupos funcionais de 100 espécies de peixes de riachos, formados por 14 características funcionais----- 112

Figura 3: Etapas de pré-modelagem, modelagem e pós-modelagem de distribuição de oito grupos funcionais nas bacias do Acará – Capim, Amazônia Oriental ----- 115

Figura 4: Cenários de desmatamento para 2050 previsto pelo projeto SIM Amazonia em dois diferentes cenários: **A** -“ Governança” e **B** - “Negócios como de costume” ----- 116

Figura 5: Desempenho preditivo de algoritmos de distribuição de espécies com base nas previsões das distribuições atuais e futuras: Área sob a curva – AUC; True Skill Statistic – TSS e Sorensen. Algoritmos: MXD: Maximum Entropy MLK: RDF: Random Forest GLM: Generalized Linear Models; GAU: Bayesian Gaussian Process; e PCA: Análise de Componentes Principais - Consenso. Círculos pretos representam os “outlines” ----- 120

Figura 6: Distribuição dos grupos funcionais “Controle de Invertebrados”, “Redução da Matéria Orgânica”, “Cadeia Trófica - Presas” e Fish community de peixes de riacho nas bacias do Acará – Capim ----- 122

Figura 7: Distribuição dos grupos funcionais “Ciclagem de Nutrientes”, “Redução de Itens em Suspensão”, “Controle da Comunidade de Invertebrados e Peixes”e “Controle da Comunidade de Parasita”de peixes de riacho nas bacias do Acará – Capim, para projeção presente, futuro 2050 RCP 4.5, e futuro 2050 RCP 8.5----- 123

Figura 8: Abrangência de grupos funcionais na área das bacias dos rios Acará e Capim nas projeções presente e futura, apenas presente, apenas projeções futuras (RCP 4.5 e RCP 8.5), e nenhuma das projeções ----- 125

Figura 9: Áreas com Prioridade de Conservação definidos pelo software Zonation para 2050 no cenário climático 4.5, com sobreposição com vegetação nos cenários de “negócios como de costume” e “governança” para 2050 do *SIM Amazônia* ----- 127

Figura 10: Áreas com Prioridade de Conservação definidos pelo software Zonation para 2050 no cenário climático 8.5, com sobreposição da vegetação nos cenários de “negócios como de costume” e “governança” para 2050 do *SIM Amazônia* ----- 128

LISTA DE TABELAS

CAPITULO 1

Tabela 1: Número de artigos excluídos da avaliação de informações de manuscritos sobre MDE's no período de 1989 a 2019 ----- 37

Tabela 2: Número de artigos incluídos na avaliação de informações de MDE's no período de 1989 a 2019 ----- 39

CAPITULO 2

Tabela 1: Siglas das variáveis ambientais, procedimentos de coleta e escores da PCA das variáveis ambientais do habitat físico ----- 71

CAPITULO 3

Tabela 1: Porcentagem da área nas bacias do Acará – Capim com projeções presente e futura, apenas presente, apenas futura ou em nenhuma das projeções presente ou futuras (RCP 4.5 e RCP 8.5) ----- 126

SUMÁRIO

RESUMO -----	IV
ABSTRACT -----	V
LISTA DE FIGURAS -----	VII
LISTA DE TABELAS -----	IX
APRESENTAÇÃO GERAL -----	14
REFERÊNCIAS (INTRODUÇÃO GERAL) -----	20
CAPÍTULO 1: <i>COMO A MODELAGEM PREDITIVA CONTRIBUI PARA AVALIAR OS EFEITOS ANTROPOGÊNICOS NA BIODIVERSIDADE?</i> -----	29
Introdução -----	31
Material e métodos -----	33
Resultados e discussão -----	35
Considerações finais -----	50
Agradecimentos -----	51
Referências -----	51
CAPÍTULO 2: <i>QUAIS SÃO AS RESPOSTAS TAXONÔMICAS E FUNCIONAIS DE PEIXES DE RIACHOS PARA PAISAGENS URBANAS NA AMAZÔNIA ORIENTAL, BRASIL?</i> -----	58
Introdução -----	60
Material e métodos -----	62
<i>Área de estudo</i> -----	62
<i>Desenho amostral</i> -----	64
<i>Variáveis ambientais</i> -----	64
Variáveis ambientais locais-----	64
Distância Fluvial -----	64
<i>Ictiofauna</i> -----	65
Amostragem da ictiofauna-----	65
Características funcionais -----	65
Análise de dados -----	66
<i>Matrizes de características bióticas</i> -----	66
<i>Matrizes de características abióticas</i> -----	67
<i>Efeitos da urbanização na estrutura do habitat e assembleias de peixes de riachos amazônicos</i> -----	67

Resultados	69
<i>Seleção de variáveis ambientais dos riachos e estrutura espacial</i>	69
<i>Composição da ictiofauna</i>	74
<i>Efeitos da urbanização sobre o habitat físico de riachos</i>	74
<i>Relações da assembleia de peixes com as mudanças ambientais em áreas urbanas</i>	77
Discussão	79
Agradecimentos	84
Referências	84
Apêndices	94
CAPÍTULO 3: PREVISÃO DOS IMPACTOS DAS MUDANÇAS CLIMÁTICAS E USO DA TERRA NA DIVERSIDADE FUNCIONAL DE PEIXES DE RIACHOS NA AMAZÔNIA ORIENTAL	101
Introdução	103
Métodos	107
<i>Área de estudo</i>	107
<i>Delineamento experimental</i>	108
<i>Amostragem da assembleia de peixes</i>	109
<i>Traits funcionais e determinação de oito grupos funcionais</i>	109
<i>Determinação de grupos funcionais</i>	111
<i>Pré-modelagem</i>	113
Dados ambientais atuais e futuros	113
Registro de espécies e limpeza de dados	113
<i>Modelagem</i>	114
<i>Pós-modelagem</i>	114
<i>Cenários de desflorestamento futuro</i>	115
<i>Perda de Grupos Funcionais (LFG)</i>	117
<i>Proposição de áreas prioritárias de conservação</i>	117
Resultados	117
<i>Avaliação dos modelos</i>	117
<i>Respostas dos grupos funcionais e adequabilidade do habitat conforme condições climáticas presente e futuras</i>	121

<i>Abrangência dos grupos funcionais na área das bacias do rio capim em diferentes cenários</i> -----	124
<i>Proposição de áreas prioritárias de conservação para as bacias do Acará-Capim</i> -----	127
Discussão -----	128
<i>Avaliação da perda de grupos funcionais e implicações para a conservação da diversidade funcional de peixes de riachos</i> -----	131
<i>Como implementar áreas de priorização da diversidade funcional nas bacias do rio Acará – Capim com o retrocesso em curso da política ambiental brasileira?</i> -----	132
Considerações finais -----	135
Agradecimentos -----	135
Referências bibliográficas -----	136
Cronograma _____	146
Conclusão Geral _____	148
Apêndice -----	151

1 APRESENTAÇÃO GERAL

2 A modificação da paisagem natural envolve diferentes fatores, que vão desde
3 modificações naturais, tais como processos erosivos, terremotos, erupções vulcânicas,
4 longas estiagens e enchentes (Mattedi & Butzke, 2001; Assad, 2011); até distúrbios
5 antrópicos, como, liberação de gases do efeito estufa (Fearnside, 2006), indução de
6 queimadas, construção de estrada (Leal *et al.*, 2016; Nóbrega, 2016) e uso de pesticidas
7 (Abreu & Cunha, 2015). Dentre as ações antrópicas mais visíveis observamos o
8 desmatamento (Fearnside, 2006) e os usos de terra (Dahm *et al.*, 2013) que, além de
9 alterar a paisagem devido à fragmentação e a perda de conectividade estrutural e
10 funcional, altera também o microclima e a biodiversidade local (Kuemmerlen *et al.*,
11 2015).

12 O efeito da alteração da paisagem sobre a biodiversidade é observado em
13 diferentes grupos taxonômicos, como fungos (Melloni *et al.*, 2003), macroinvertebrados
14 (Cunha *et al.*, 2017), peixes (Clapcott *et al.*, 2012), mamíferos (Prado *et al.*, 2007) e
15 aves (Gagné & Fahrig, 2011). As alterações observadas sobre a biodiversidade são
16 resultados da modificação do habitat (Allan, 2004; Teresa & Casatti, 2017), que vai
17 desde alterações pontuais como a redução da umidade do solo (Correia, 2005) e o
18 aumento da incidência de incêndios florestais (Zhang *et al.*, 2015), até modificação em
19 escalas regionais como a divergência atmosférica e alteração no balanço hídrico (Coe *et*
20 *al.*, 2013). A intensidade desses efeitos pode influenciar inclusive ecossistemas de água
21 doce (Vannote *et al.*, 1980; Camon & Gutierrez, 1983; Frissell *et al.*, 1986; Ward, 1989;
22 Callisto *et al.*, 2001), provocando mudanças no habitat e nas propriedades físico-
23 químicas da água de sistemas fluviais, os quais podem originar efeitos diretos e
24 indiretos em assembleias aquáticas, como intensificação da predação, redução da
25 distribuição geográfica, aumento da competição, interrupções na reprodução e no
26 crescimento de espécies de peixes e macroinvertebrados (Teoria “Habitat Template” -
27 Southwood, 1977).

28 Diante dos diferentes usos de terra já estabelecidos na região amazônica, com
29 agricultura, pastagem, mineração e silvicultura, as áreas urbanas representam uma maior
30 pressão sobre os ecossistemas aquáticos (Siziba, 2017), sobretudo na região Amazônica
31 com seu ineficiente sistema de esgotamento sanitário, coleta e destinação final de
32 resíduos sólidos (Ribeiro, Amaral, Monteiro, & Dal’Asta, 2019). Os efeitos negativos
33 causam prejuízos sobre o habitat e a distribuição geográfica das espécies, causando o

1 declínio e até extinção de espécies que são chave na execução de funções ecológicas
2 (Gomes-gonçalves, Aguiar, Cristina, Azevedo, & Araújo, 2020).

3 O estudo sobre a interação existente entre o habitat e a distribuição das espécies
4 foi descrita inicialmente em 1917, e este conceito é chamado de nicho Grinelliano
5 (Grinnell, 1904, 1917, 1924). As descrições de Grinnell atribuíam que o nicho consiste
6 não apenas em um atributo da espécie, mas sim do espaço, e este definiria as condições
7 ambientais nas quais as espécies seriam capazes de sobreviver e se estabelecer
8 (Vandermeer, 1972), enfatizando as condições abióticas em larga escala (Giannini *et al.*,
9 2012). Posteriormente, apresentou-se o conceito de nicho de uma espécie como sendo o
10 papel que a mesma exerce dentro da cadeia alimentar, dando ênfase a fatores bióticos
11 em escala local, esse conceito é chamado de nicho Eltoniano. Esses dois conceitos
12 equivalem à noção moderna de nicho fundamental e nicho realizado, respectivamente
13 (Vandermeer, 1972). Na década de 1950 houve a formalização do conceito de nicho por
14 G. E. Hutchinson, que desenvolveu um conceito mais difundido e aceito em estudos
15 sobre biodiversidade. Na visão clássica Hutchisoniana o nicho ecológico é um
16 hipervolume de n – dimensões no qual cada ponto corresponde a uma condição do
17 ambiente que permite que a espécie exista indefinidamente (Hutchinson, 1957).

18 Apesar dos esforços para conceituar e descrever o termo nicho a descrição das
19 características de nichos das espécies é um dos principais problemas nos estudos da
20 biodiversidade (Kearney, 2006; Soberón, 2007; Begon *et al.*, 2009), uma vez que a
21 modificação da paisagem, seja ela antrópica ou natural, ocorre de forma mais acelerada
22 que o acesso dos pesquisadores à essa informação (Whittaker *et al.*, 2005; Cardoso *et*
23 *al.*, 2011). Essa lacuna, conhecida como Déficit Hutchisoniano, vem acompanhada por
24 outros dois déficits, chamados de Linneano e Wallaceano (Brown & Lomolino, 1998;
25 Whittaker *et al.*, 2005; Cardoso *et al.*, 2011). O Déficit Linneano diz respeito ao
26 quantitativo de espécies que ainda não foram descritas para o conhecimento do número
27 real de espécies existente, já o Déficit Wallaceano refere-se à escassez de conhecimento
28 sobre a distribuição de diversas espécies, sendo um gargalo no planejamento para a
29 conservação da biodiversidade (Löwenberg Neto & Loyola, 2015). A solução dos
30 déficits Linneanos e Hutchisoniano se dá apenas com a coleta de material biológico *in*
31 *situ*, no entanto, a diminuição do Déficit Wallaceano pode se dar através da modelagem
32 de distribuição potencial das espécies – MDE's (Bini *et al.*, 2006; Hidasi-Neto *et al.*,
33 2014).

1 Os estudos da distribuição da biodiversidade, tais como a avaliação da
2 distribuição da ictiofauna em diferentes altitudes (Costa *et al.*, 2017), influência da
3 paisagem sobre a estrutura funcional de aves (Almeida *et al.*, 2017); e sobre as funções
4 ecossistêmicas, como a polinização (Kiill & Ranga, 2003), dispersão de semente (Leal,
5 2007), ciclagem de nutrientes (Vital *et al.*, 2004) e contenção do assoreamento pela
6 vegetação ripária (Teresa & Casatti, 2011), tem sido um dos principais objetivos da
7 ecologia, ainda mais com a intensa modificação antrópica da paisagem (Uhl *et al.*, 1997;
8 Bastos-Pereira, 2015; Cernansky, 2017). Os estudos dos padrões de distribuição
9 geralmente baseiam-se em MDE's utilizando a perspectiva de nicho físico ou climático.
10 Pulliam (2000) desenvolveu uma simulação para elucidar sobre a distribuição das
11 espécies no espaço geográfico, baseando-se em características abióticas, bióticas e de
12 dispersão. Nesse estudo mostra-se através de um diagrama de *Venn* relações entre
13 conceitos de nicho e distribuição de espécies, conceituando nicho fundamental, como o
14 conjunto de fatores apropriados de condições abióticas para a espécie, e nicho realizado,
15 como a área com condições favoráveis, mas com fatores limitantes para o crescimento
16 da população de natureza biótica (Pulliam, 2000; Soberón & Peterson, 2005). Como os
17 fatores bióticos não são facilmente encontrados e são complexos para a interpretação, os
18 algoritmos de extrapolação geralmente não utilizam informações de variáveis bióticas,
19 realizando estimativas da distribuição de espécies a partir do nicho fundamental
20 (Soberón & Peterson, 2005).

21 Apesar da maioria dos trabalhos, que envolvem MDE's, serem focados no
22 acesso da distribuição das espécies (Elith & Leathwick, 2009; Domisch *et al.*, 2013) ou
23 em discussões teóricas sobre modelos (Marco-Júnior & Siqueira, 2009; Giannini *et al.*,
24 2012), os estudos envolvendo ecologia de comunidades podem e devem ser realizados
25 sob quatro diferentes aspectos (Cianciaruso *et al.*, 2009; Manna *et al.*, 2013): (1)
26 Características funcionais (ex. caracteres morfológicos, história de vida, estratégias de
27 defesa ou fisiológicos) que influenciam o *fitness* dos indivíduos; (2) gradientes
28 ambientais (ex. diferentes graus de distúrbios ambiental); (3) interações bióticas (ex.
29 competição, predação, simbiose) e (4) medidas de desempenho (ex. capacidade do
30 indivíduos de sobreviver ou capacidade de crescimento corpóreo sob diferentes
31 condições ambientais). Recentemente a abordagem de ecologia funcional tem ganhado
32 espaço entre os estudos de comunidades. Esse espaço tem sido conquistado em virtude
33 da diversidade funcional (DF) possuir melhor poder de explicação para o

1 funcionamento dos ecossistemas (Petchey & Gaston, 2006; Dimitroglou *et al.*, 2009;
2 Winemiller *et al.*, 2015), sendo assim uma alternativa ao uso das medidas taxonômicas
3 (Mouchet *et al.*, 2010; Villéger *et al.*, 2010; Manna *et al.*, 2013).

4 Os estudos com DF têm abordado os seguintes aspectos e resultados:
5 dissimilaridades na composição de espécies entre locais com diferentes regimes
6 hidrológicos, sendo que encontraram que dissimilaridade ambiental, a distância espacial
7 ou o tempo não explicaram significativamente as espécies (Dunck *et al.*, 2016); padrões
8 de diversidade funcional de vertebrados em gradientes latitudinais, e o principal achado
9 neste estudo foi que o gradiente latitudinal na riqueza de espécies não causa o gradiente
10 latitudinal na diversidade funcional (Stevens *et al.*, 2003); determinação de
11 características funcionais em condições climáticas futuras, preveram que os
12 decompositores, reguladores da comunidade de artrópodes e dispersores de sementes
13 são os grupos funcionais de formigas mais ameaçados no futuro (Del Toro *et al.*, 2015)
14 e determinação de relações de índices de diversidade funcional em distintos usos de
15 terra, onde observou-se que variáveis ambientais da vegetação ripária e da bacia
16 hidrográfica respondiam muito pouco a diversidade funcional de peixes de riacho (Leal
17 *et al.*, 2017).

18 A relevância desses estudos deve-se pela consideração de importantes
19 informações, como a capacidade das espécies manterem-se em determinadas áreas,
20 demonstração das formas de exploração de recursos, capacidade de dispersão e
21 colonização, além da quantidade de recursos que as espécies podem adquirir (Sobral &
22 Cianciaruso, 2012). Assim, o uso da DF pode elucidar os processos envolvidos nos
23 padrões de coexistência de espécies e nas regras de montagem das comunidades
24 (Mouchet *et al.*, 2010; Mason *et al.*, 2013), e sobretudo, prever os efeitos de diferentes
25 tipos e intensidades de impactos ambientais nas comunidades, uma vez que essa agrupa
26 as espécies por funções ecossistêmicas (Cianciaruso *et al.*, 2009; Cadotte, 2017; Luiza-
27 Andrade *et al.*, 2017).

28 Uma outra ferramenta importante para determinação das mudanças na paisagem é
29 o Sistema de Informação Geográfica – SIG que representa uma alternativa ao acesso das
30 informações para estudos sobre DF e MDE. Dentre os usos de SIG, aliado à
31 biodiversidade, observamos a quantificação da conectividade em sistemas fluviais
32 (Leitão *et al.*, 2017), determinação da biomassa da vegetação (Cerqueira & Franca-
33 Rocha, 2007), quantificação de usos de terra (Clapcott *et al.*, 2012; C G Leal *et al.*,

1 2016) e avaliação temporal da paisagem (Menke, Arnaldo, Gomes, & Oliveira, 2009). A
2 aplicação dessa ferramenta na avaliação da dinâmica de ocupação e de uso da terra são
3 relevantes no monitoramento de mudanças ambientais (Soares - Filho, 1999), pois
4 fornece um meio rápido e de baixo custo para capturar as mudanças ambientais e
5 temporais na paisagem (Gomes, Bolfe, Spinelli-Araujo, Victoria, & Garrastazu, 2015).
6 Os avanços tecnológicos na geográfica física e no SIG fornecem atualmente novos
7 dados, informações, procedimentos e maior acurácia aos estudos que avaliam a
8 paisagem (Almeida et al., 2016; Elith & Leathwick, 2009; Florenzano, 2011; Soares -
9 Filho, 1999). Essa ferramenta avalia amplas escalas com imagens de fotografia aérea,
10 radar, satélites e drones, além de diferentes etapas para o processamento digital, entre
11 elas auditoria e validação de dados, o que garante uma maior precisão das informações
12 para estudos sobre biodiversidade (Almeida et al., 2010).

13 Assim, observamos que o uso dos MDE's, SIG e da DF são meios eficazes para
14 o avanço do conhecimento sobre o efeito de mudanças no clima e na paisagem sobre as
15 assembleias bióticas, com atuação ampla em estudos ecológicos dos mais diversos
16 grupos biológicos (Domisch *et al.*, 2013; Kuemmerlen *et al.*, 2015; Reis *et al.*, 2015),
17 sendo que em diferentes regiões do mundo já houve a ligação dessas dois meios para
18 previsão de efeitos de mudanças ambientais com alguns grupos biológicos, tais como
19 aves (Peterson, 2001) e macroinvertebrados (Kuemmerlen *et al.*, 2015). Nesse contexto,
20 esta tese buscou estudar os efeitos das mudanças da paisagem e mudanças climáticas
21 sobre as assembleias de peixes de riachos da Amazônia Oriental, com três abordagens:
22 no primeiro buscamos mostrar como o MDE vem auxiliando na avaliação dos efeitos
23 antrópicos sobre as comunidades; no segundo realizamos a investigação dos efeitos da
24 paisagem das áreas urbanas sobre o habitat de riachos e, por consequência, sobre a
25 diversidade funcional de assembleias de peixes; e por fim utilizamos algoritmos de
26 MDE para prever a distribuição futura de grupos funcionais, assim como, realizamos a
27 determinação de áreas prioritárias para a conservação da diversidade de grupos
28 funcionais de peixes de riacho em uma bacia do leste amazônico. Para a melhor
29 organização desta tese nós estruturamos em três capítulos, descritos logo abaixo.

30 No capítulo um, com o título **“Como a modelagem preditiva contribui para**
31 **avaliar os efeitos antropogênicos na biodiversidade?”** De forma específica, nossos
32 objetivos neste primeiro capítulo foram identificar: i) a tendência temporal do uso do
33 MDE dentro das áreas de conhecimento estudadas no período de 1989 à 2019? ii) quais

1 os ambientes (terrestre e aquático), grupos taxonômicos e facetas da diversidade
2 (taxonômico, funcional e filogenético) são selecionados nos estudos na área de
3 conhecimento “modelagem da distribuição de espécies com uso do Sensoriamento
4 Remoto e GIS”? iii) quais são as resoluções taxonômica e espaciais utilizadas nos
5 estudos de “modelagem de distribuição de espécies com uso do SR e SIG” para
6 ambientes aquáticos? iv) qual o padrão espacial de estudos com MDE por país e por
7 ecoregiões hidrográficas que avaliam os efeitos antrópicos sobre a biodiversidade no
8 mundo?

9 No segundo capítulo, intitulado **“Quais são as respostas taxonômicas e**
10 **funcionais de peixes de riachos para paisagens urbanas na Amazônia Oriental,**
11 **Brasil?”** investigamos a estrutura taxonômica e funcional das assembleias de peixes de
12 riachos que drenam áreas de floresta e áreas urbanas na Amazônia Oriental, para
13 responder duas perguntas: a) Quais as relações da diversidade taxonômica e funcional
14 com as mudanças ambientais *in-stream* em riachos de sistemas urbanos amazônicos? b)
15 Quais os efeitos da urbanização sobre a diversidade taxonômica (riqueza, abundância,
16 composição de espécies) e funcional (riqueza funcional, entropia quadrática de Rao e
17 composição funcional) de peixes de riachos amazônicos?

18 Por fim, no terceiro capítulo, intitulado **“Previsão dos impactos das mudanças**
19 **climáticas e uso da terra na diversidade funcional de peixes de riachos na**
20 **Amazônia Oriental”** avaliamos a distribuição de grupos funcionais de peixes de
21 riachos na bacia do Acará - Capim, Amazônia Oriental”. Nosso objetivo foi avaliar a
22 distribuição de grupos funcionais de peixes de riachos nas bacias do Acará e do Capim,
23 no leste amazônico. Nossas perguntas foram: (a) Qual o efeito dos cenários que
24 preveem mudanças climáticas na distribuição da diversidade funcional de grupos
25 funcionais de peixes em uma bacia do leste da região amazônica? (b) Qual é a
26 estimativa da perda de grupos funcionais da assembleia, considerando a distribuição
27 atual e as previsões futuras? (c) Quais são as áreas prioritárias de conservação dos
28 grupos funcionais de peixes de riachos em dois cenários “pessimista” e “otimista” de
29 desflorestamento para o período de 2050?

1 REFERÊNCIAS (INTRODUÇÃO GERAL)

- 2 Abreu, C. H. M., & Cunha, A. C. (2015). Qualidade da Água em Ecossistemas
3 Aquáticos Tropicais Sob Impactos Ambientais no Baixo Rio Jari-AP: Revisão
4 Descritiva. *Biota Amazônia*, 5(2), 119–131. <https://doi.org/10.18561/2179-5746/biotaamazonia.v5n2p119-131>.
- 6 Allan, J. D. (2004). Influence of land use and landscape setting on the ecological status
7 of rivers. *Limnetica*, 23(3–4), 187–198.
8 <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.35.120202.110122>.
- 9 Almeida, C., Silva, M., Lobo, F. D. L., Pinheiro, T., Gomes, A., Costa, L. C., ...
10 Escada, S. (2010). TerraClass: classificação dos padrões de uso e cobertura da terra
11 da Amazônia Legal. 137–147.
- 12 Almeida, C. A. de, Coutinho, A. C., Esquerdo, J. C. D. M., Adami, M., Venturieri, A.,
13 Diniz, C. G., ... Gomes, A. R. (2016). High spatial resolution land use and land
14 cover mapping of the Brazilian Legal Amazon in 2008 using Landsat-5/TM and
15 MODIS data. *Acta Amazonica*, 46(3), 291–302. <https://doi.org/10.1590/1809-4392201505504>.
- 17 Assad, L. (2011). Um planeta que parece cada vez mais inquieto. *Ciência e Cultura*, 63
18 (1), 9–11. Recuperado de
19 http://cienciaecultura.bvs.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0009-67252011000100004&lng=en&tlng=en.
- 21 Bastos-pereira, R. (2015). Habitat structure determining the spatial distribution of
22 ichthyofauna in a Brazilian stream. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*,
23 37(March 2016), 439. <https://doi.org/10.4025/actascibiolsci.v37i4.28063>.
- 24 Begon, M., Townsend, C. R., & Harper, J. L. (2009). *Ecologia: de indivíduos a*
25 *ecossistemas*. In Artmed Editora.
- 26 Bini, L. M., Diniz-Filho, J. A. F., Rangel, T. F. L. V. B., Bastos, R. P., & Pinto, M. P.
27 (2006). Challenging Wallacean and Linnean shortfalls: Knowledge gradients and
28 conservation planning in a biodiversity hotspot. *Diversity and Distributions*, 12(5),
29 475–482. <https://doi.org/10.1111/j.1366-9516.2006.00286.x>.
- 30 Brown, J. H., & Lomolino, M. V. (1998). *Biogeography*, (2o ed). Massachusetts:
31 Sinauer Press.
- 32 Cadotte, M. W. (2017). Functional traits explain ecosystem function through opposing
33 mechanisms. *Ecology Letters*, 20(8), 989–996. <https://doi.org/10.1111/ele.12796>

- 1 Callisto, M., Goulart, M., & Moretti, M. (2001). Macroinvertebrados Bentônicos Como
2 Ferramenta Para Avaliar a Saúde de Riachos. *Revista Brasileira de Recursos*
3 *Hídricos*, 6(1), 71–82. <https://doi.org/10.21168/rbrh.v6n1.p71-82>.
- 4 Camon, & Gutierrez, E. (1983). How to Introduce Connectance in the Frame of an
5 Expression for Diversity. *The American Naturalist*, 121(5), 601.
6 <https://doi.org/10.1086/284089>.
- 7 Cardoso, P., Erwin, T. L., Borges, P. A. V., & New, T. R. (2011). The seven
8 impediments in invertebrate conservation and how to overcome them. *Biological*
9 *Conservation*, 144(11), 2647–2655. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.07.024>
- 10 Cernansky, R. (2017). Biodiversity moves beyond counting species. *Nature*, 546(7656),
11 22–24. <https://doi.org/10.1038/546022a>.
- 12 Cerqueira, D. B. De, & Franca-Rocha, W. (2007). Relação entre tipos de vegetação e
13 fluxo de CO2 no Bioma Caatinga: Estudo de caso em Rio de Contas - Ba. *Anais*
14 *XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*, (January 2007), 2413–2419.
15 <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>.
- 16 Cianciaruso, M. V., Silva, I. A., & Batalha, M. A. (2009). Diversidades filogenética e
17 funcional : novas abordagens para a Ecologia de comunidades Introdução Medidas
18 Tradicionais de Diversidade. *Biota Neotropica*, 9(3).
- 19 Clapcott, J. E., Collier, K. J., Death, R. G., Goodwin, E. O., Harding, J. S., Kelly, D., ...
20 Young, R. G. (2012). Quantifying relationships between land-use gradients and
21 structural and functional indicators of stream ecological integrity. *Freshwater*
22 *Biology*, 57(1), 74–90. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2011.02696.x>.
- 23 Coe, M. T., Marthews, T. R., Costa, M. H., Galbraith, D. R., Greenglass, N. L.,
24 Imbuzeiro, H. M. a, ... Wang, J. (2013). Deforestation and climate feedbacks
25 threaten the ecological integrity of south-southeastern Amazonia. *Philosophical*
26 *transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences*,
27 368(1619), 20120155. <https://doi.org/10.1098/rstb.2012.0155>.
- 28 Correia, F. W. S. (2005). Modelagem do impacto de modificações da cobertura vegetal
29 Amazônica no clima regional e global. *Doutorado em Meteorologia INPE*, 358p.
- 30 Costa, I. D., Petry, A. C., & Mazzoni, R. (2017). Responses of fish assemblages to
31 subtle elevations in headwater streams in southwestern Amazonia. *Hydrobiologia*,
32 1–10. <https://doi.org/10.1007/s10750-017-3463-1>.
- 33 Cunha, E. J., & Juen, L. (2017). Impacts of oil palm plantations on changes in

- 1 environmental heterogeneity and Heteroptera (Gerromorpha and Nepomorpha)
2 diversity. *Journal of Insect Conservation*, 21(1), 111–119.
3 <https://doi.org/10.1007/s10841-017-9959-1>.
- 4 Dahm, V., Hering, D., Nemitz, D., Graf, W., Schmidt-Kloiber, A., Leitner, P., ... Feld,
5 C. K. (2013). Effects of physico-chemistry, land use and hydromorphology on
6 three riverine organism groups: A comparative analysis with monitoring data from
7 Germany and Austria. *Hydrobiologia*, 704(1), 389–415.
8 <https://doi.org/10.1007/s10750-012-1431-3>.
- 9 Almeida, B., Gimenes, M. R., & dos Anjos, L. (2017). Wading bird functional diversity
10 in a floodplain: Influence of habitat type and hydrological cycle. *Austral Ecology*,
11 42(1), 84–93. <https://doi.org/10.1111/aec.12403>.
- 12 Del Toro, I., Silva, R. R., & Ellison, A. M. (2015). Predicted impacts of climatic change
13 on ant functional diversity and distributions in eastern North American forests.
14 *Diversity and Distributions*, 21(7), 781–791. <https://doi.org/10.1111/ddi.12331>.
- 15 Dimitroglou, A., Merrifield, D. L., Moate, R., Davies, S. J., Spring, P., Sweetman, J., &
16 Bradley, G. (2009). Dietary mannan oligosaccharide supplementation modulates
17 intestinal microbial ecology and improves gut morphology of rainbow trout,
18 *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum). *Journal of Animal Science*, 87(10), 3226–3234.
19 <https://doi.org/10.2527/jas.2008-1428>.
- 20 Domisch, S., Araújo, M. B., Bonada, N., Pauls, S. U., Jähnig, S. C., & Haase, P. (2013).
21 Modelling distribution in European stream macroinvertebrates under future
22 climates. *Global Change Biology*, 19(3), 752–762.
23 <https://doi.org/10.1111/gcb.12107>.
- 24 Domisch, S., Kuemmerlen, M., Jähnig, S. C., & Haase, P. (2013). Choice of study area
25 and predictors affect habitat suitability projections, but not the performance of
26 species distribution models of stream biota. *Ecological Modelling*, 257, 1–10.
27 <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2013.02.019>.
- 28 Dunck, B., Schneck, F., & Rodrigues, L. (2016). Patterns in species and functional
29 dissimilarity: insights from periphytic algae in subtropical floodplain lakes.
30 *Hydrobiologia*, 763(1), 237–247. <https://doi.org/10.1007/s10750-015-2379-x>.
- 31 Elith, J., & Leathwick, J. R. (2009). Species Distribution Models: Ecological
32 Explanation and Prediction Across Space and Time. *Annual Review of Ecology*,
33 *Evolution, and Systematics*, 40(1), 677–697.

- 1 <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.110308.120159>.
- 2 Fearnside, P. M. (2006). Desmatamento na Amazônia: dinâmica, impactos e controle.
3 *Acta Amazonica*, 36(3), 395–400.
- 4 Florenzano, T. G. (2011). Iniciação em sensoriamento remoto. (3o). São Paulo: Global
5 Biogeochemical Cycles.
- 6 Frissell, C. A., Liss, W. J., Warren, C. E., & Hurley, M. D. (1986). A hierarchical
7 framework for stream habitat classification: viewing streams in a watershed
8 context. *Environmental Management*, Vol. 10(No. 2), 199–214.
- 9 Gagné, S. A., & Fahrig, L. (2011). Do birds and beetles show similar responses to
10 urbanization? *Ecological Applications*, 21(6), 2297–2312.
11 <https://doi.org/10.1890/09-1905.1>.
- 12 Giannini, T. C., Siqueira, M. F., Acosta, A. L., Barreto, F. C. C., Saraiva, A. M., &
13 Alves-dos-santos, I. (2012). Artigo de Revisão / Review Paper Desafios atuais da
14 modelagem preditiva de distribuição de espécies Current challenges of species
15 distribution predictive modelling Resumo A modelagem preditiva tem sido
16 aplicada para analisar a distribuição geográfica de e. Rodriguésia, 63(3), 733–749.
17 <https://doi.org/10.1590/S2175-78602012000300017>.
- 18 Gomes-gonçalves, Rafaela De Sousa et al. 2020. “Functional stability despite
19 anthropogenic influences on the ichthyofauna of a tropical bay”. *Marine*
20 *Environmental Research* 159 (May): 105016.
21 <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2020.105016>.
- 22 Gomes, P. B., Bolfe, É. L., Spinelli-Araujo, L., Victoria, D. D. C., & Garrastazu, M. C.
23 (2015). Classificação de florestas naturais e plantadas no bioma Pampa com
24 imagens de satélite multi-sensor e análise orientada a objeto. *Anais XVII Simpósio*
25 *Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR*, (1), 1478–1485.
26 <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>.
- 27 Grinnell, J. (1904). The Origin and Distribution of the Chest-Nut-Backed Chickadee.
28 *American Ornithologists ’ Union Stable Union Stable*, 21(3), 364–382.
- 29 Grinnell, J. (1917). The niche-relationships of the California Thrasher. *American*
30 *Ornithologists’ Union*, 34(4), 427–433.
- 31 Grinnell, J. (1924). *Geography and Evolution*. *Ecological Society of America*, 5(3),
32 225–229. Recuperado de <http://www.jstor.org/stable/1929447> .
- 33 Hidasi-Neto, J., Pinto, N. S., & Vergara, L. da C. (2014). Discussões sobre a escala em

1 ecologia de comunidades. *Revista de Biologia Neotropical*, 11(1), 22–27.

2 Hutchinson, G. E. (1957). Concluding Remarks. *Cold Spring Harbor Symposia on*
3 *Quantitative Biology*, 22(0), 415–427.
4 <https://doi.org/10.1101/SQB.1957.022.01.039>

5 Kearney, M. (2006). Habitat, environment and niche: What are we modelling? *Oikos*,
6 115(1), 186–191. <https://doi.org/10.1111/j.2006.0030-1299.14908.x>

7 Kiill, L. H. P., & Ranga, N. T. (2003). *Ecologia da polinização de ipomoea asarifolia*
8 *(ders.) roem. & schult. (Convolvulaceae) na região semi-árida de pernambuco.*
9 *Review Literature And Arts Of The Americas*, 17(3), 355–362.

10 Kuemmerlen, M., Schmalz, B., Cai, Q., Haase, P., Fohrer, N., & Jähnig, S. C. (2015).
11 An attack on two fronts: Predicting how changes in land use and climate affect the
12 distribution of stream macroinvertebrates. *Freshwater Biology*, 60(7), 1443–1458.
13 <https://doi.org/10.1111/fwb.12580>

14 Leal, I. R. (2007). Dispersão de sementes por formigas na caatinga. *Ecologia e*
15 *Conservação da Caatinga*, (October 2002), 593–624.

16 Leal, C G, Pompeu, P. S., Gardner, T. A., Leitão, R. P., Hughes, R. M., Kaufmann, P.
17 R., ... Barlow, J. (2016). Multi-scale assessment of human-induced changes to
18 Amazonian instream habitats. *Landscape Ecology*, p. 1–21.
19 <https://doi.org/10.1007/s10980-016-0358-x>

20 Leal, Cecília G., Barlow, J., Gardner, T., Hughes, R. M., Leitão, R. P., Nally, R. Mac,
21 ... Pompeu, P. S. (2017). Is environmental legislation conserving tropical stream
22 faunas? A large-scale assessment of local, riparian and catchment-scale influences
23 on Amazonian stream fish. *Journal of Applied Ecology*, p. 3218–3221.
24 <https://doi.org/10.1111/ijlh.12426>

25 Leitão, R. P., Zuanon, J., Mouillot, D., Leal, C. G., Hughes, R. M., Kaufmann, P. R., ...
26 Gardner, T. A. (2017). Disentangling the pathways of land use impacts on the
27 functional structure of fish assemblages in Amazon streams. *Ecography*, 41(1),
28 219-232. <https://doi.org/10.1111/ecog.02845>.

29 Löwenberg Neto, P., & Loyola, R. D. (2015). *Biogeografia da Conservação*. Páginas 1–
30 2 in.

31 Manna, L. R., Rezende, C. F., & Mazzoni, R. (2013). Diversidade funcional de peixes
32 de riacho: Como as assembleias podem estar organizadas? *Oecologia Australis*,
33 17(3), 402–410. <https://doi.org/10.4257/oeco.2013.1703.08>.

- 1 Marco-Júnior, P., & Siqueira, M. F. (2009). Como determinar a distribuição potencial
2 de espécies sob uma abordagem conservacionista? *Megadiversidade*, 5(1–2), 65–
3 76. Recuperado de
4 [http://www.conservation.org.br/publicacoes/files_mega5/Como_determinar_a_dist](http://www.conservation.org.br/publicacoes/files_mega5/Como_determinar_a_distribuicao.pdf)
5 [ribuicao.pdf](http://www.conservation.org.br/publicacoes/files_mega5/Como_determinar_a_distribuicao.pdf).
- 6 Mason, N. W. H., De Bello, F., Mouillot, D., Pavoine, S., & Dray, S. (2013). A guide
7 for using functional diversity indices to reveal changes in assembly processes
8 along ecological gradients. *Journal of Vegetation Science*, 24(5), 794–806.
9 <https://doi.org/10.1111/jvs.12013>.
- 10 Mattedi, M. A., & Butzke, I. C. (2001). A relação entre o social e o natural nas
11 abordagens de hazards e de desastres. *Ambiente e Sociedade*, 10–21.
- 12 Melloni, R., Siqueira, J. O., & Moreira, F. M. D. S. (2003). Fungos micorrízicos
13 arbusculares em solos de área de mineração. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*,
14 38(2), 267–279.
- 15 Menke, A. B., Arnaldo, R., Gomes, T., & Oliveira, S. N. De. (2009). Análise das
16 mudanças do uso agrícola da terra a partir de dados de sensoriamento remoto
17 multitemporal no município de Luis Eduardo Magalhães (BA - Brasil). *Sociedade*
18 *& Natureza*, 21(3), 315–326. <https://doi.org/10.1590/S1982-45132009000300007>.
- 19 Mouchet, M. A., Villéger, S., Mason, N. W. H., & Mouillot, D. (2010). Functional
20 diversity measures: An overview of their redundancy and their ability to
21 discriminate community assembly rules. *Functional Ecology*, 24(4), 867–876.
22 <https://doi.org/10.1111/j.1365-2435.2010.01695.x>.
- 23 Name, L. (2010). O conceito de paisagem na geografia e sua relação com o conceito de
24 cultura. *GeoTextos*, 6, 24.
- 25 Nóbrega, C. C. (2016). Amazon forest dieback : assessing vulnerabilities and threats
26 Amazon forest dieback : assessing vulnerabilities and threats.
- 27 Petchey, O. L., & Gaston, K. J. (2006). Functional diversity: Back to basics and looking
28 forward. *Ecology Letters*, 9(6), 741–758. [https://doi.org/10.1111/j.1461-](https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2006.00924.x)
29 [0248.2006.00924.x](https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2006.00924.x)
- 30 Peterson, A. T. (2001). Predicting Species Geographic Distributions Based on
31 Ecological Niche Modeling. 103(3), 599–605. [https://doi.org/10.1650/0010-](https://doi.org/10.1650/0010-5422(2001)103)
32 [5422\(2001\)103](https://doi.org/10.1650/0010-5422(2001)103).
- 33 Pulliam, H. R. (2000). On the relationship between niche and distribution. *Ecology*

1 Letters, 3(4), 349–361. <https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.2000.00143.x>

2 Prado TR do, Ferreira AA, Guimarães ZFS. 2007. Efeito da implantação de rodovias no
3 cerrado brasileiro sobre a fauna de vertebrados-DOI: 10.4025/actasciobiolsci. v28i3.
4 215. Acta Scientiarum. Biological Sciences 28: 237–241.

5 Reis, L. C., Reis, T. E. da S., Saab, O. J. G. A., Reis, A. S., & Batista, B. G. (2015).
6 Código Florestal brasileiro: impactos econômicos e sociais no município de
7 Bandeirantes – PR. Engenharia Agrícola, 35(4), 778–788.
8 <https://doi.org/10.1590/1809-4430-Eng.Agríc.v35n4p778-788/2015>.

9 Ribeiro, Renata Maciel, Silvana Amaral, Antônio Miguel Vieira Monteiro, e Ana Paula
10 Dal’Asta. 2019. “Os processos de urbanização e conversão florestal na Amazônia
11 paraense – um estudo multiescalar”. Revista Brasileira de Estudos de População
12 35(3): 1–30.

13 Rosado, B. H. P., Figueiredo, M. S. L., de Mattos, E. A., & Grelle, C. E. V. (2016).
14 Eltonian shortfall due to the Grinnellian view: functional ecology between the
15 mismatch of niche concepts. Ecography, 39(11), 1034–1041.
16 <https://doi.org/10.1111/ecog.01678>.

17 Siziba, Nobizitha. 2017. “Effects of damming on the ecological condition of urban
18 wastewater polluted rivers”. Ecological Engineering 102: 234–39.
19 <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.02.019>.

20 Soares - Filho, B. (1999). Sensoriamento remoto, SIG e ecologia da paisagem: a
21 importância dos modelos de simulação computacional no estudo de fenômenos e
22 mudanças ambientais. Educ. Tecnol, (1), 3.

23 Soberón, J. (2007). Grinnellian and Eltonian niches and geographic distributions of
24 species. Ecology Letters, 10(12), 1115–1123. [https://doi.org/10.1111/j.1461-](https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2007.01107.x)
25 [0248.2007.01107.x](https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2007.01107.x)

26 Soberón, J., & Peterson, A. T. (2005). Interpretation of models of fundamental
27 ecological niches and species’ distributional areas. World Bank Economic Review,
28 22(1), 9–32. <https://doi.org/10.1093/wber/lhm022>.

29 Sobral, F. L., & Cianciaruso, M. V. (2012). Estrutura filogenética e funcional de
30 assembleias:(re) montando a Ecologia de Comunidades em diferentes escalas
31 espaciais= Phylogenetic and functional assembly structure:(re) assembling the
32 community ecology on different spatial scales. Bioscience Journal, 28(4), 617–631.
33 <https://doi.org/10.3828/tpr.2012.6>.

- 1 Southwood, T. (1977). Habitat, the templet for ecological strategies? *Journal of Animal*
2 *Ecology*, 46(2), 337–365. <https://doi.org/10.2307/3817>.
- 3 Stevens, R. D., Cox, S. B., Strauss, R. E., & Willig, M. R. (2003). Patterns of functional
4 diversity across an extensive environmental gradient: Vertebrate consumers,
5 hidden treatments and latitudinal trends. *Ecology Letters*, 6(12), 1099–1108.
6 <https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.2003.00541.x>.
- 7 Teresa, F. B., & Casatti, L. (2011). Importância da vegetação ripária em região
8 intensamente desmatada no sudeste do Brasil: um estudo com peixes de riacho.
9 *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, 5(3), 444–453.
- 10 Teresa, F. B., & Casatti, L. (2017). Trait-based metrics as bioindicators: Responses of
11 stream fish assemblages to a gradient of environmental degradation. *Ecological*
12 *Indicators*, 75, 249–258. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.12.041>.
- 13 Uhl, C., Bezerra, O., & Martini, A. (1997). Ameaça à biodiversidade na Amazônia
14 Oriental. 34.
- 15 Vandermeer, J. H. (1972). Niche theory. *AnnRevEcolSyst*, 3, 107–132.
- 16 Vannote, R. L., Minshall, G. W., Cummins, K. W., Sedell, J. ., & Cushing, C. E.
17 (1980). The river continuum concept. *Can J. Fish. Aqua*, 130–137.
- 18 Villéger, S., Miranda, J. R., Hernández, D. F., & Mouillot, D. (2010). Contrasting
19 changes in taxonomic vs . functional diversity of tropical fish communities after
20 habitat degradation. 20(6), 1512–1522.
- 21 Vital, A. R. T., Guerrini, I. A., Franken, W. K., & Fonseca, R. C. B. (2004). Produção
22 de serapilheira e ciclagem de nutrientes de uma floresta estacional semidecidual
23 em zona ripária. *Revista Árvore*, 28(6), 793–800. [https://doi.org/10.1590/S0100-](https://doi.org/10.1590/S0100-67622004000600004)
24 [67622004000600004](https://doi.org/10.1590/S0100-67622004000600004).
- 25 Ward, J. V. (1989). The Four-Dimensional Nature of Lotic Ecosystems Published by :
26 The North American Benthological Society The four-dimensional nature of lotic
27 ecosystems '. *journal of the north American Benthological Society*, 8(1), 2–8.
28 <https://doi.org/10.2307/1467397>.
- 29 Whittaker, R. J., Araujo, M. B., Jepson, P., Ladle, R. J., Watson, J. E. M., & Willis, K.
30 J. (2005). Conservation biogeography: assessment and prospect. *Diversity and*
31 *Distributions*, 11, 3–23. <https://doi.org/10.1111/j.1366-9516.2005.00143.x>.
- 32 Winemiller, K. O., Fitzgerald, D. B., Bower, L. M., & Pianka, E. R. (2015). Functional
33 traits, convergent evolution, and periodic tables of niches. *Ecology Letters*, 18(8),

1 737–751. <https://doi.org/10.1111/ele.12462>.

2 Zhang, K., de Almeida Castanho, A. D., Galbraith, D. R., Moghim, S., Levine, N. M.,
3 Bras, R. L., ... Moorcroft, P. R. (2015). The fate of Amazonian ecosystems over
4 the coming century arising from changes in climate, atmospheric CO₂,
5 and land use. *Global Change Biology*, 21(7), 2569–2587.
6 <https://doi.org/10.1111/gcb.12903>.

7
8
9
10
11
12
13
14
15
16
17
18
19
20
21
22
23
24
25
26
27
28
29
30
31
32
33
34
35

1

2

CAPÍTULO 1

3

COMO A MODELAGEM PREDITIVA CONTRIBUI PARA AVALIAR OS EFEITOS ANTROPOGÊNICOS NA BIODIVERSIDADE?

5

Capítulo elaborado e formatado
conforme as normas de publicação
da revista científica '*Hidrobiologia*',
disponível em:
<https://www.springer.com/journal/10750>

6

1 **Como a modelagem preditiva contribui para avaliar os efeitos antropogênicos na** 2 **biodiversidade?**

3
4 Naiara R. Torres^{1,2}; Lenize B. Calvão ²; Thiago B. Vieira ³; Luciano. F. Montag²

5
6 ¹Programa de Pós – Graduação em Ecologia Aquática e Pesca – PPGEAP, email:
7 naiararaiol@gmail.com; telefone: (+55) 091 98036-6622; ORCID: 0000-0003-1446-
8 6760

9 ²Laboratório de Ecologia da Conservação (LABECO). Instituto de Ciências Biológicas,
10 Universidade Federal do Pará – UFPA– Rua Augusto Corrêa, 01 - Guamá. CEP 66075-
11 110. Caixa postal 479. Belém – Pará – Brasil.

12 ³Universidade Federal do Pará – UFPA – Rua Coronel José Porfírio, 2515 São
13 Sebastião. CEP 68372-040 - Altamira– Pará – Brasil; ORCID: 0000-0003-1762-8294

14 15 **Resumo**

16 Os modelos de distribuição de espécies (MDE's) são usados para investigar o potencial
17 nicho ecológico das espécies. Apesar dos avanços metodológicos nos estudos de
18 MDE's, esses não acompanharam as mudanças antrópicas que ocorrem mais rápido que
19 a realização dos estudos. Dessa forma, está cienciometria serve de base para estudos de
20 MDE's com foco nas mudanças antrópicas no mundo, indicando quais as tendências e
21 vieses nos últimos 30 anos. Para alcançar esse objetivo realizamos uma pesquisa no
22 banco de dados Thomson ISI (Web of Science), no período de 1989 a 2019.
23 Identificamos 2079 publicações com palavras chaves pré – selecionadas, e após a leitura
24 do resumo e título reduzimos para 263 publicações. Destes reunimos informações
25 geográficas, tipos de ambientes, grupo taxonômico, resolução taxonômica, faceta da
26 diversidade e escala espacial. Houve uma tendência, a partir de 2008, crescente dos
27 estudos, sobretudo na área do conhecimento “Avaliação das mudanças climáticas” e
28 “MDE com uso de sensoriamento remoto e sistema de informação geográfica”. A
29 maioria das publicações realiza estudos no ambiente terrestre, à nível de espécie, com a
30 abordagem taxonômica, na escala regional, e em países da América do Norte, Ásia,
31 Europa e Oceania. Isso mostra a necessidade de estudos para conhecer os efeitos na
32 distribuição das espécies causados pelas mudanças climáticas em países magadiversos
33 na zona tropical, como América do Sul e África. Outro achado é que os organismos

1 aquáticos estão cada vez menos estudados, pois a maioria habita microhabitats de difícil
2 acesso, como encostas de montanhas e oceano profundo. Assim, sugerimos a realização
3 de estudos nesses continentes e com organismos aquáticos para reduzir a lacuna de
4 conhecimento, e principalmente, sugerimos que seja utilizada a abordagem funcional e
5 filogenética em amplas escalas espaciais para ter conhecimento dos serviços
6 ecossistêmicos perdidos com as mudanças climáticas. Com isso teremos resultados que
7 podem ser utilizados por gestores no gerenciamento de áreas remotas e seleção de áreas
8 prioritárias para conservação eficientes.

9

10 **Palavras-chaves:** Biodiversidade, Conservação, Efeitos antrópicos, Ecossistemas
11 aquáticos.

12

13 **Introdução**

14 Com a intensificação das atividades humanas, ocorreu uma intensa degradação
15 dos ecossistemas naturais (Amin et al., 2019; Bojsen & Jacobsen, 2003) que refletem
16 em múltiplos impactos negativos sobre os diferentes ecossistemas naturais, em especial
17 aqueles mais sensíveis como os aquáticos (Callisto et al. 2001; Kleine and Trivinho-
18 Strixino 2005; Collier et al. 2019). Dentre as ações antrópicas mais visíveis observamos
19 o desmatamento (Philip M. Fearnside, 2006) e a modificação dos usos da terra (Dahm et
20 al., 2013) como as principais fontes de modificação do habitat e ameaça à
21 biodiversidade (Pinheiro, Carvalho, Arruda, & Guilherme, 2015). Esses dois fatores
22 alteram a paisagem através da fragmentação e conseqüente perda de conectividade,
23 estrutural e/ou funcional, além de alterar o microclima local (Kuemmerlen et al., 2015).
24 Neste cenário a antropização aliada ao desconhecimento da real distribuição das
25 espécies (déficit Wallaceano) são os principais desafios para a definição de áreas
26 prioritárias para a conservação (Alghamdi, 2020; Nóbrega & De Marco, 2011).

27 Uma forma de diminuir esse déficit é através do conhecimento real da
28 distribuição das espécies, e para isso podemos realizar estudos de Modelagem de
29 Distribuição de Espécies - MDE's, que são representados por um conjunto de
30 algoritmos, construídos sobre o arcabouço teórico da teoria do nicho (Hutchinson, 1957;
31 Marco-Júnior & Siqueira, 2009). A ferramenta combina dados ambientais e biológicos
32 (presença, ausência, abundância, ocorrência ou características funcionais das espécies)
33 para prever locais ambientalmente adequados para a ocorrência das espécies (Brotons,

1 2014; Guisan & Zimmermann, 2000; Kalboussi & Achour, 2018). Algoritmos, como
2 Entropia Máxima – MAXENT (S. B. Phillips, Aneja, Kang, & Arya, 2006) e Envelope
3 Bioclimático – BIOCLIM (Nix, 1986), foram amplamente utilizados para prever ou
4 mesmo monitorar a distribuição da biodiversidade em todo o mundo (Jane Elith &
5 Leathwick, 2009), sendo considerados robustos, uma vez que utilizam apenas os dados
6 de presença de espécies (Jane Elith et al., 2006; Guisan et al., 2006; Hijmans & Elith,
7 2019).

8 A popularização e o desenvolvimento do uso de MDE's ocorreu por cinco
9 fatores: 1) o desenvolvimento de inúmeros algoritmos de MDE; 2) dados sistematizados
10 sobre a ocorrência das espécies e a disponibilidade de “big-data”; 3) disponibilidade de
11 dados ambientais em macroescala; 4) o desenvolvimento de técnicas do Sistema de
12 Informação Geográfica – SIG e do Sensoriamento Remoto - SR, isto é,
13 geoprocessamento; e 5) interesse na ecologia pelo conhecimento dos efeitos das
14 mudanças antrópicas globais (Brotons, 2014; José Alexandre F. Diniz-Filho et al.,
15 2009).

16 De fato, informações geográficas das espécies, dados de presença e ausência
17 (Marco-Júnior & Siqueira, 2009) e a disponibilidade de variáveis ambientais em
18 macroescala (Boyd & Foody, 2011; Pettorelli et al., 2014) nunca foram tão acessíveis
19 como são atualmente. A possibilidade de avaliar amplas escalas, devido à
20 disponibilidade de variáveis ambientais em macroescala, é o ponto chave do
21 geoprocessamento para estudos ecológicos e biogeográficos, tornando possível
22 investigar o habitat remotamente e fornecendo mais informações para o planejamento
23 da conservação (Neigh, Tucker, & Townshend, 2008; Pettorelli et al., 2014).

24 Neste contexto observamos que as ferramentas do geoprocessamento têm
25 dinamizado os estudos de ecologia da conservação e ampliado os métodos de avaliação
26 de habitats, tanto terrestres como aquáticos, através de um meio eficaz e de acesso
27 relativamente fácil. Estudos aliando SIG e MDE estão cada vez mais recorrentes na
28 literatura, seja para compor áreas estratégicas de conservação para plantas (Franklin,
29 Regan, & Syphard, 2014) e morcegos (Silva et al. 2018) ou o impacto de espécies
30 invasoras de peixes (Lopes et al., 2017) e plantas (Guisan et al., 2013). Mais
31 recentemente essa abordagem de modelagem tem sido aplicada a traços funcionais,
32 como na avaliação da distribuição da diversidade funcional de formigas em condições
33 climáticas futuras (Del Toro et al. 2015).

1 No entanto, apesar da ampla utilização do MDE para o planejamento da
2 conservação (Renata Guimarães Frederico, Zuanon, & De Marco Jr., 2018; Nóbrega &
3 De Marco, 2011) e dos avanços em SIG, acreditamos que ainda são poucos os estudos
4 focados aos diferentes ambientes e quando enumeramos apenas os estudos em
5 ambientes aquáticos percebemos que são ainda em menor número. Além disso, o
6 crescimento das publicações em MDE não é acompanhado da compreensão geral das
7 tendências e dos principais problemas ligados aos efeitos antrópicos sobre a
8 biodiversidade (Kissling et al., 2017). Deste modo, com o intuito de direcionar os
9 esforços dentro da conservação da biodiversidade, realizamos uma análise
10 cienciométrica sobre o uso de MDE para a avaliação de impactos antrópicos sobre a
11 biodiversidade nos últimos 30 anos (1989 – 2019). Nosso estudo é importante neste
12 momento para os organismos, pois direciona as possibilidades de caminhos que podem
13 ser traçados nos próximos MDE's, e assim, reduzir a lacuna do conhecimento. De forma
14 específica, nossos objetivos são identificar: i) a tendência temporal do uso do MDE
15 dentro das áreas de conhecimento estudadas no período de 1989 à 2019? ii) quais os
16 ambientes (terrestre e aquático), grupos taxonômicos e tipos de diversidade
17 (taxonômico, funcional e filogenético) são selecionados nos estudos na área de
18 conhecimento “modelagem da distribuição de espécies com uso do SR e SIG”? iii)
19 quais são as resoluções taxonômica e espaciais utilizadas nos estudos de “modelagem
20 de distribuição de espécies com uso do SR e SIG” para ambientes aquáticos? iv) qual o
21 padrão espacial de estudos com MDE por país e por ecoregiões hidrográficas que
22 avaliam os efeitos antrópicos sobre a biodiversidade no mundo?

23

24 **Material e métodos**

25 Foram considerados artigos científicos publicados em revistas indexadas no
26 *Thomson Institute for Scientific Information - ISI (Web of Science -*
27 <http://isiknowledge.com/>) de janeiro de 1989 a maio de 2019 em todo o mundo.
28 Utilizamos o ISI devido a sua abrangência quanto ao número de publicações e qualidade
29 das revistas científicas indexadas. As buscas foram realizadas durante maio de 2019 e
30 consideraram todos os manuscritos publicados dentro da grande área do conhecimento
31 “biodiversidade”, com as seguintes combinações de palavras-chaves: “*Species*
32 *distribution model*” ou “SDM” e “*Anthropic effects*” e “*Ecological*”. Nesta primeira
33 seleção^[NT1]^[NT2] alcançou-se 2079 numero de artigos, no entanto, realizamos um

1 refinamento da pesquisa selecionando-se apenas artigos científicos no domínio de
2 pesquisa “*Science Technology*” (N = 2004), nas áreas de pesquisa “*Environmental*
3 *Sciences Ecology*”, “*Biodiversity Conservation*”, “*Zoology*”, “*Plant Sciences*”,
4 “*Forestry*”, “*Fisheries*”, e “*Science technology other topics*” (N = 1994); e apenas
5 revistas sobre a conservação da biodiversidade, como “*Diversity and distributions*”,
6 “*Environmental conservation*”, “*Plos one*”, “*Freshwater science*”, “*Ecological*
7 *modelling*” e “*Methods in ecology evolution*” (N= 1121).

8 A partir desta seleção escolhemos artigos científicos observando o título e o
9 resumo dos manuscritos para identificar os artigos que aplicavam MDE. Os que foram
10 selecionados nessa primeira triagem foram triados uma segunda vez, excluindo assim os
11 manuscritos que eram: (1) Cienciometrias ou meta-análises, ecologia teórica, estudos
12 sociais, caracterizações ou pesquisas qualitativas, como aquelas com aplicação de
13 questionários; ou que (2) Aborda apenas descrição de técnicas e softwares (Tabela 1).
14 Posteriormente, os artigos restantes foram classificados segundo 11 áreas do
15 conhecimento (Tabela 2). Adicionalmente as informações extraídas dos artigos
16 científicos foram: (a) ambiente de estudo - aquático e terrestre; b) grupo biológico; c)
17 tipo de diversidade (diversidade alfa, beta ou gama); d) tipo de resolução taxonômica
18 (espécie, gênero, família, ordem) e e) resolução espacial (local, paisagem, regional,
19 macrorregional ou global). Essas escalas espaciais são delimitadas pela extensão que
20 ocupam, interação e dispersão: onde na escala local a extensão é reduzida, com menos
21 de 10 km, englobando uma porção de habitat onde os indivíduos de uma população
22 interagem diariamente; na escala de paisagem a extensão é intermediária, entre 10 e 200
23 km, cobrindo uma ou mais metapopulações que interagem frequentemente por
24 dispersão; na escala regional a extensão é mais ampla, entre 200 a 2000 km, onde
25 metapopulações regionais interagem menos frequentemente via dispersão; na escala
26 macrorregional a extensão é de grande amplitude, entre 2000 a 10000 km, sendo
27 considerada como macrorregional/global se englobar toda a distribuição geográfica da
28 espécie quando restrita apenas a um país ou bioma, e global quando a distribuição
29 geográfica abranger vários países ou continentes, com mais de 10000 km (Pearson &
30 Dawson, 2003).

31 Para identificar a tendência temporal do uso do MDE dentro das áreas de
32 conhecimento estudadas construímos um gráfico de tendência entre a porcentagem de
33 artigos publicados por ano, categorizado por área de conhecimento. Identificamos quais

1 ambientes, grupos taxonômicos e facetas da diversidade foram selecionados nos estudos
2 na área de conhecimento “modelagem da distribuição de espécies com uso do SR e
3 SIG” realizando a construção de *plot webs*. Para observar o padrão espacial dos artigos
4 avaliados nesse estudo construímos dois mapas com o quantitativo de artigos por país e
5 ecoregião hidrográfica mundial. Utilizamos para realizar os gráficos e mapas os
6 softwares R (R Core Team, 2011) e ArcGis 10.2 (Esri, 2014).

7

8 **Resultados e discussão**

9 Inicialmente reunimos 1121 manuscritos do ISI sendo que foram excluídos 858
10 (Tabela 1) e incluídos 263 para atender os objetivos (Tabela 2). Destes manuscritos
11 incluímos 154 que avaliaram as mudanças climáticas (58%), 35 que realizaram MDE's
12 com uso do SIG (13%), 27 avaliaram o efeito da invasão de espécies em condições de
13 mudanças climáticas (10%), 16 realizaram modelagem da distribuição geográfica de
14 espécies ameaçadas (6.1%), 11 avaliaram a influência de estruturas artificiais e
15 antropização local (4.2%), 11 identificaram áreas prioritárias para conservação, 4
16 realizaram a avaliação da resiliência de espécies sob perturbações antrópicas (4.2%), 2
17 realizaram a modelagem de espécies para o zoneamento marinho (0.8%), 1 realizou a
18 avaliação da invasão de espécies através da água de lastro (0.4%), 1 realizou a avaliação
19 de interações bióticas na resiliência de espécies na eutrofização, e 1 identificou áreas
20 adequadas para reintrodução de espécies (Figura 1). Para atender o objetivo “qual a
21 tendência temporal do uso do MDE dentro das áreas de conhecimento estudadas no
22 período de 1989 à 2019” observamos que a tendência temporal de publicações inicia-se
23 apenas a partir de 2013 e 2014, principalmente em relação a “Mudanças climáticas” e
24 “SDM e GIS”. Essas duas áreas mais abrangentes tenderam a aumentar tanto o registro
25 [NT3]de dados quanto em tecnologia, contribuindo assim para o aumento de estudos.

26 A grande porção de artigos que não foram inseridos nas análises não avaliava os
27 efeitos antrópicos sobre as comunidades (N = 358) ou eram teste metodológicos para
28 aumentar o desempenho de estudos de modelagem de distribuição de espécies (N = 181)
29 (Tabela 1). Isso reflete a preocupação mais crescente em relação a perda da
30 biodiversidade conduzida pelas mudanças climáticas a nível internacional, com a
31 utilização de ferramentas mais robustas, como: estatística, tecnologia da informação,
32 geografia física, interpolação de modelos climáticos e do sensoriamento remoto (Elith &
33 Leathwick, 2009; Brotons, 2014). É importante destacar que outras ações antrópicas

1 podem levar a uma taxa acelerada de perda de biodiversidade que não está sendo
2 considerada nesses estudos.

3 A alta demanda de estudos que mesclam modelagem de distribuição de espécies
4 e sensoriamento remoto cresceu a partir da década de 1990, em virtude de ocorrer o
5 aprimoramento das discussões científicas em relação às tecnologias de SIG no meio
6 acadêmico e técnico-científico, surgindo livros, novas revistas científicas (Silva 2003) e
7 avanço tecnológico de dados, como o lançamento dos satélites de alta resolução
8 Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer – MODIS e Medium Resolution
9 Imaging Spectrometer – MERIS (Alexandre, Lorini, & Grelle, 2013).

10

1 Tabela 1: Número de artigos excluídos da avaliação de informações de manuscritos sobre MDE's no período de 1989 a 2019.

Excluídos - Área de conhecimento	Motivo de exclusão	%	N
Ausência de avaliação do efeito da antropização sobre a biodiversidade	da MDE sem avaliação de efeitos antrópicos sobre a biodiversidade	41.7	358
Teste de metodologias	Teste da acurácia entre metodologias e algoritmos de MDE	21.1	181
Não aplica MDE	Estudos teóricos que não utilizam algoritmos para construção de MDE's	9.3	80
Cienciometrias ou metanálises, ecologia teórica, identificação de espécies através de ciência cidadã	São estudos que reúnem informações sobre o estado da arte de artigos científicos que desenvolvem MDE's	8.7	75
Propostas metodológicas	Desenvolvimento de novas tecnologias e algoritmos de MDE's	4.2	36
Teste de <i>performace</i> de modelos de nicho	Avaliação da acurácia de algoritmos e metodologias de modelagem com diferentes métodos de avaliação de modelos	3.3	28
Estudos genéticos	Usam algoritmos de modelagem para desenvolver estudos genéticos	2.8	24
Modelagem do nicho ecológico para preencher lacuna do conhecimento	Desenvolvimento de MDE's com grupos taxonômicos que não possuem vastas informações na literatura	2.8	24

Avaliação de invasão de espécies em condições ambientais não antrópicas temporalmente	Aplicação de MDE's para avaliação da invasão de espécie no passado, presente ou futuro	2.0	17
Comparação de métodos estatísticos	Estudos que não aplicam MDE para avaliar efeitos antrópicos	1.4	12
Comparação de preditores ambientais	Estudos que não aplicam MDE para avaliar efeitos antrópicos	1.4	12
Abrange apenas a descrição de técnicas e software	Estudos que não aplicam MDE para avaliar efeitos antrópicos	0.5	4
Modelagem de vetores de doenças	MDE sem avaliação de efeitos antrópicos sobre a biodiversidade	0.3	3
Modelagem de dados climáticos e hidrológicos sem avaliação de efeitos em comunidades	MDE's sem avaliação de efeitos antrópicos sobre a biodiversidade	0.2	2
Espécies virtuais	Uso de MDE's para espécies criadas virtualmente	0.1	1
Estudos filogeográficos	Estudos que não aplicam MDE para avaliar efeitos antrópicos	0.1	1
Total			858

1
2
3

Tabela 2: Número de artigos incluídos na avaliação de informações de MDE's no período de 1989 a 2019.

Incluídos - Área de conhecimento	Motivo de inclusão	%	N
Avaliação das mudanças climáticas Mudanças climáticas	– Uso de algoritmos de MDE com diferentes grupos taxonômicos, para avaliação dos efeitos das mudanças climáticas.	58.6	154
Modelagem de espécies com uso do Sensoriamento Remoto e Sistemas de Informações Geográficas - MDE e SIG	Uso de algoritmos de MDE e de softwares de geoprocessamento para avaliação de efeitos sobre as comunidades, em situações de mudanças climáticas e de usos de terra.	13.3	35
Avaliar o efeito da invasão de espécies em condições de mudanças climáticas – Espécies invasoras	– Uso de algoritmos de MDE com espécies invasoras e avaliação dos seus efeitos diante das mudanças climáticas.	10.3	27
Modelagem da distribuição geográfica de espécies ameaçadas – Espécies ameaçadas	Uso de algoritmos de MDE com espécies ameaçadas de extinção para avaliação de mudanças climáticas.	6.1	16
Avaliar a influência de estruturas artificiais e antropização local – Antropização local	Uso de variáveis ambientais em escala local e de algoritmos de MDE para avaliar a influência da construção de estradas, pontes, diques e poluição urbana.	4.2	11
Identificação de áreas prioritárias para conservação – Áreas com prioridade de	Uso de algoritmos de MDE para selecionar áreas de preservação ambiental.	4.2	11

conservação

Avaliação da resiliência de espécies sob perturbações antrópicas - Resiliência	Uso de MDE para avaliar a implementação de políticas ambientais, através da criação de áreas prioritárias de conservação.	1.5	4
Modelagem de espécies para o zoneamento marinho – Zoneamento marinho	Uso de algoritmos de MDE para criar áreas adequadas para zoneamento costeiro.	0.8	2
Avaliação da invasão de espécies através da água de lastro – Água de lastro	Uso de algoritmos de MDE para construção de modelos de invasão de espécies transportadas por água de lastro de navios	0.4	1
Avaliação de interações bióticas na resiliência de espécies na eutrofização - Eutrofização	Uso de algoritmos e características biológicas da biodiversidade para avaliar a resiliência de espécies em rios e lagos eutrofizados	0.4	1
Identificação de áreas adequadas para reintrodução de espécies – Reintrodução de espécies	Uso de algoritmos de MDE para seleção de áreas adequadas para reintrodução de espécies	0.4	1

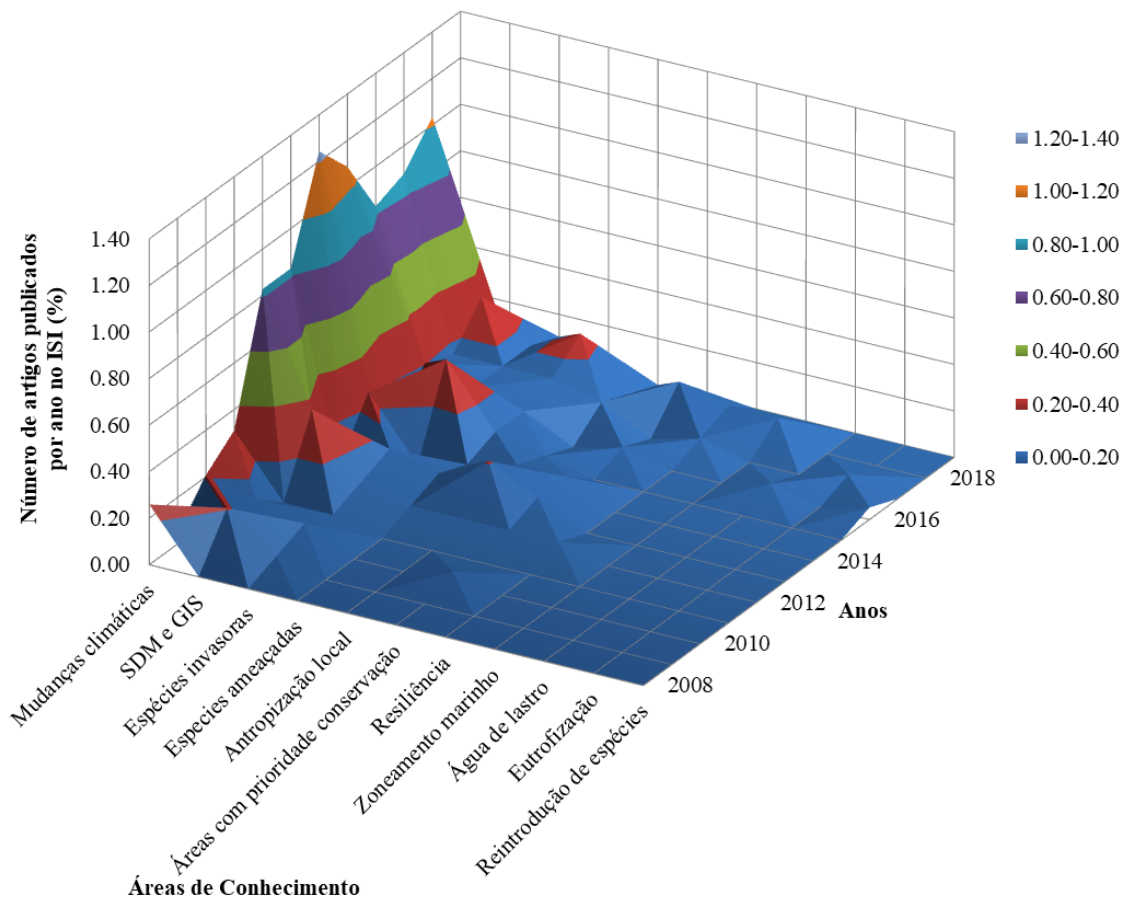
Total			263
-------	--	--	-----

1 De maneira geral, o crescimento dos estudos de modelagem ocorreu
2 principalmente pela disponibilização de grandes bancos de dados ambientais mundiais,
3 a partir de 1999 (Farr et al., 2007), como os bancos de dados em micro e macro escala
4 EartExplorer, que disponibiliza condições do relevo da Shuttle Radar Topography
5 Mission – SRTM (<https://earthexplorer.usgs.gov/>), Microclim (<http://microclim.org/>);
6 Worldclim v2 (<https://worldclim.org/version2>); Chelsa (<http://chelsa-climate.org/>);
7 Envirem (<https://envirem.github.io/>) e EarthEnv (<https://www.earthenv.org/>), e dados
8 georeferenciados das espécies, em sites como GBIF (<https://www.gbif.org>), BIEN
9 (<http://bien.nceas.ucsb.edu/bien/>), TROPICOS (tropicos.org); DryFlora
10 (<http://www.dryflor>) e Species Link (<http://splink.cria.org>).

11 Além disso, o desenvolvimento de algoritmos, com a entrada de dados apenas de
12 presença em plataformas acessíveis, como o MAXENT (Phillips et al. 2006) e o ENFA
13 (Hirzel & Guisan, 2002), e a disponibilidade de dados em escalas mais finas também
14 contribuíram para esse avanço (Alexandre et al., 2013). Isso provocou o aumento das
15 publicações, devido a maior disponibilidade e menor restrição de dados ambientais e da
16 biodiversidade, abrindo assim um caminho mais rápido para as publicações (Alexandre,
17 Lorini, & Grelle, 2013; Gheorghiu & Panasyuk, 2017). Na ausência desses avanços as
18 previsões dos MDE's poderiam ser invalidadas, pois é essencial uma preparação extensa
19 de dados em sistemas de informação geográfica nos diferentes processos de modelagem
20 (J. L. Brown, 2014). Assim, pode-se afirmar que a fase vigente dos modelos de
21 distribuição de espécies, mais precisamente a partir da década de 2000, é incomparável
22 com os modelos desenvolvidos pelos primeiros ecologistas que não possuíam todos
23 esses recursos para realizar previsões da distribuição das espécies, como MacArthur
24 1958 e Whittaker 1956.

25 Nenhum manuscrito foi publicado no período de 1989 à 2007, pois as
26 publicações de modelagem com avaliação de mudanças antrópicas surgiram apenas a
27 partir de 1999, abordando apenas sobre comportamento e distribuição de espécies (Vaz,
28 Cunha, & Nabout, 2015). A partir do ano de 2008 as publicações avaliadas nesta
29 cienciometria mostram uma tendência crescente, principalmente, de 2008 à 2014
30 (Figura 1). Esse crescimento nas publicações, a partir de 2008, ocorreu pelo fato do
31 aumento da dependência dos países as atividades econômicas potencialmente
32 impactantes aos ecossistemas (Meyer et al. 2015; Urbina-Cardona et al. 2019), como
33 atividades que contribuem para produção de gases de efeito estufa, como:

1 industrialização, extração de minérios, desflorestamento e agropecuária; e também pelos
2 relatórios de avaliação do Intergovernmental Panel on Climate Change - IPCC,
3 inicialmente publicado em 2003 (Haunschild, Bornmann, & Marx, 2016).



4

5

6 Figura 1: Tendência temporal do número de artigos ponderados pela quantidade de
7 artigos publicados por ano no ISI, no período de 2008 a 2019 e por área de
8 conhecimento. As cores indicam o número de artigos ponderado pelo total publicado no
9 ISI.

10

11 Para alcançar o objetivo “quais os ambientes (terrestre e aquático), grupos
12 taxonômicos e facetas da diversidade são selecionados nos estudos na área de
13 conhecimento SDM e GIS” quantificamos o número de estudos por ambiente, grupos
14 taxonômicos e facetas da diversidade (Figura 2a), com isso observamos que os estudos
15 com organismos de ambientes aquáticos (N = 39) representam menos da metade do
16 número de estudos em ambientes terrestres (N = 219). Os sistemas aquáticos estão
17 sendo ameaçados por diversas atividades antrópicas e vêm sendo considerados os

1 sistemas mais suscetíveis à destruição e extinção local de espécies (Roper, Capurso,
2 Paroz, Y., & Young, 2018).

3 Grande parcela de autores realizaram seus estudos no ambiente terrestre (N =
4 219), sobretudo nas áreas de conhecimento “Mudança climática” (N = 123), “SDM e
5 GIS” (N = 35) e “Espécies invasoras” (N = 21), e essa tendência é observada em outros
6 manuscritos (Abell, 2002; F. Barbosa, Schneck, & Melo, 2012). O grande número de
7 publicações no ambiente terrestre justifica-se pelos métodos aplicados, ferramentas mais
8 usuais, a dificuldade de estudos com organismos de ambientes aquáticos (Beger et al.,
9 2009) e a carência de dados de ocorrência em ambientes aquáticos (F. Barbosa et al.,
10 2012; Nori & Villalobos, 2018).

11 Uma escassez de estudos com organismos de ambientes aquáticos podem indicar
12 menos habitats a serem resguardados quanto às mudanças climáticas, e além disso
13 quanto menos estudos nos ambientes aquáticos menor serão as informações sobre o
14 quantitativo de espécies nesses habitats e dos seus padrões biogeográficos (Abell, 2002;
15 Hijmans & Elith, 2019). Nesta avaliação observamos apenas 27 estudos com
16 organismos aquáticos sobre a área de conhecimento “Mudanças climáticas”, seis em
17 “SDM e GIS”, três na “Espécies ameaçadas”, um nas áreas “Água de lastro”,
18 “Resiliência” e “Zoneamento marinho” (Figura 2b).

19 Essa diferença entre estudos no ambiente terrestre e aquático ocorre pela
20 especialidade acadêmica dos autores nos estudos, pela formulação de políticas públicas
21 direcionadas apenas para um determinado ambiente (Beger et al., 2009), por projetos de
22 planejamento da conservação baseados em fronteiras administrativas e não baseada nas
23 condições ecológicas (Pressey, Whish, Barrett, & Watts, 2002), e pela desconsideração
24 da conexão existente entre os ambientes em diferentes escalas espaciais (Allan, 2004;
25 Alleaume et al., 2018; Stoms et al., 2005).

26 Para o conhecimento das resoluções taxonômicas e espaciais utilizadas nos
27 estudos avaliados observamos que em relação à resolução taxonômica os estudos de
28 modelagem buscaram informações principalmente sobre as espécies (N = 248), com a
29 faceta da diversidade alfa taxonômica (N = 227) e alfa taxonômica e funcional (N = 19),
30 distribuindo-se entre as áreas de conhecimento “Mudanças climáticas” (N = 128),
31 “SDM e GIS” (N = 32) e “Espécies ameaçadas” (N= 16) (Figura 2a). Além de em
32 menor quantidade, não é simples estabelecer a relação direta entre os atributos
33 funcionais avaliados e as características ambientais (como precipitação e temperatura),

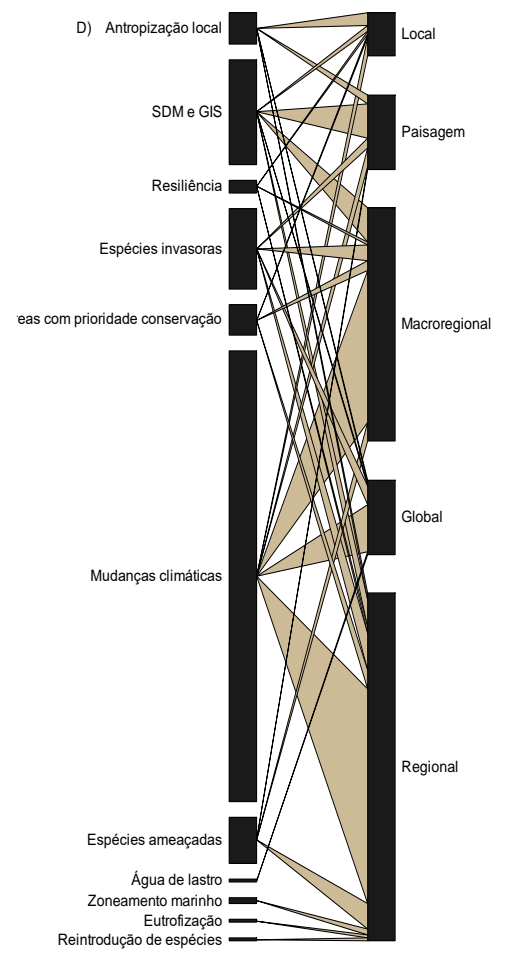
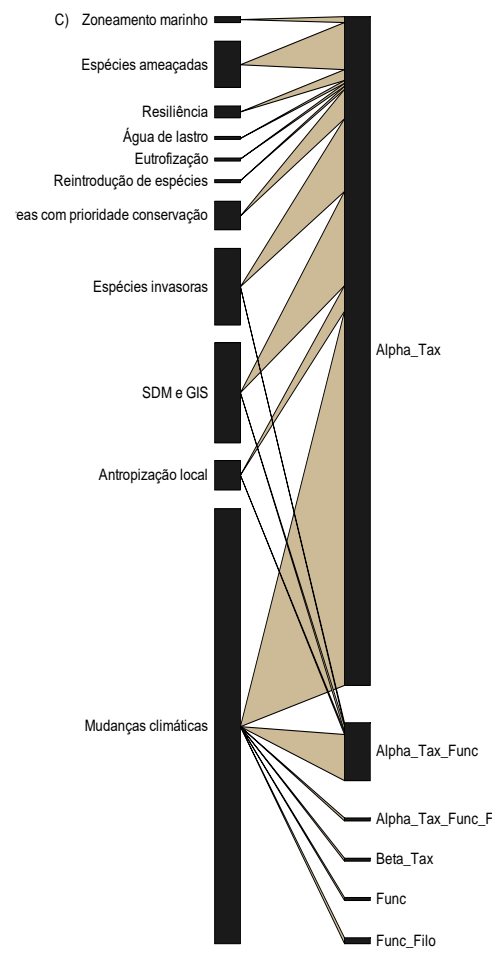
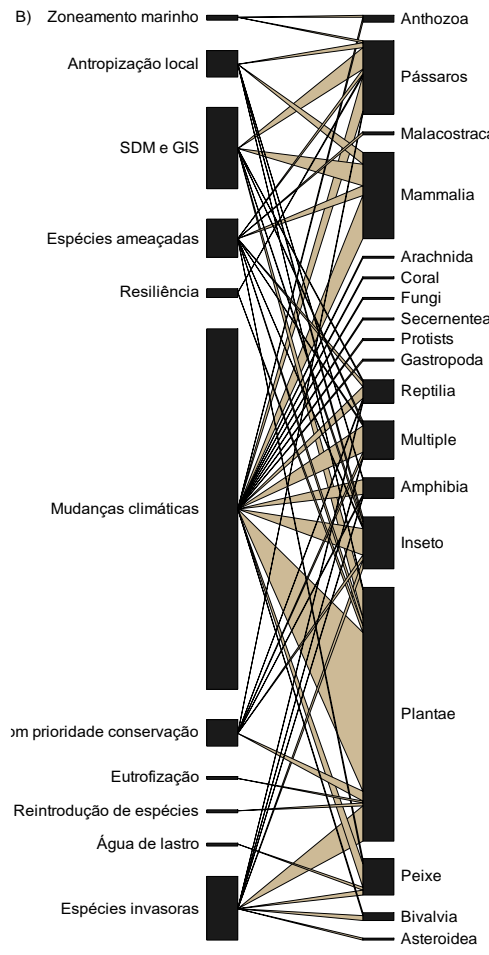
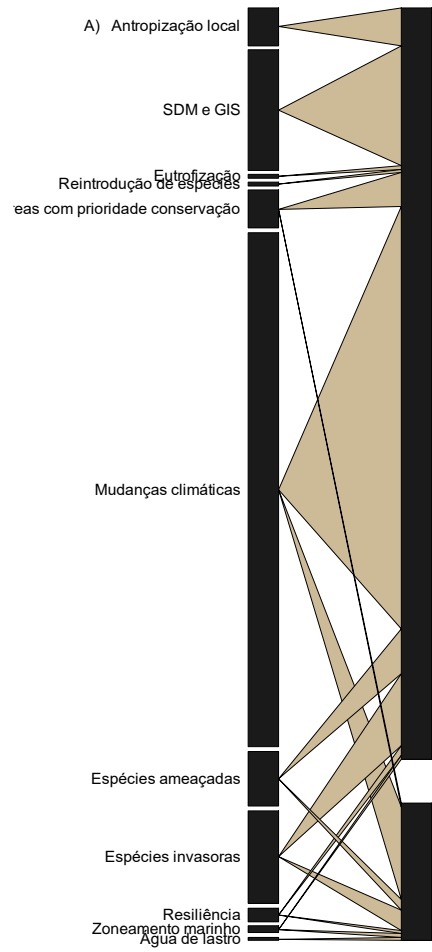
1 esse fato deixa uma lacuna para os estudos futuros, não informando principalmente
2 sobre as características funcionais mais importantes e os métodos utilizados para obtê-
3 los.

4 O principal fator que contribui para essa reduzida quantidade de estudos com a
5 diversidade funcional deve-se pela abordagem funcional requerer o conhecimento
6 mínimo das funções que as espécies exercem no ecossistema, isso já é reportado como
7 déficit Hutchisoniano (Cardoso, Erwin, Borges, & New, 2011). Tais informações
8 incluem hábitos alimentares, tipo de habitat, tipo de respiração, morfologia, dispersão,
9 história de vida, meio de locomoção e outros (Cianciaruso, Silva, & Batalha, 2009;
10 Luiza-Andrade, Montag, & Juen, 2017; Villéger, Miranda, Hernández, & Mouillot,
11 2010). Essa abordagem necessita de maior dispêndio de tempo para reunir essas
12 informações; seja na realização de trabalhos de biologia básica ou levantamento de
13 artigos que executaram esses estudos. Em modelagens de distribuição futuras as
14 informações biológicas dos organismos podem melhorar as previsões e trazer melhores
15 respostas em relação às amplitudes de tolerância e a capacidade das espécies para os
16 intervalos de variação ambiental (Calaça & Grelle, 2017).

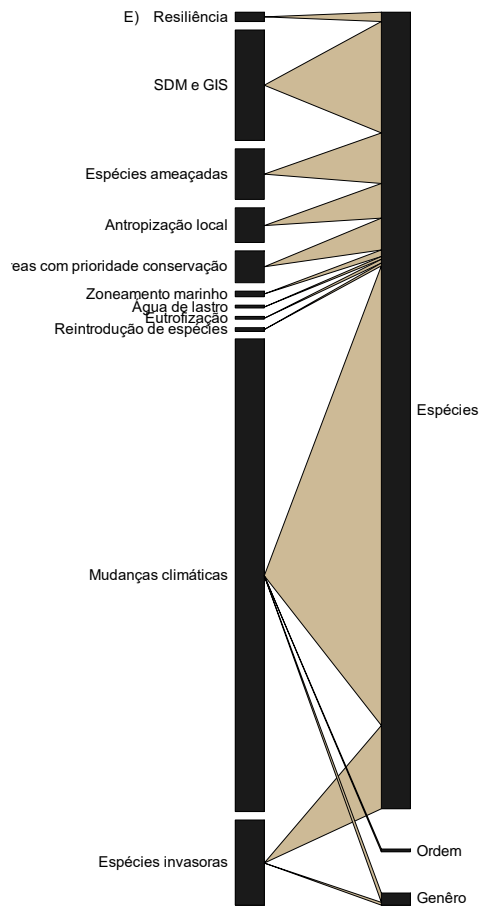
17 Como mais da metade dos artigos não consideraram as mudanças dos serviços
18 ecossistêmicos através da abordagem funcional, isso deixa uma lacuna em relação à
19 obtenção de respostas das espécies as mudanças ambientais (Del Toro et al. 2015),
20 conhecimento do habitat adequado para as espécies e quantificação do alcance das
21 espécies que influenciam o funcionamento do ecossistema (Tilman et al., 2001).

22 Poucos estudos foram realizados em pequenas escalas espaciais, como local,
23 sendo mais usual na escala regional (N = 112) e macrorregional (N = 75), com
24 predominância no ambiente terrestre (Figura 2a). Essa demanda reflete o interesse pela
25 avaliação em áreas mais amplas (Alleaume et al., 2018), importância das variáveis em
26 macroescala para determinados organismos e o desenvolvimento contínuo de camadas
27 de variáveis ambientais regionais e globais gratuitas (Alexandre et al., 2013), como
28 Earth Explorer (<https://earthexplorer.usgs.gov/>), Geocatalogo
29 (<http://geocatalogo.mma.gov.br/>), Ambdata (<http://www.dpi.inpe.br/Ambdata/>), Remote
30 pixel (<https://remotepixel.ca/>), TerraClass
31 (http://www.inpe.br/cra/projetos_pesquisas/dados_terraclass.php) Mapbiomas
32 (<http://mapbiomas.org/>).

33



1
2
3



1

2 Figura 2: Plot-webs com as áreas de conhecimento versus ambientes (a), grupos biológicos (b), facetas da diversidade (c), resolução espacial (d) e
 3 taxonômica (e) dos artigos científicos analisados neste estudo para o período de 1989 a 2019.

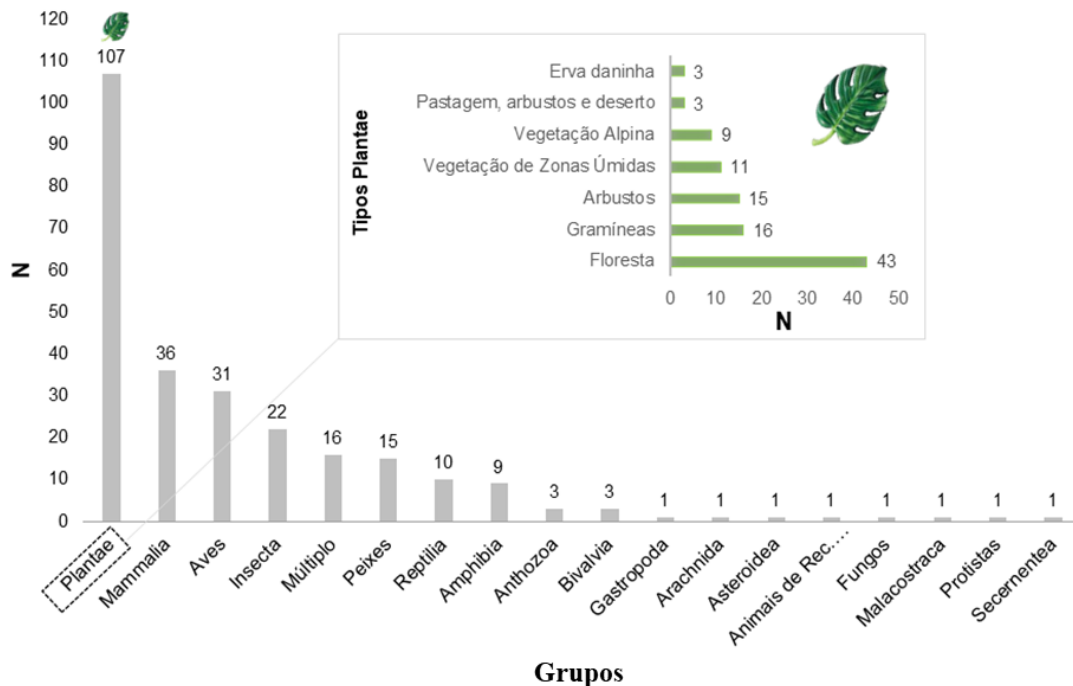
1
2
3
4
5
6
7
8
9
10
11
12
13
14
15
16
17
18
19
20
21
22
23
24
25
26
27
28
29
30
31
32

Observamos que foram realizados estudos de modelagem de distribuição com 17 tipos específicos de organismos, como Plantae (N = 107), Mammalia (N = 36), Aves (N = 31), Insecta (N = 22) e Peixes (N = 15) (Figura 3). Exclusivamente para o grupo Plantae as espécies florestais (N = 43), gramíneas (N = 16) e arbustos (N = 15) foram as mais modeladas nesses estudos (Figura 2 e 3). Para a área de conhecimento “Climate change” houveram estudos com Plantae (N = 67), Mammalia (N = 18) e aves (N = 15); e na área "SDM and GIS" com Plantae (N = 3) e aves (N = 1). Essa tendência mostra a preocupação dos pesquisadores em relação as mudanças climáticas e mudança da distribuição de espécies florestais, já que, a mudança da distribuição e redução de grandes áreas florestais afeta na absorção do dióxido de carbono (CO₂), causador do efeito estufa (Philip M. Fearnside, 1999b). Além disso, através dessas informações mostra-se que a maior disponibilidade de informações de ocorrência de espécies para esses grupos é consideravelmente maior, indicando a necessidade de criação de banco de dados para os demais organismos, como Arachnida (N = 1), Fungos (N = 1) e Malascostraca (N = 1).

O mesmo padrão decrescente do número de publicações com os grupos Plantae, Mammalia, aves e Insecta foi encontrado em outros estudos cienciométricos (Mora, Tittensor, Adl, Simpson, & Worm, 2011; Vaz et al., 2015). Esse padrão ocorre por esses quatro grupos serem os mais megadiversos (Mora et al., 2011), são utilizados como bioindicadores de impactos ambientais (Bagliano, 2012) e há maior disponibilidade de variáveis climáticas atmosféricas para o ambiente terrestre (Robinson et al., 2011).

Outro possível fator que contribuiu para menor quantidade de estudos para os demais grupos, por exemplo, bivalvia (N = 3), gastrophoda (N = 1) e protistas (N = 1), é que essas espécies são de habitats remotos, como encostas de montanhas e o fundo do mar, e estão sendo menos estudadas pela dificuldade de acesso, falta de recursos econômicos e reduzida importância econômica (Phillips et al. 2009). Vale ressaltar que os esforços de amostragem em estudos ecológicos são, geralmente, direcionados para os locais mais acessíveis, como estradas, rios, vilas, cidades, zonas costeiras e águas rasas (Phillips et al. 2009). Ainda assim observamos uma menor quantidade de estudos que abordam sistemas aquáticos que terrestres. Além disso, as variáveis ambientais oceanográficas ainda não foram totalmente estabelecidos, mas iniciativas estão sendo

1 realizadas, obtendo-se dados de temperatura, salinidade, profundidade e batimetria no
 2 oceano (Robinson et al., 2011; Vaz et al., 2015)



3
4

5 Figura 3: Quantidade de artigos científicos por grupos biológicos, ressaltando o grupo
 6 Plantae em tracejado, para o período de 1989 a 2019. “Múltiplos” significa o uso de
 7 múltiplos taxa.

8 Para atender o objetivo “qual o padrão espacial de estudos com MDE por país e
 9 por ecoregiões hidrográficas que avaliam os efeitos antrópicos sobre a biodiversidade
 10 no mundo” observamos que a maior parte dos artigos científicos foram publicados nos
 11 continentes América do norte, Europa e Oceania (Figura 4), em virtude da presença de
 12 grande quantidade de pesquisadores e grupos de pesquisa realizando estudos dessa
 13 natureza (como Abell, 2002; Allouche, Tsoar, & Kadmon, 2006; Baak-baak et al., 2017;
 14 Balakrishnan, B., Nandakumar, N., Sebastin, S., & Kareem, 2019; Beger et al., 2009;
 15 Brown, 2014; Janet Franklin, Regan, & Syphard, 2014; Magle, Simoni, Lehrer, &
 16 Brown, 2014; Myers & Gibbs, 2013; Pressey et al., 2002; Valdivia-Carrillo, León,
 17 Blázquez, Gutiérrez-Flores, & Zamorano, 2017).

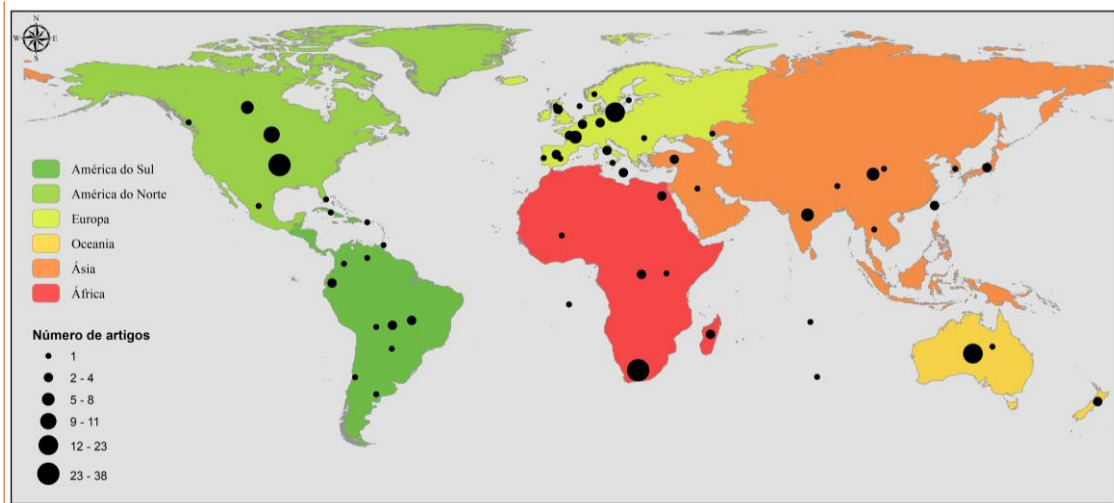
18 A vantagem da América do norte, Europa, Ásia (sudeste da asia), Oceania e
 19 África (africa do sul) são proporcionadas pelo investimento do poder público e privado
 20 registrado pelo relatório R&D Scoreboard do governo do Reino Unido e pela NSF –
 21 National Center for Science and Engineering Statistic (Tuffani, 2017) para pesquisa e

1 inovação nos Estados Unidos, principalmente. Evidenciando que investimento
2 financeiro em pesquisa e ferramentas podem contribuir muito em longo prazo, para os
3 estudos de conservação da biodiversidade (Kissling et al., 2017). Essa iniciativa, mesmo
4 que privada, pode ser muito importante futuramente para união de dados e comparações
5 entre locais, sendo assim podem ser preponderantes nas discussões e levantamento de
6 medidas eficazes de conservação das espécies.

7 Nos demais continentes, como América do Sul, África e Ásia, o conhecimento
8 sobre a biodiversidade é reduzido devido à insuficiência Wallaceana (C. Meyer et al.,
9 2015). Por exemplo, na América do Sul Urbina-Cardona *et al.* (2019) observaram que
10 nesse continente as espécies endêmicas não possuem informações geográficas
11 disponíveis, principalmente para espécies raras em microhabitats especializados. Outro
12 fator que pode contribuir para essa pequena demanda de publicações é que cerca de
13 40% dos estudos desenvolvidos nesses continentes preocupam-se em desenvolver novas
14 tecnologias e avaliar o desempenho de diferentes métodos (Urbina-Cardona and Loyola
15 2008; Urbina-Cardona et al. 2019).

16 Ao compararmos o quantitativo de estudos em ambientes terrestre e aquático
17 percebemos que há um número menor de estudos em ambientes aquáticos, dessa forma
18 observamos esse pequeno quantitativo por bacias hidrográficas mundiais ou ecoregiões
19 hidrográficas, e percebeu-se que apenas três ecorregiões hidrográficas mundiais
20 possuem trabalhos publicados com a temática de avaliação de efeitos antrópicos nas
21 comunidades, dentre os países destacam-se Estados Unidos – Ecorregião Central Praire
22 (N = 6), Brasil/Paraguai – Ecorregião Paraguay (N = 4 e Estados Unidos/Canadá –
23 Ecorregião English Winnipeq Lakes (N = 3) (Figura 5).

24

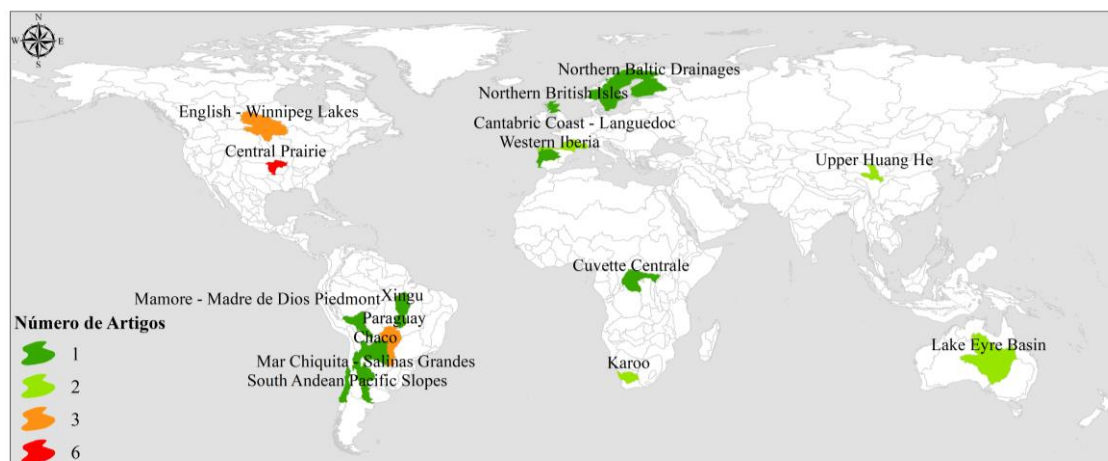


1

2 [NT4]

3 Figura 4: Mapa com o quantitativo dos artigos científicos analisados neste estudo no
 4 período de 1989 a 2019 por continente no mundo.

5



6

7 Figura 5: Mapa com o quantitativo dos artigos científicos analisados neste estudo no
 8 período de 1989 a 2019 por ecoregião hidrográfica mundial [NT5].

9

10 **Considerações finais**

11 Este artigo investigou o estado atual e as tendências de estudos de MDE's que
 12 avaliam efeitos antrópicos nos últimos 30 anos utilizando a Web of Science. Com base
 13 em nossos resultados, em primeiro lugar, observa-se que a principal preocupação dos
 14 MDE's investigados utilizam as mudanças climáticas como temática e avaliam efeitos
 15 na mudança potencial do nicho das espécies em ambientes terrestres. Segundo,
 16 observamos que poucas publicações são realizadas com organismos aquáticos, pois as
 17 tecnologias são onerosas e os dados geográficos e ambientais menos acessíveis.

1 Terceiro, é mais utilizado a resolução taxonômica pela facilidade de uso e reposta mais
2 rápida sobre as mudanças climáticas emergentes. Quarto, os continentes com países
3 megadiversos possuem poucos estudos que mostram respostas da distribuição das
4 espécies frente às mudanças climáticas, e as ecoregiões hidrográficas do globo são
5 pouco exploradas, havendo insuficientes informações para gestores selecionarem áreas
6 prioritárias para conservação de organismos aquáticos. Além de avançar nessas lacunas
7 supracitadas sugerimos que os próximos estudos de MDE's utilizem também a
8 abordagem funcional e filogenética para aumentar o desempenho dos modelos na
9 seleção de locais prioritários de conservação, para resguardar não somente o número de
10 indivíduos, mas também, os serviços ecossistêmicos.

11 **Agradecimentos**

12 Agradecemos o apoio financeiro da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de
13 Nível Superior (CAPES) e aos integrantes do Laboratório de Ecologia e Conservação da
14 Universidade Federal do Pará – UFPA

15

16 **Referências**

17 Abell, R., 2002. Conservation Biology for the Biodiversity Crisis : a Freshwater Follow-
18 up. 16: 1435–1437.

19 Alexandre, B. da R., M. L. Lorini, & C. E. de V. Grelle, 2013. Modelagem Preditiva De
20 Distribuição De Espécies Ameaçadas De Extinção: Um Panorama Das Pesquisas.
21 *Oecologia Australis* 17: 483–508,
22 <http://www.oecologiaaustralis.org/ojs/index.php/oa/article/view/874/979>.

23 Alghamdi, N., 2020. Sustainability Reporting in Higher Education Institutions: What,
24 Why, and How. *World Sustainability Series*. .

25 Allan, J. D., 2004. Influence of land use and landscape setting on the ecological status
26 of rivers. *Limnetica* 23: 187–198.

27 Alleaume, S., P. Dusseux, V. Thierion, L. Commagnac, S. Laventure, M. Lang, & S.
28 Luque, 2018. A generic remote sensing approach to derive operational essential
29 biodiversity variables (EBVs) for conservation planning. 1822–1836.

30 Allouche, O., A. Tsoar, & R. Kadmon, 2006. Assessing the accuracy of species
31 distribution models: Prevalence, kappa and the true skill statistic (TSS). *Journal of*
32 *Applied Ecology* 43: 1223–1232.

33 Amin, A., J. Choumert-Nkolo, J. L. Combes, P. Combes Motel, E. N. Kéré, J. G.
34 Ongono-Olinga, & S. Schwartz, 2019. Neighborhood effects in the Brazilian Amazônia:
35 Protected areas and deforestation. *Journal of Environmental Economics and*
36 *Management Elsevier Inc.* 93: 272–288, <https://doi.org/10.1016/j.jeem.2018.11.006>.

- 1 Baak-baak, C. M., D. A. Moo-Ilanes, N. C. Toledo, I. Fernando, C. Machain-williams,
2 G. Reyes-solis, Y. J. Nakazawa, A. Ulloa-garcia, & J. E. Garcia-rejon, 2017. Modeling /
3 GIS , Risk Assessment , Economic Impact Ecological Niche Model for Predicting
4 Distribution of n State , Me Disease-Vector Mosquitoes in Yucat a ´ xico. 54: 854–861.
- 5 Bagliano, R. V., 2012. Principais Organismos Utilizados Como Bioindicadores
6 Relatados Com Uso De Avaliadores De Danos Ambientais Main Bodies Used As
7 Bioindicators Reported With Use of Environmental Damage Appraisers. Revista Meio
8 Ambiente e Sustentabilidade 2: 24–40,
9 [http://www.esciencecentral.org/journals/detection-of-chikungunya-virus-chikv-in-urine-](http://www.esciencecentral.org/journals/detection-of-chikungunya-virus-chikv-in-urine-of-infected-mice-a-potential-noninvasive-diagnostic-tool-for-chikv-2332-0877-1000226.php?aid=59212)
10 [of-infected-mice-a-potential-noninvasive-diagnostic-tool-for-chikv-2332-0877-](http://www.esciencecentral.org/journals/detection-of-chikungunya-virus-chikv-in-urine-of-infected-mice-a-potential-noninvasive-diagnostic-tool-for-chikv-2332-0877-1000226.php?aid=59212)
11 [1000226.php?aid=59212](http://www.esciencecentral.org/journals/detection-of-chikungunya-virus-chikv-in-urine-of-infected-mice-a-potential-noninvasive-diagnostic-tool-for-chikv-2332-0877-1000226.php?aid=59212).
- 12 Balakrishnan, B., Nandakumar, N., Sebastin, S., & Kareem, K. A. A., 2019. Species
13 Distribution Models (SDM)–A Strategic Tool for Predicting Suitable Habitats for
14 Conserving the Target Species: GIS and Special Distribution Modelling (SDM). In IGI
15 Global. : 555–568.
- 16 Barbosa, F., F. Schneck, & A. Melo, 2012. Use of ecological niche models to predict
17 the distribution of invasive species: a scientometric analysis. Brazilian Journal of
18 Biology 72: 821–829, [http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1519-](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1519-69842012000500007&lng=en&tlng=en)
19 [69842012000500007&lng=en&tlng=en](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1519-69842012000500007&lng=en&tlng=en).
- 20 Beger, M., H. S. Grantham, R. L. Pressey, K. A. Wilson, E. L. Peterson, D. Dorfman, P.
21 J. Mumby, R. Lourival, D. R. Brumbaugh, & H. P. Possingham, 2009. Conservation
22 planning for connectivity across marine , freshwater , and terrestrial realms.
23 BIOLOGICAL CONSERVATION Elsevier Ltd 1–11,
24 <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2009.11.006>.
- 25 Bojsen, B. H., & D. Jacobsen, 2003. Effects of deforestation on macroinvertebrate
26 diversity and assemblage structure in Ecuadorian Amazon streams. Archiv fur
27 Hydrobiologie 158: 317–342.
- 28 Boyd, D. S., & G. M. Foody, 2011. An overview of recent remote sensing and GIS
29 based research in ecological informatics. University of Nottingham 31.
- 30 Bried, J. T., & M. J. Samways, 2015. A review of odonatology in freshwater applied
31 ecology and conservation science. 10: 1023–1031, <http://arxiv.org/abs/1705.02683>.
- 32 Brotons, 2014. Species distribution models and impact factor growth in environmental
33 journals: Methodological fashion or the attraction of global change science. PLoS ONE
34 9: 1–5.
- 35 Brown, J. L., 2014. SDMtoolbox: a python-based GIS toolkit for landscape genetic,
36 biogeography, and species distribution model analyses. Methods in Ecology and
37 Evolution .
- 38 Calaça, A. M., & C. E. V. Grelle, 2017. Diversidade Funcional De Comunidades:
39 Discussões Conceituais E Importantes Avanços Metodológicos. Oecologia Australis 20:
40 401–416.

- 1 Callisto, M., M. Goulart, & M. Moretti, 2001. Macroinvertebrados Bentônicos Como
2 Ferramenta Para Avaliar a Saúde de Riachos. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos* 6:
3 71–82.
- 4 Cardoso, P., T. L. Erwin, P. A. V. Borges, & T. R. New, 2011. The seven impediments
5 in invertebrate conservation and how to overcome them. *Biological Conservation*
6 Elsevier Ltd 144: 2647–2655, <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2011.07.024>.
- 7 Cianciaruso, M. V., I. A. Silva, & M. A. Batalha, 2009. Diversidades filogenética e
8 funcional: novas abordagens para a Ecologia de comunidades Introdução Medidas
9 Tradicionais de Diversidade. *Biota Neotropica* 9:.
- 10 Collier, C. A., M. S. de Almeida Neto, G. M. A. de Almeida, J. S. Rosa Filho, W.
11 Severi, & A. C. A. El-Deir, 2019. Effects of anthropic actions and forest areas on a
12 neotropical aquatic ecosystem. *Science of the Total Environment* Elsevier B.V. 691:
13 367–377, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.07.122>.
- 14 Dahm, V., D. Hering, D. Nemitz, W. Graf, A. Schmidt-Kloiber, P. Leitner, A. Melcher,
15 & C. K. Feld, 2013. Effects of physico-chemistry, land use and hydromorphology on
16 three riverine organism groups: A comparative analysis with monitoring data from
17 Germany and Austria. *Hydrobiologia* 704: 389–415.
- 18 Del Toro, I., R. R. Silva, & A. M. Ellison, 2015a. Predicted impacts of climatic change
19 on ant functional diversity and distributions in eastern North American forests.
20 *Diversity and Distributions* 21: 781–791.
- 21 Del Toro, I., R. R. Silva, & A. M. Ellison, 2015b. Predicted impacts of climatic change
22 on ant functional diversity and distributions in eastern North American forests.
23 *Diversity and Distributions* 21: 781–791.
- 24 Diniz-Filho, J. A. F., J. C. Nabout, L. M. Bini, T. N. Soares, M. P. de Campus Telles, P.
25 de Marco, & R. G. Collevatti, 2009. Niche modelling and landscape genetics of
26 *Caryocar brasiliense* (“Pequi” tree: Caryocaraceae) in Brazilian Cerrado: An integrative
27 approach for evaluating central-peripheral population patterns. *Tree Genetics and*
28 *Genomes* 5: 617–627.
- 29 Elith, J., C. H. Graham, R. P. Anderson, M. Dudík, S. Ferrier, A. Guisan, R. J.
30 Hijmans, F. Huettmann, J. R. Leathwick, A. Lehmann, J. Li, L. G. Lohmann, B. A.
31 Loiselle, G. Manion, C. Moritz, M. N. M. S. Wisz, & N. E. Zimmermann, 2006. Novel
32 methods improve prediction of species’ distributions from occurrence data. 2:.
- 33 Elith, J., & J. R. Leathwick, 2009a. Species Distribution Models: Ecological
34 Explanation and Prediction Across Space and Time. *Annual Review of Ecology,*
35 *Evolution, and Systematics* 40: 677–697,
36 <http://www.annualreviews.org/doi/10.1146/annurev.ecolsys.110308.120159>.
- 37 Elith, J., & J. R. Leathwick, 2009b. Species Distribution Models: Ecological
38 Explanation and Prediction Across Space and Time. *Annual Review of Ecology*
39 *Evolution and Systematics* 40: 677–697.
- 40 Fearnside, P. M., 1999. Forests and global warming mitigation in Brazil: opportunities
41 in the Brazilian forest sector for responses to global warming under the “clean
42 development mechanism”. *Biomass and Bioenergy* 16: 171–189.

- 1 Fearnside, P. M., 2006. Desmatamento na Amazônia: dinâmica, impactos e controle.
2 *Acta Amazonica* 36: 395–400.
- 3 Franklin, J., H. M. Regan, & A. D. Syphard, 2014. Linking spatially explicit species
4 distribution and population models to plan for the persistence of plant. 41: 97–109.
- 5 Frederico, R. G., J. Zuanon, & P. De Marco Jr., 2018. Amazon protected areas and its
6 ability to protect stream-dwelling fish fauna. *PLoS ONE Elsevier* 12: 12–19,
7 <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.12.032>.
- 8 Guisan, A., A. Lehmann, S. Ferrier, M. Austin, J. M. C. Overton, R. Aspinall, & T.
9 Hastie, 2006. Making better biogeographical predictions of species' distributions.
10 *Journal of Applied Ecology* 43: 386–392.
- 11 Guisan, A., R. Tingley, J. B. Baumgartner, I. Naujokaitis-Lewis, P. R. Sutcliffe, A. I. T.
12 Tulloch, T. J. Regan, L. Brotons, E. McDonald-Madden, C. Mantyka-Pringle, T. G.
13 Martin, J. R. Rhodes, R. Maggini, S. A. Setterfield, J. Elith, M. W. Schwartz, B. A.
14 Wintle, O. Broennimann, M. Austin, S. Ferrier, M. R. Kearney, H. P. Possingham, & Y.
15 M. Buckley, 2013. Predicting species distributions for conservation decisions. *Ecology*
16 *Letters* 16: 1424–1435.
- 17 Guisan, A., & N. E. Zimmermann, 2000. Predictive habitat distribution models in
18 ecology. *Ecological Modelling* 135: 147–186.
- 19 Haunschild, R., L. Bornmann, & W. Marx, 2016. Climate Change Research in View of
20 Bibliometrics. *PloS one* 11: e0160393.
- 21 Hijmans, R. J., & J. Elith, 2019. *Spatial Distribution Models*. .
- 22 Hirzel, A., & A. Guisan, 2002. Which is the optimal sampling strategy for habitat
23 suitability modelling. *Ecological Modelling* 157: 331–341.
- 24 Hutchinson, G. E., 1957. Concluding Remarks. *Cold Spring Harbor Symposia on*
25 *Quantitative Biology* 22: 415–427,
26 <http://symposium.cshlp.org/cgi/doi/10.1101/SQB.1957.022.01.039>.
- 27 Kalboussi, M., & H. Achour, 2018. Modelling the spatial distribution of snake species
28 in northwestern Tunisia using maximum entropy (Maxent) and Geographic Information
29 System (GIS). *Journal of Forestry Research Springer Berlin Heidelberg* 29: 233–245.
- 30 Kissling, W. D., J. A. Ahumada, A. Bowser, M. Fernandez, E. A. García, R. P.
31 Guralnick, N. J. B. Isaac, S. Kelling, W. Los, L. Mcrae, J. Mihoub, K. J. Williams, D.
32 Agosti, D. Amariles, C. Arvanitidis, L. Bastin, F. De Leo, W. Egloff, J. Elith, & D.
33 Hobern, 2017. Building essential biodiversity variables (EBVs) of species distribution
34 and abundance at a global scale. .
- 35 Kleine, P., & S. Trivinho-Strixino, 2005. Chironomidae and other aquatic
36 macroinvertebrates of a first order stream: Community response after habitat
37 fragmentation. *Acta Limnologica Brasiliensia* 17: 81–90.
- 38 Kuemmerlen, M., B. Schmalz, Q. Cai, P. Haase, N. Fohrer, & S. C. Jähnig, 2015. An
39 attack on two fronts: Predicting how changes in land use and climate affect the
40 distribution of stream macroinvertebrates. *Freshwater Biology* 60: 1443–1458.

- 1 Lopes, T. M., D. Bailly, B. A. Almeida, N. C. L. Santos, B. C. G. Gimenez, G. O.
2 Landgraf, P. C. L. Sales, M. S. Lima-Ribeiro, F. A. S. Cassemiro, T. F. Rangel, J. A. F.
3 Diniz-Filho, A. A. Agostinho, & L. C. Gomes, 2017. Two sides of a coin: Effects of
4 climate change on the native and non-native distribution of *Colossoma macropomum* in
5 South America. *PLoS ONE* 12: 1–18.
- 6 Luiza-Andrade, A., L. F. de A. Montag, & L. Juen, 2017. Functional diversity in studies
7 of aquatic macroinvertebrates community. *Scientometrics* 111: 1643–1656.
- 8 MacArthur, R. H. ., 1958. Population Ecology of Some Warblers of Northeastern
9 Coniferous Forests. *Ecological Society of America* 39: 599–619.
- 10 Magle, S. B., L. S. Simoni, E. W. Lehrer, & J. S. Brown, 2014. Urban predator – prey
11 association : coyote and deer distributions in the Chicago metropolitan area. .
- 12 Marco-Júnior, P., & M. F. Siqueira, 2009. Como determinar a distribuição potencial de
13 espécies sob uma abordagem conservacionista?. *Megadiversidade* 5: 65–76,
14 http://www.conservation.org.br/publicacoes/files_mega5/Como_determinar_a_distribui
15 [cao.pdf](http://www.conservation.org.br/publicacoes/files_mega5/Como_determinar_a_distribui).
- 16 Meyer, C., H. Kreft, R. Guralnick, & W. Jetz, 2015. Global priorities for an effective
17 information basis of biodiversity distributions. *Nature Communications Nature*
18 *Publishing Group* 6: 1–8, <http://dx.doi.org/10.1038/ncomms9221>.
- 19 Mora, C., D. P. Tittensor, S. Adl, A. G. B. Simpson, & B. Worm, 2011. How many
20 species are there on earth and in the ocean?. *PLoS Biology* 9: 1–8.
- 21 Myers, A. T., & J. P. Gibbs, 2013. Landscape-level Factors Influencing Bog Turtle
22 Persistence and Distribution in Southeastern New York State. 4: 255–266.
- 23 Neigh, C. S. R., C. J. Tucker, & J. R. G. Townshend, 2008. North American vegetation
24 dynamics observed with multi-resolution satellite data. *Remote Sensing of Environment*
25 112: 1749–1772.
- 26 Nix, H. ., 1986. A biogeographic analysis of Australian elapid snakes In: Longmore, R.
27 (ed.), *Atlas of elapid snakes of Australia*. Bureau of Flora and Fauna. Canberra: 4–15.
- 28 Nóbrega, C. C., & P. De Marco, 2011. Unprotecting the rare species: A niche-based gap
29 analysis for odonates in a core Cerrado area. *Diversity and Distributions* 17: 491–505.
- 30 Nori, J., & F. Villalobos, 2018. Global priority areas for amphibian research. 1–7.
- 31 Pearson, R. G., & T. P. Dawson, 2003. Predicting the impacts of climate change on the
32 distribution of species: Are bioclimate envelope models useful?. *Global Ecology and*
33 *Biogeography* 12: 361–371.
- 34 Pettorelli, N., W. F. Laurance, T. G. O’Brien, M. Wegmann, H. Nagendra, & W.
35 Turner, 2014. Satellite remote sensing for applied ecologists: Opportunities and
36 challenges. *Journal of Applied Ecology* 51: 839–848.
- 37 Phillips, S. B., V. P. Aneja, D. Kang, & S. P. Arya, 2006. Modelling and analysis of the
38 atmospheric nitrogen deposition in North Carolina. *International Journal of Global*
39 *Environmental Issues* 6: 231–252.

- 1 Phillips, S. J., M. Dudík, J. Elith, C. H. Graham, A. Lehmann, J. Leathwick, & S.
2 Ferrier, 2009. Sample selection bias and presence-only distribution models:
3 Implications for background and pseudo-absence data. *Ecological Applications* 19:
4 181–197.
- 5 Pinheiro, M. H. O., L. N. Carvalho, R. Arruda, & F. A. G. Guilherme, 2015.
6 Consequences of suppressing natural vegetation in drainage areas for freshwater
7 ecosystem conservation: considerations on the new “Brazilian forest code”. *Acta*
8 *Botanica Brasílica* 29: 262–269,
9 [http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0102-](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0102-33062015000200262&lng=en&tlng=en)
10 [33062015000200262&lng=en&tlng=en](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0102-33062015000200262&lng=en&tlng=en).
- 11 Pressey, R. L., G. L. Whish, T. W. Barrett, & M. E. Watts, 2002. Effectiveness of
12 protected areas in north-eastern New South Wales : recent trends in six measures. 106:
13 57–69.
- 14 Robinson, L. M., J. Elith, A. J. Hobday, R. G. Pearson, B. E. Kendall, H. P.
15 Possingham, & A. J. Richardson, 2011. Pushing the limits in marine species distribution
16 modelling: Lessons from the land present challenges and opportunities. *Global Ecology*
17 *and Biogeography* 20: 789–802.
- 18 Roper, B. B., J. M. Capurso, & Paroz, Y., & M. K. Young, 2018. Conservation of
19 Aquatic Biodiversity in the Context of Multiple-Use Management on National Forest
20 System lands. *Fisheries* 31.
- 21 Silva, A. B., 2003. *Sistemas de Informações Geo-Referenciadas*. Campinas:
22 UNICAMP.
- 23 Silva, D. C., T. B. Vieira, J. M. da Silva, & K. de Cassia Faria, 2018. Biogeography and
24 priority areas for the conservation of bats in the Brazilian Cerrado. *Biodiversity and*
25 *Conservation Springer Netherlands* 27: 815–828.
- 26 Stoms, D. M., F. W. Davis, S. J. Andelman, M. H. Carr, S. D. Gaines, B. S. Halpern, R.
27 Hoenicke, S. G. Leibowitz, A. Leydecker, E. M. P. Madin, H. Tallis, & R. R. Warner,
28 2005. Integrated coastal reserve planning : making the land – sea connection In a
29 nutshell . . .
- 30 Tilman, D., P. B. Reich, J. Knops, D. Wedin, T. Mielke, & C. Lehman, 2001. Diversity
31 and productivity in a long-term grassland experiment. *Science* 294: 843–845.
- 32 Tuffani, M., 2017. De onde vem o dinheiro para pesquisa das universidades dos EUA?
33 , 2, [http://www.diretodaciencia.com/2018/01/27/de-onde-vem-o-dinheiro-para-](http://www.diretodaciencia.com/2018/01/27/de-onde-vem-o-dinheiro-para-pesquisa-das-universidades-dos-eua/)
34 [pesquisa-das-universidades-dos-eua/](http://www.diretodaciencia.com/2018/01/27/de-onde-vem-o-dinheiro-para-pesquisa-das-universidades-dos-eua/);
- 35 Unicamp, I., 2007. Ranking das maiores investidoras em P&D. , 2,
36 <http://anpei.org.br/anpeinews/noticia-1756-2>.
- 37 Urbina-Cardona, J. N., & R. D. Loyola, 2008. Applying Niche-Based Models to Predict
38 Endangered-Hylid Potential Distributions: Are Neotropical Protected Areas Effective
39 Enough?. *Tropical Conservation Science* 1: 417–445.

1 Urbina-Cardona, N., M. E. Blair, M. C. Londoño, R. Loyola, J. Velásquez-Tibatá, & H.
2 Morales-Devia, 2019. Species Distribution Modeling in Latin America: A 25-Year
3 Retrospective Review. *Tropical Conservation Science* 12: 194008291985405.

4 Valdivia-Carrillo, T., F. J. G.-D. León, M. C. Blázquez, C. Gutiérrez-Flores, & P. G.
5 Zamorano, 2017. Phylogeography and ecological niche modelling of the desert iguana
6 (*Dipsosaurus dorsalis*, Baird & Girard 1852) in the Baja California Peninsul. .

7 Vaz, U. L., H. F. Cunha, & J. C. Nabout, 2015. Trends and biases in global scientific
8 literature about ecological niche models. *Brazilian Journal of Biology* 75: 17–24.

9 Villéger, S., J. R. Miranda, D. F. Hernández, & D. Mouillot, 2010. Contrasting changes
10 in taxonomic vs . functional diversity of tropical fish communities after habitat
11 degradation. 20: 1512–1522.

12 Whittaker, R. H., 1956. Vegetation of the Great Smoky Mountains. *Ecological*
13 *Monographs* 26: 1–80.

14

15

16

17

18

19

20

21

22

23

24

25

26

27

28

29

30

31

32

33

34

35

36

1
2
3
4
5
6
7
8
9

CAPÍTULO 2

10 **QUAIS SÃO AS RESPOSTAS TAXONÔMICAS E**
11 **FUNCIONAIS DE PEIXES DE RIACHOS PARA**
12 **PAISAGENS URBANAS NA AMAZÔNIA ORIENTAL,**
13 **BRASIL?**

Este capítulo foi elaborado e formatado conforme as normas de publicação da revista científica **'Environmental Pollution'**, disponível em: <https://www.journals.elsevier.com/environmental-pollution>.

1 **Quais são as respostas taxonômicas e funcionais de peixes de riachos para**
2 **paisagens urbanas na Amazônia Oriental, Brasil?**

3
4 Naiara Raiol Torres^{1,4}, Danielle Regina Gomes Ribeiro-Brasil⁴, Calebe Maia^{3,4}, Leandro
5 S. Brasil⁴, Thiago B. Vieira⁵, Luciano F. A. Montag⁴.

6
7 ¹Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aquática e Pesca – PPGEAP, e-mail:
8 naiararaiol@gmail.com; telefone: (+55) 091 98036-6622; ORCID: 0000-0003-1446-
9 6760.

10 ² Programa de Pós-Graduação em Zoologia, Universidade Federal do Pará, Avenida
11 Perimetral, 1901, Terra Firme, Belém, Pará, CEP 66017-970, Brazil.

12 ³ Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Universidade Federal do Pará, Avenida
13 Perimetral, 1901, Terra Firme, Belém, Pará, CEP 66017-970, Brazil.

14 ⁴ Laboratório de Ecologia da Conservação (LABECO). Instituto de Ciências Biológicas,
15 Universidade Federal do Pará – UFPA– Rua Augusto Corrêa, 01 - Guamá. CEP 66075-
16 110. Belém – Pará – Brasil.

17 ⁵ Universidade Federal do Pará – UFPA – Rua Coronel José Porfírio, 2515 São
18 Sebastião. CEP 68372-040 - Altamira– Pará – Brasil

19
20 **Resumo**

21 Os seres humanos constroem cidades há milhares de anos, porém, o grande
22 crescimento recente dos centros urbanos no mundo provoca pressão antrópica sobre o
23 habitat, a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos de ambientes terrestres e
24 aquáticos. Na região amazônica, apesar de existir uma baixa densidade demográfica, o
25 fato das cidades crescerem de forma desordenada, sem tratamento adequado para o

1 esgoto e resíduos sólidos, torna a biodiversidade e as condições ambientais dos
2 pequenos riachos muito afetadas pela urbanização. Neste estudo avaliamos 13 riachos,
3 sete em ambientes florestais e seis em ambientes urbanos. Coletamos a assembleia de
4 peixes e mensuramos nove variáveis ambientais que representam as condições do
5 habitat *in-stream*. Além da estrutura taxonômica das comunidades, riqueza e
6 composição de espécies, nós compilamos as suas características funcionais para
7 mensurarmos a riqueza funcional, entropia quadrática de Rao e composição funcional,
8 as quais foram comparadas entre riachos urbanos e de floresta. Foram capturados 3.850
9 peixes distribuídos em 5 ordens, 18 famílias e 45 espécies. Observamos que as
10 características do hábitat pH e média de abrigo total foram alteradas em riachos
11 urbanos. Além disso, verificamos que a ictiofauna de riachos de floresta e urbano
12 apresentaram diferenças em termos de abundância e composição taxonômica e
13 funcional. Dessa forma, nossos resultados reforçam a necessidade da conservação da
14 mata ripária ou a arborização das margens já desmatadas, redução da impermeabilização
15 do solo, e educação ambiental para levar conhecimento sobre a importância da
16 preservação dos riachos urbanos.

17

18 **Palavras-Chaves:** Pressão urbana, Igarapés Amazônicos, Poluição e Infraestrutura
19 Urbana.

20

21 **Introdução**

22 A região amazônica desenvolve um importante papel na ciclagem de carbono,
23 regulação do clima e na qualidade do ar, serviços ecossistêmicos e manutenção da
24 biodiversidade (Barros et al., 2020; Tejada, Görgens, Ovando, & Ometto, 2020). Nessa
25 região existe um crescimento de áreas urbanas sobre as florestas, que são causados por
26 duas principais frentes de expansão: a abertura de estradas e a ocupação as margens dos
27 rios (Ribeiro et al. 2019). Essa expansão avança e altera a paisagem amazônica, levando
28 a homogeneização ambiental (Ribeiro et al., 2019), mudando a estrutura do habitat e a
29 biodiversidade, causando o declínio e até extinção de algumas espécies e funções
30 ecossistêmicas (Ripple et al., 2019).

31 A magnitude das respostas ecológicas das assembleias aquáticas ao avanço da
32 urbanização varia em diferentes regiões do mundo devido seus diferentes históricos de
33 uso e ocupação, padrões locais de diversidade e tipos de atividades impactantes

1 (Cerqueira, Mendonça, Gomes, de Jesus, & da Silva, 2020). Por isso, estudos
2 ecológicos que avaliem efeitos da urbanização sobre biodiversidade aquática são
3 necessários na região amazônica em virtude da natureza única da sua diversidade
4 aquática e algumas características socioeconômicas danosas, como por exemplo, a falta
5 de saneamento básico (Paul and Meyer 2001; Castro et al. 2016; Meador 2020).

6 Diante dos múltiplos usos da terra a urbanização destaca-se por inserir uma
7 pressão maior sobre os ecossistemas aquáticos, potencializada pelo lançamento de
8 esgoto sanitário e resíduos sólidos (Ribeiro-Brasil et al., 2020; Siziba, 2017). Essa
9 pressão ambiental da urbanização sobre os recursos hídricos é acentuada e acelerada na
10 Amazônia pela ineficiência do esgotamento sanitário, e da coleta e armazenamento de
11 resíduos sólidos, o que piora os índices de poluição, mesmo em regiões com baixas
12 densidades populacionais (Ribeiro et al., 2019).

13 O assoreamento e a impermeabilização causado pela expansão urbana é o
14 principal fator responsável pelo declínio e até extinção da diversidade de peixes
15 (Chapman et al., 2014). Essas mudanças ambientais atingem a natação; reduz os
16 microhabitats adequados para a desova, dificultando o desenvolvimento dos ovos,
17 larvas e juvenis; reduz a alimentação disponível para os peixes devido a redução da
18 produção primária e do habitat para as presas de peixes insetívoros (L. R. Brown et al.,
19 2013; Chapman et al., 2014). Além da redução ou perda de espécies, essas alterações
20 ambientais também prejudicam as funções ecológicas exercidas por elas, o que é
21 essencial para a manutenção dos serviços ecossistêmicos (Gomes-gonçalves et al.,
22 2020).

23 Estudos ecológicos recentes demonstram os efeitos negativos de diferentes usos
24 de terra sobre a diversidade funcional das comunidades biológicas (Meyer, Paul, e
25 Taulbee 2005; Utz et al. 2016; Barbosa, Pires, e Schulz 2020; Piano, Giuliano, e Isaia
26 2020). De forma complementar às medidas taxonômicas tradicionais, como riqueza e
27 composição de espécies, a diversidade funcional (DF) relaciona as funções exercidas
28 pelos organismos nos ecossistemas com as suas características de reprodução,
29 interações tróficas, uso do habitat ou até as suas características ecomorfológicas
30 (Petchey & Gaston, 2006; Winemiller, Fitzgerald, Bower, & Pianka, 2015). Dessa
31 forma, a abordagem conjunta, de diversidade taxonômica e funcional, constrói uma
32 visão ampla dos impactos ambientais sobre as assembleias (Manna, Rezende, &
33 Mazzoni, 2013; Mouchet, Villéger, Mason, & Mouillot, 2010).

1 Neste contexto, investigamos a estrutura taxonômica e funcional das assembleias
2 de peixes de riachos que drenam áreas de floresta e áreas urbanas na Amazônia
3 Oriental, para responder duas perguntas: a) Quais as relações da diversidade taxonômica
4 e funcional com as mudanças ambientais *in-stream* em riachos de sistemas urbanos
5 amazônicos? b) Quais os efeitos da urbanização sobre a diversidade taxonômica
6 (riqueza, abundância, composição de espécies) e funcional (riqueza funcional, entropia
7 quadrática de Rao e composição funcional) de peixes de riachos amazônicos?.

8 Temos como hipótese que supressão da vegetação ripária nos riachos em uma
9 paisagem urbana ocasionará a diminuição da qualidade do habitat, devido à redução da
10 entrada de recursos alóctone para alimentação e formação de abrigo para biodiversidade
11 aquática (Mazzoni & Iglesias-Rios, 2002; B. Soares-Filho et al., 2010) e isso poderá ser
12 mensurado pelo aumento do assoreamento do canal e a conseqüente diminuição da
13 profundidade do talvegue, e mudanças nas propriedades físico – químicas da água
14 (Grieco; et al., 2017). Estas mudanças afetaram significativamente a diversidade
15 taxonômica e funcional, devido às características ambientais atuarem como filtros a
16 distribuição das espécies mais sensíveis, selecionando apenas algumas espécies com
17 características funcionais propícias a sobrevivência em lugares ambientalmente
18 alterados [NT6](Poff et al. 1995; Biswas e Mallik 2010). Portanto, a simplificação do
19 habitat em virtude da urbanização ocasionará uma menor divergência de características
20 funcionais, devido as menores disponibilidades de nicho ecológico (A. S. Barbosa et al.,
21 2020; Piano et al., 2020).

22

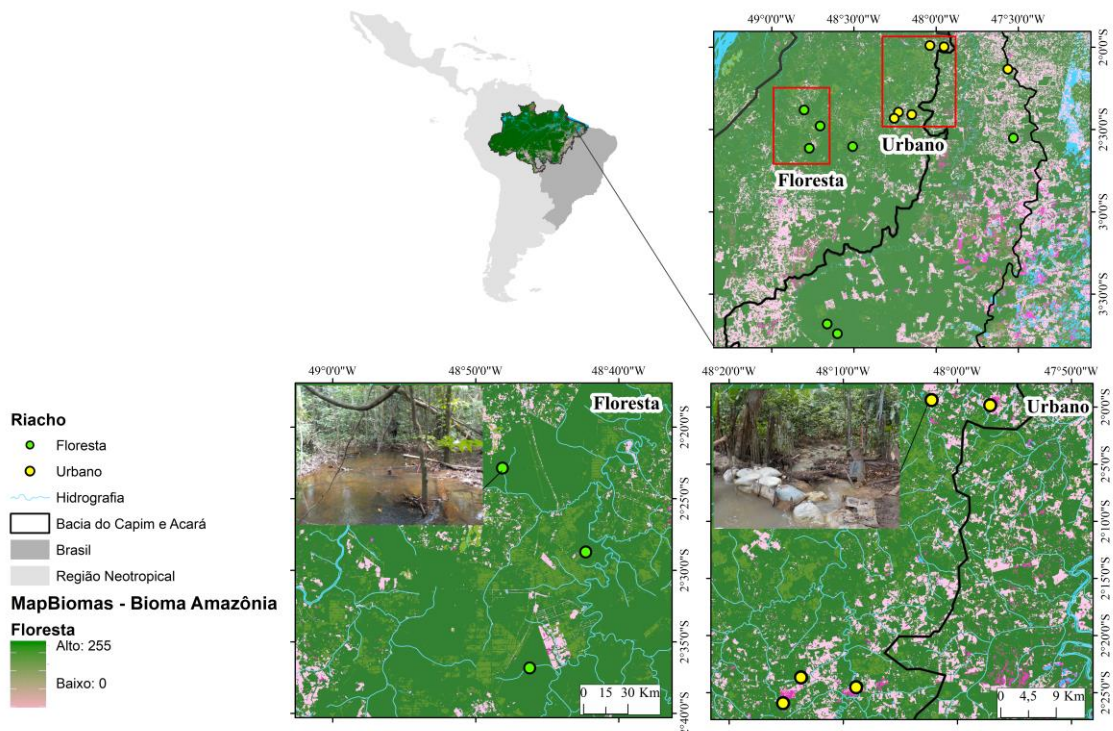
23 **Material e métodos**

24 *Área de estudo* [NT7]

25 O estudo foi desenvolvido em uma região no leste da Amazônia, Brasil (Figura
26 1). Esta região possui uma intensa influência antrópica, devido ao desmatamento
27 histórico em larga escala e sua posição geográfica em uma zona de transição
28 climatológica e ecológica (Coe *et al.*, 2013). O clima da região é tropical úmido,
29 segundo a classificação de Köppen adaptada por Peel *et al.*, 2007, com precipitação
30 pluviométrica de 2000 mm (Cavalcante et al., 2020). Nos remanescentes florestais a
31 vegetação predominante é do tipo Floresta Ombrófila Densa Aluvial (IBGE, 2012).

32 Na região do estudo, vem ocorrendo uma migração e urbanização maciça, o
33 número de sedes municipais duplicou entre 1980 e 1990 (Browder & Godfrey, 1990).

1 Isso ocorreu pela expansão agrícola e construção de estradas, o que favoreceu a
2 migração de trabalhadores em busca novas oportunidades (Tritsch & Le Tourneau,
3 2016). A construção de estradas, como BR 010, favoreceu o surgimento de cidades no
4 sudeste paraense e seus cruzamentos com rodovias locais possibilitou o aumento de
5 locais estratégicos, como auto mecânicas, hotéis, restaurantes e outros serviços
6 (Browder & Godfrey, 1990; J. M. C. da Silva, Prasad, & Diniz-Filho, 2017). Essas
7 rodovias locais deslocaram o desenvolvimento para localidades com pequeno
8 desenvolvimento, os conhecidos assentamentos rurais, povoamentos ou vilas (Browder
9 & Godfrey, 1990). Com o passar dos anos essas localidades tornaram-se atrativas para
10 indústrias de extração florestais, pecuária, processamento de cultura, comércio regional,
11 bancos e serviços governamentais (Godfrey & Browder, 1996; Ribeiro et al., 2019). No
12 entanto, esse deslocamento do desenvolvimento não acompanhou o planejamento
13 urbano para essas cidades (Richards & VanWey, 2015), como Aurora do Pará, Ipixuna
14 do Pará, Concórdia do Pará, Tomé – Açú e outras localizadas no sudeste paraense. A
15 ausência de planejamento das cidades agravou os problemas relacionados à ausência de
16 saneamento básico, ou seja, não ocorre com eficiência a disposição de resíduos sólidos,
17 efluentes domésticos e industriais de forma adequada (Cerqueira et al., 2020; Instituto
18 Trata Brasil - ITB, 2015).



1 Figura 1: Localização da área de estudo dos 13 riachos em paisagens urbanas e em
2 fragmentos florestais, amostrados em 2016 e 2018 no leste da Amazônia, Brasil^[NT8].

3

4 *Desenho amostral*

5 Foram selecionados 13 riachos, um trecho de 150 metros foi utilizado em cada
6 um desses riacho. Destes, sete riachos drenavam regiões de floresta amazônica nativa e
7 seis riachos drenavam regiões urbanas (Ver Material Suplementar). Todos os riachos,
8 eram de 1^a a 3^a ordem segundo a classificação de Strahler (1957) modificada de Horton
9 (Peel *et al.*, 2006) e tinham até quatro metros de largura. Os riachos foram amostrados
10 uma vez durante o período de estiagem, entre os meses de agosto e novembro dos anos
11 de 2016 e 2018.

12

13 *Variáveis ambientais*

14 Variáveis ambientais locais

15 Com base em estudos já realizados em riachos neotropicais (M. Callisto,
16 Moretti, & Goulart, 2001; Juen *et al.*, 2016; Junqueira *et al.*, 2016) e estudos que
17 avaliaram efeitos da urbanização (Cruz & Pompeu, 2020; Czeglédi, Kern, Tóth, Seress,
18 & Erős, 2020) foram selecionadas previamente nove variáveis ambientais locais
19 consideradas importantes para caracterizar os riachos e predizer os padrões de
20 diversidade da biota aquática: temperatura (1) pH (2), condutividade elétrica (3),
21 oxigênio dissolvido (4), profundidade do talvegue (5), média de imersão (6), média de
22 abrigo (7), média de abrigo total (8) e média de abrigo antropico (algas/macrófitas) (9)
23 (Tabela 1). Os trechos de 150 metros amostrados em cada riacho foram divididos em 11
24 transecções, obtendo-se 10 seções longitudinais com 15 m cada, nomeados de A à K. As
25 variáveis ambientais foram mensuradas de acordo com o protocolo de avaliação do
26 habitat de riachos proposto por Peck *et al.* (2006), onde as variáveis ambientais foram
27 calculadas seguindo o método proposto por Kaufmann *et al.* (1999). Os procedimentos
28 de coleta realizados nos riachos são descritos na Tabela 1^[NT9].

29

30 Distância Fluvial

31 Para evitar problemas de autocorrelação espacial enviesando nossos resultados a
32 rede de drenagem foi extraída a partir de dados de Modelos Digitais de Elevação do
33 Terreno – MDE's SRTM (Shuttle Radar Topograph Mission) com resolução espacial de

1 30 metros. Através dos MDE's delimitamos as áreas de drenagem dos riachos com a
2 ferramenta ArcHydro no software ArcGis 10.1 (Esri, 2014). Com a drenagem obtida por
3 meio desse processo acima calculamos a distância fluvial entre as 13 unidades amostrais
4 desse estudo, através da extensão Network Analysts do ArcGis 10.1. Em seguida essa
5 medida foi utilizada para avaliar a existência de autocorrelação espacial, detalhada em
6 análise de dados^[NT10]. DESCREVER MELHOR PCNM e RDA

9 *Ictiofauna*

10 Amostragem da ictiofauna

11 A ictiofauna foi coligida utilizando duas redes de mão, com 55 cm de diâmetro e
12 malha de 3 mm entre nós opostos. O esforço amostral foi de 18 min para cada seção
13 longitudinal de 15 m, totalizando 3h de amostragem por trecho. Os espécimes coletados
14 foram eutanasiados com anestésico (Eugenol), fixados em solução de formalina 10 % e
15 após 48 horas foram transferidos para álcool 70%, com posterior triagem e identificação
16 (Apêndice 1). A identificação foi realizada com auxílio de especialistas dos diferentes
17 grupos taxonômicos e através de consultas à literaturas especializadas (Gery, 1977;
18 Kullander, 1986). Os espécimes encontram-se no museu de zoologia da Universidade
19 Federal do Pará e material testemunho será depositado na coleção ictiológica do Museu
20 Paraense Emílio Goeldi (MPEG), Belém, Pará. A amostragem de espécimes de peixes
21 foi aprovada pelo Comitê de Ética da UFPA (CEUA nº 8293020418).

22 Características funcionais

23 A matriz de características funcionais é composta por características do uso do
24 habitat, ecologia trófica, história de vida e reprodução de acordo com a literatura
25 especializada (Molina, Roa-fuentes, Zeni, & Casatti, 2017; Winemiller et al., 2015;
26 Zuanon et al., 2015). Essas características funcionais são compostas por dados
27 categóricos e contínuos, que representam as dimensões do nicho ecológico da ictiofauna
28 no ambiente aquático (Winemiller et al., 2015).

29 A matriz de características do uso do habitat é composta por quatro atributos
30 ecomorfológicos (Oliveira et al., 2010), relacionados por exemplo a formas de
31 alimentação, características natatórias e posição na coluna d'água (Brejão, Gerhard and
32 Zuanon, 2013; Toussaint et al., 2016; Leitão et al., 2017), e dois atributos categóricos
33 que indicam o período de maior atividade do indivíduo e estratificação vertical. Os

1 atributos ecomorfológicos foram os seguintes: índice de compressão do corpo – ICC;
2 área relativa da nadadeira peitoral – ARNP; comprimento relativo da cabeça – CRC e
3 índice de compressão do pedúnculo caudal – ICPC. DESCREVER MELHOR

4 Em relação a ecologia trófica foram utilizadas três características obtidas nos
5 bancos de dados como Fishbase, CAS (Californian Academy of Science) e manuscritos
6 científicos na Web of Science, caracterizando os peixes em onívoros, insetívoros e
7 piscívoros. Para matriz de história de vida foram considerados mais de 10 categorias
8 relacionados ao tipo de refúgio, orientação na coluna d'água, forma de proteção contra
9 predadores, e outros. Além disso, consideramos também seis características de proteção
10 contra predadores, como mimetismo e armadura corporal. As características
11 reprodutivas foram reunidas em 15 categorias, como tipo de desova, cuidado parental,
12 local de desova e período de desova. Mais detalhes sobre cada característica funcional
13 no Apêndice 2.

14

15 **Análise de dados**

16 *Matrizes de características bióticas*

17 Reunimos seis matrizes bióticas: riqueza (número de espécies) (1), abundância
18 (número de indivíduos) (2), composição de espécies (identificação das espécies) (3),
19 riqueza funcional (4), entropia quadrática de Rao (5) e composição funcional (6). Os
20 índices de diversidade funcional (RaoQ e CWM) de peixes de riacho foram calculados
21 através de quatro características da diversidade funcional: uso do habitat, ecologia
22 trófica, história de vida e reprodução; com dados de abundância e de características
23 funcionais (Apêndice 2), e o método foi baseado em Villéger (*et al.* 2008).

24 A riqueza funcional (FRic) representa o volume do espaço funcional ocupado
25 pela comunidade avaliada (Villéger *et al.* 2008). Quando esta comunidade possui altos
26 valores de FRic, quer dizer que essa possui muitas características funcionais, já o
27 contrário indica que essa comunidade possui poucos nichos a serem ocupados
28 (Baumgartner, de Oliveira, Agostinho, & Gomes, 2018; Mason, De Bello, Mouillot,
29 Pavoine, & Dray, 2013).^[NT11]

30 O **Composição Funcional** – CWM representa as médias ponderadas ao nível de
31 comunidade dos valores de traços funcionais (Laliberte & Legendre, 2010). O RaoQ
32 representa a soma das distâncias em pares entre o conjunto de espécies distribuídas,
33 ponderadas por sua abundância relativa nos locais de amostragem (Rao, 1982). Os dois

1 acima são importantes para determinar a estrutura e funcionamento da comunidade no
2 ecossistema. Esses são considerados a “média” e a “dispersão” das características
3 funcionais da comunidade, fornecendo informações complementares (Ricotta &
4 Moretti, 2011)^[NT12].

5 O CWM pode ser usado para descrever mudanças na composição funcional das
6 comunidades, mostrando o quanto as características funcionais estão contribuindo para
7 manutenção das propriedades da assembleia; e o RaoQ é aplicado para avaliar padrões
8 de divergência e convergência (Ricotta & Moretti, 2011). Esses índices quantificam a
9 diversidade de características e atuam como substitutos das diversas funções ecológicas
10 desempenhadas na comunidade (Karadimou, Kallimanis, Tsiripidis, & Dimopoulos,
11 2016).

12

13 *Matrizes de características abióticas*

14 Nosso conjunto de nove variáveis do hábitat passou por uma pré-seleção para
15 excluir a redundância entre as variáveis e produzir um conjunto de preditores ambientais
16 que representassem um gradiente ambiental (Abdi & Williams, 2010). Primeiro os eixos
17 da PCA foram avaliados com o critério de parada de *broken-stick* (Jackson, 1993), em
18 seguida, retemos para a sequência das análises apenas as variáveis que tiveram valores
19 de *loadings* maiores que 0.6. Com isso, pretendemos excluir variáveis que não eram
20 representativas no gradiente ambiental.

21

22 *Efeitos da urbanização na estrutura do habitat e assembleias de peixes de riachos* 23 *amazônicos*

24 Para responder a primeira pergunta desse estudo “Quais as relações da
25 diversidade taxonômica e funcional com as mudanças ambientais *in-stream* em riachos
26 de sistemas urbanos?” realizamos uma análise de sensibilidade com as variáveis
27 ambientais, através da observação dos quartis de *Box and whiskers plots* (Babour *et al.*,
28 1996). Essa análise exploratória observa se existe a mínima sobreposição dos quartis,
29 para confirmar a mudança da variável ambiental em diferentes grupos. Para confirmar
30 essa diferença nos realizamos um Teste *t – Student* a nível de 5 %, e antes de cada teste
31 atendemos aos pressupostos de normalidade e homocedasticidade (Aho *et al.*, 2012;
32 Legendre & Legendre, 2012). Esse método demonstra quais variáveis ambientais estão

1 mudando em função da mudança de uso da terra, aqui em função da urbanização, o que
2 é muito relevante para projetos futuros de restauração desses riachos.

3 Com as variáveis selecionadas na etapa descrita acima realizamos uma
4 ordenação RLQ (Dolédec, Chessel, Braak, & Champely, 1996) em combinação com a
5 análise *Fourth-corner* (Dray et al., 2014), utilizando as características taxonômicas e
6 funcionais das comunidades de peixes. Estas combinações de análises produzem uma
7 matriz que demonstra e testa as associações das características funcionais e taxonômica
8 (composição de espécies) com as variáveis ambientais. Para todas as análises utilizamos
9 o programa R Studio e utilizamos os seguintes pacotes “*FD*” “*car*”, “*vegan*” “*mgcv*”,
10 “*ade4*”, “*stats*”, “*permute*”, “*MASS*”, “*lattice*”. Realizamos um resumo com as análises
11 uni e multivariadas descritas em análise de dados na Figura 2.

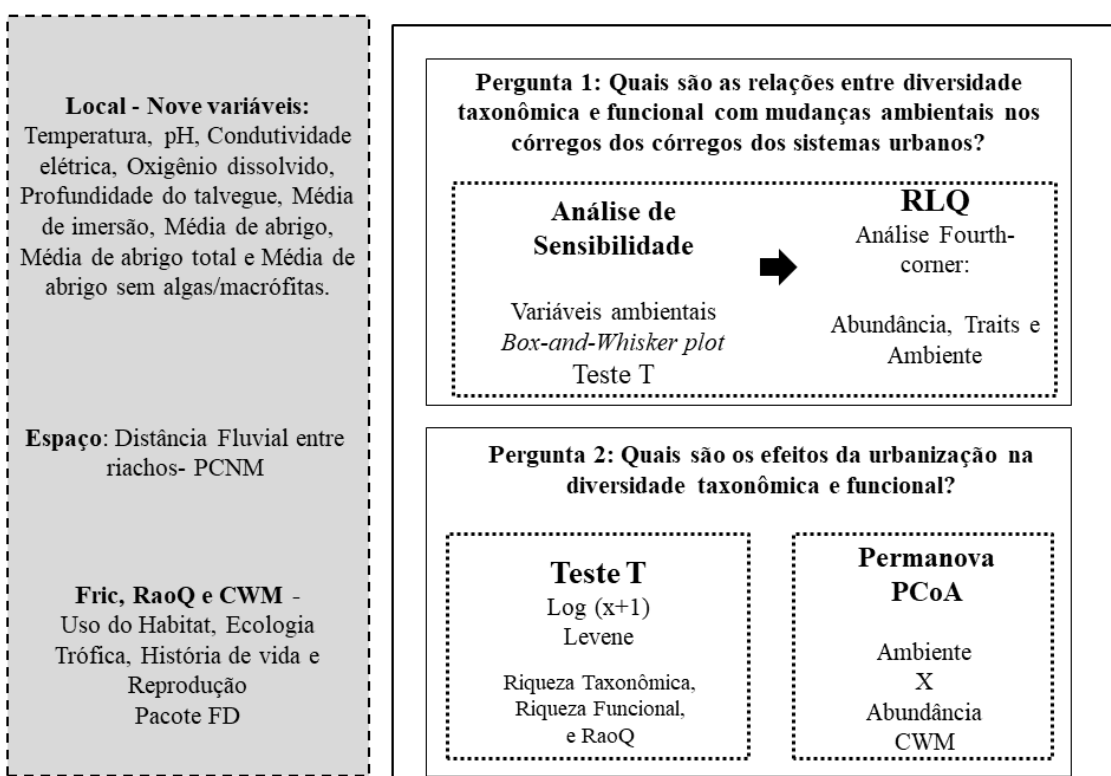
12 Para responder nossa segunda pergunta “Quais os efeitos da urbanização sobre a
13 diversidade taxonômica e funcional?” realizamos três teste *t – Student* ($\alpha = 5\%$) com a
14 riqueza de espécies, um com a riqueza funcional e um com o RaoQ dos dois grupos. Os
15 dados foram transformados em $\log(x+1)$ e sua homogeneidade das variâncias testado
16 com o Levene (Levene, 1960). As diferenças na composição de espécies em termos de
17 abundância de espécies e CWM foram testadas através de duas análises de Variância
18 Multivariada com Permutação – PERMANOVA (Anderson, Gorley, & Clarke, 2008)
19 com 9.999 permutações. A Análise de Coordenadas Principais – PCoA (Borcard, Gillet,
20 & Legendre, 2011) foi construída para visualização dos grupos formados.

21

22

Organizações dos dados

Análises Estatísticas



1
2 Figura 2: Diagrama^[NT13] demonstrando os procedimentos uni e multivariados utilizados
3 nesse estudo.

6 Resultados

7 Seleção de variáveis ambientais dos riachos e estrutura espacial

8 Dentre as nove variáveis ambientais selecionadas pela literatura, com base nas
9 suas representatividades para a formação dos eixos da PCA foram selecionadas: pH,
10 condutividade elétrica, média de abrigo total e média de abrigo com algas/macrófitas
11 (Tabela 1). Quando comparamos essas variáveis ambientais entre os riachos que drenam
12 regiões de floresta e riachos que drenam áreas urbanas, os riachos de floresta
13 apresentaram valores máximos de pH de 4.76 ($\bar{X} = 4.64 \pm 0.11$), condutividade elétrica
14 de $0.038 \mu\text{S}/\text{cm}$ ($\bar{X} = 0.022 \mu\text{S}/\text{cm} \pm 0.009 \mu\text{S}/\text{cm}$), média de abrigo total de 151.59%
15 ($\bar{X} = 128.90 \% \pm 18.26 \%$) e média de abrigo com algas/macrófitas de 121.81% ($\bar{X} =$
16 $130.45 \% \pm 19.44 \%$). Enquanto que nos riachos urbanos pH apresentou máximo de
17 7.32 ($\bar{X} = 6.07 \pm 0.79$), condutividade elétrica de $0.174 \mu\text{S}/\text{cm}$ ($\bar{X} = 0.073 \mu\text{S}/\text{cm} \pm 0.06$
18 $\mu\text{S}/\text{cm}$), média de abrigo total de 121.81% ($\bar{X} = 76.47 \% \pm 31.92 \%$) e média de abrigo

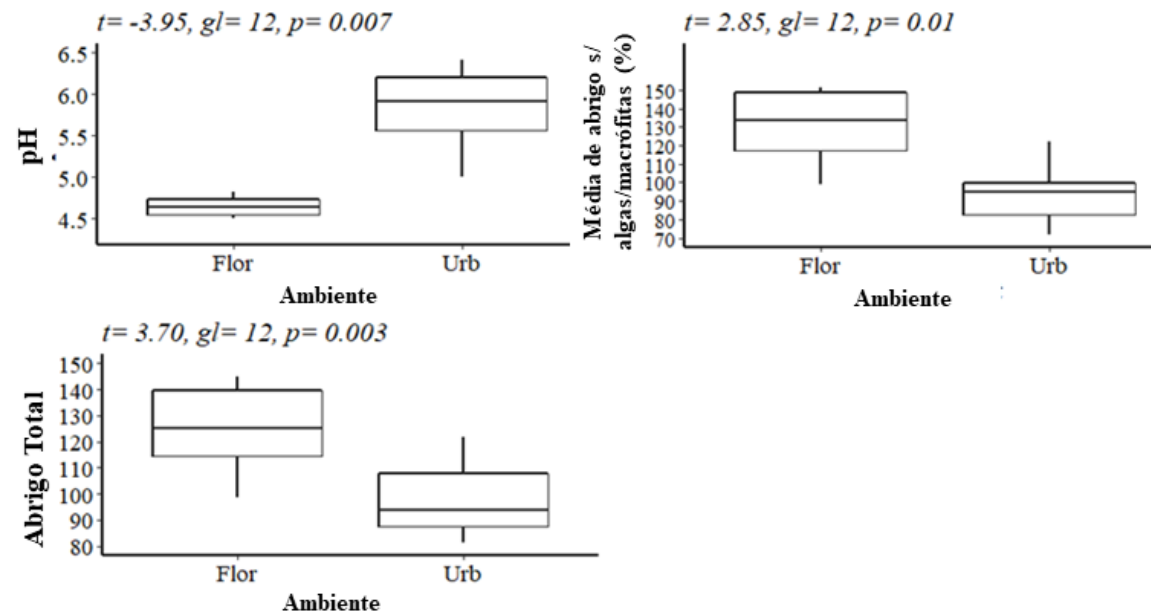
1 com algas/macrófitas de 120.90 % ($\bar{x} = 84.09 \% \pm 29.95 \%$). A cobertura florestal nos
2 riachos de floresta apresentou 100 % da área coberta por floresta primária. Já os riachos
3 urbanos tiveram amplitude de 19.69 % a 96.62 % de áreas urbanas ($\bar{X} = 63.24 \% \pm$
4 32.65%) (Apêndice 3). Na análise de sensibilidade selecionamos três variáveis
5 ambientais que se enquadravam nos critérios descritos em análise de dados: pH, média
6 de abrigo total e média de abrigo com algas/macrófitas (Figura 3). [NT14]

7
8
9
10
11
12
13
14

15 Tabela 3: Siglas das variáveis ambientais, procedimentos de coleta e escores da PCA das variáveis ambientais do habitat físico. *Variáveis
 16 selecionadas

Habitat de riacho	Sigla	Procedimento de coleta	Média de Floresta	Desvio Padrão de Floresta	Média do Urbano	Desvio Padrão do Urbano	PCA 1			
							Correlação com as Variáveis	Autovalores	Varição explicada	Varição explicada (%)
Temperatura (°C)	T	Sonda multiparâmetro	25,655	0,578	25,694	0,551	0,21	2,78	0,13	13
Pontencial Hidrogenionico *	pH		4,728	0,276	5,823	0,776	-0,83	1,97	0,50	50
Conductividade (µS/cm) *	C		0,020	0,009	0,059	0,055	-0,72	1,30	0,43	43
Oxigênio dissolvido (mg.L ⁻¹)	DO		7,246	1,655	7,083	1,698	0,36	1,09	0,21	21
Média da profundidade do Tavelgue	depth_t	Estimado em 5 pontos equidistantes ao	33,537	15,721	36,860	17,895	0,39	0,97	0,24	24

(mm)			longo da seção								
Média	de embed		transversal	52,166	20,339	51,351	24,229	0,11	0,58	0,16	16
Imersão (%)											
Média	de Shelter	-	Medido dentro	28,250	30.634	13,629	20,964	0,48	0,21	0,29	29
Abrigo	- Excavated		de cada riacho								
Margem	Margin										
Escavada (mm)											
Média	de Shelter	-		95,572	3,103	83,222	18,095	0,71	0,09	0,42	42
Abrigo	Média Total										
de Abrigo Total											
(%)*											
Média de abrigo	Shelter	-		36,733	13,822	17,841	14,504	0,68	0,02	0,41	41
sem	without Macro										
algas/macrófitas											
(%) *											



19

20 Figura 3: *Box-and-whiskers plots* das três métricas que foram sensíveis na análise exploratória. A linha mais escura no centro representa a média,
 21 os retângulos representam o desvio padrão, as barras representam os valores máximos e mínimos, e os círculos representam os *outliers*. A
 22 legenda Flor representa as áreas de floresta e Urb representa as áreas urbanas.

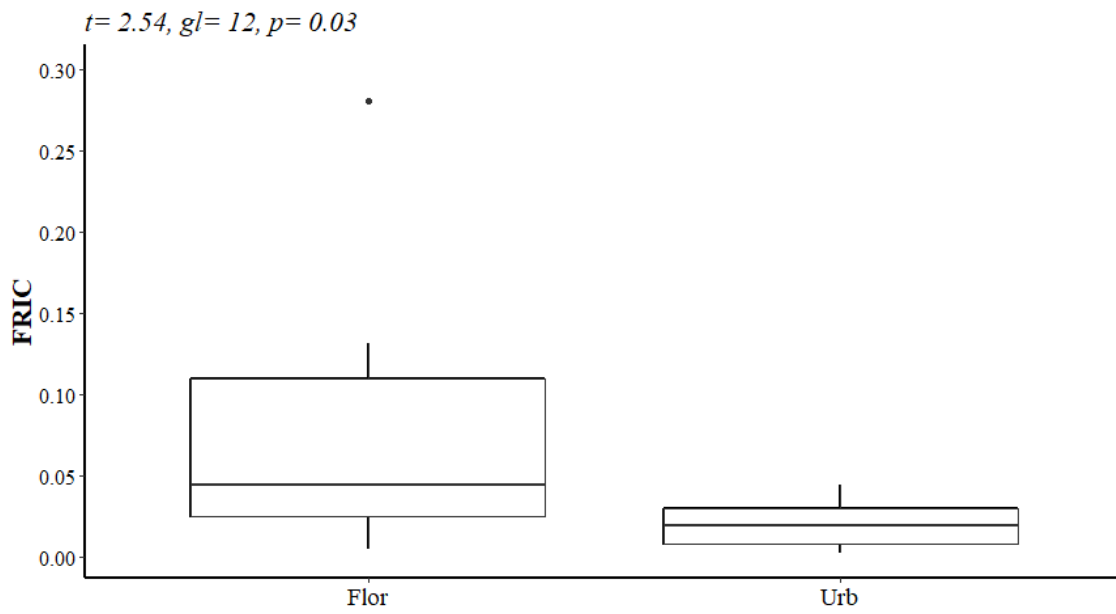
23 *Composição da ictiofauna*

24 Foram amostrados 3.789 indivíduos distribuídos em 5 ordens, 19 famílias e 45
25 espécies. Desse montante os Characiformes foram a ordem mais abundante (N=2.336),
26 seguida por Cichliformes (N= 609) e Cyprinodontiforme (N= 481). Entre as famílias os
27 Characidae foram a mais abundante (N= 1.154), seguida por Cichlidae (N= 609) e
28 Crenuchidae (N= 594). As espécies com maior abundância foram *Hyphessobrycon*
29 *heterorhabdus* (Ulrey, 1894) (N= 980), *Microcharacidium weitzmani* Buckup, 1993
30 (N= 565) e *Apistogramma* gr. *regani* (N= 432) (Apêndice 1). Em riachos de floresta a
31 abundância foi 2378 e em urbanos foi 1411, enquanto para a riqueza foram 36 espécies
32 e 27 espécies, respectivamente. Cerca de 18 espécies foram exclusivas de riachos de
33 floresta, entre elas *Hemigrammus bellottii* (Steindachner 1.882) (N= 164), *Gladioglanis*
34 *conquistador* Lundberg, Bornbusch & Mago-Leccia 1991 (N= 61) e *Iguanodectes*
35 *rachovii* Regan 1912 (N= 51); e oito espécies foram exclusivas de riachos urbanos,
36 como *Poecilia vivipara* Bloch & Schneider 1801 (N= 419) *Microsternarchus bilineatus*
37 (N= 23) e *Laimosemion strigatus* (Regan 1912) (N= 21) (Apêndice 1).

38

39 *Efeitos da urbanização sobre o habitat físico de riachos*

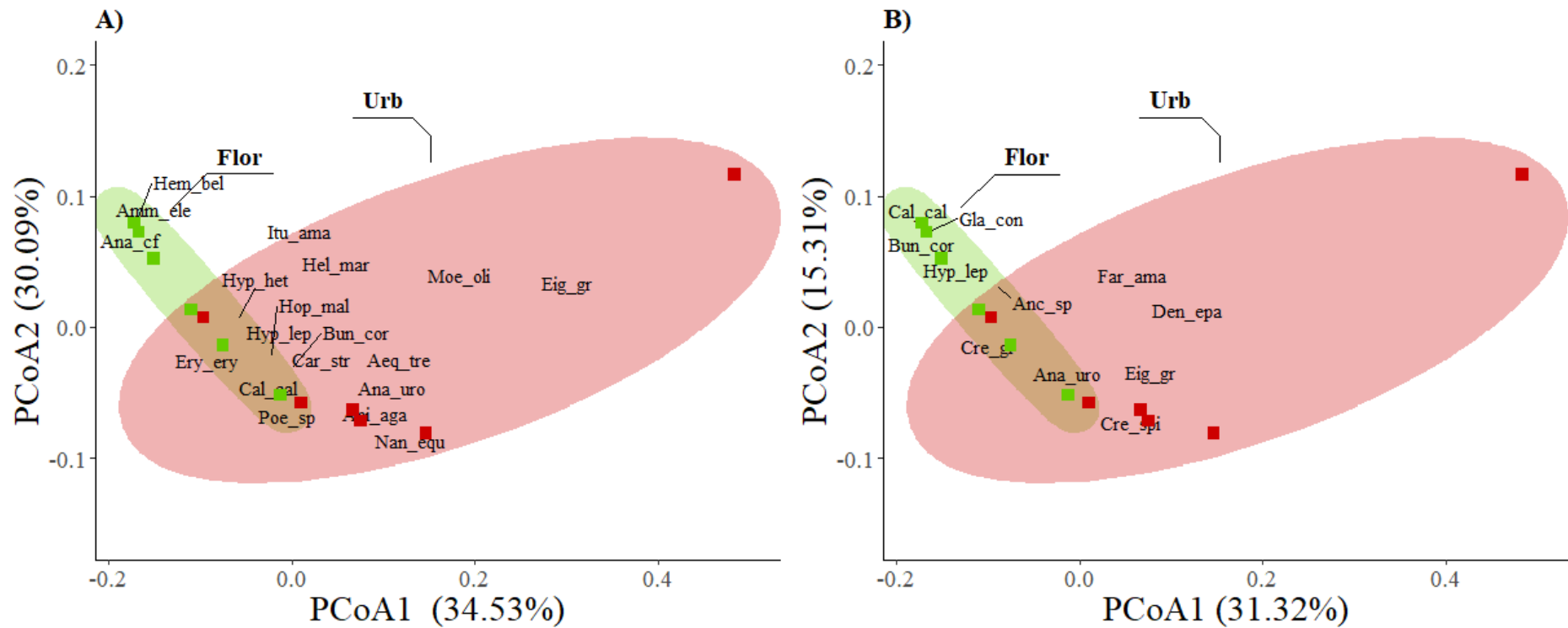
40 A diversidade em termos de riqueza de espécies e entropia quadrática de RaoQ
41 nos dois tratamentos floresta e urbano não apresentaram diferenças (Riqueza: $t = 0,45$,
42 $GL = 12$, $p = 0,66$; RaoQ: $t = 0,82$, $GL = 12$, $p = 0,42$), enquanto para riqueza funcional
43 essa diferença ocorreu (Figura 4; $t = 2,54$, $GL = 12$, $p = 0,03$). A PCoA reuniu em seus
44 dois primeiros eixos 64.62% e 46.63%, e mostrou que existe diferenças entre riachos de
45 floresta e urbanos, respectivamente, tanto em termos de composição de espécies
46 baseado em abundância (Figura 5A; PERMANOVA: pseudo – $F = 2,87$, $GL = 12$, $p =$
47 $0,012$) quanto a composição funcional feita com o CWM (Figura 5B; PERMANOVA:
48 pseudo- $F = 3,65$, $GL = 12$, $p = 0,005$).



49

50 Figura 4– Diferença na Riqueza funcional registrado em riachos floresta e urbanos no
51 leste da Amazônia, Brasil.

52

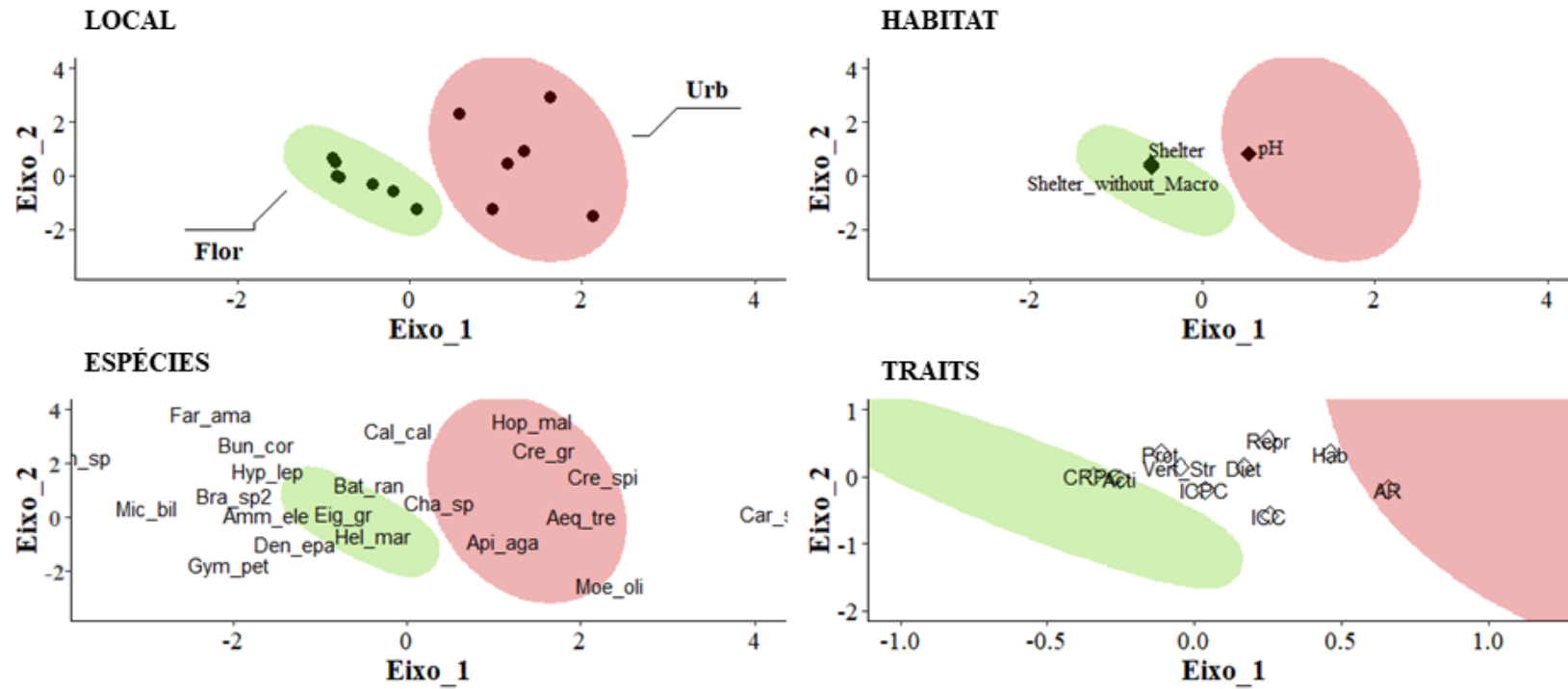


53

54 Figura 5 – Análise de Coordenadas Principais (PCoA) mostrando a heterogeneidade entre riachos floresta (verde) e urbanos (vermelho) no leste
 55 da Amazônia. Onde A – Taxonomica; B – CWM. O nome das espécies encontra-se no apêndice ?. **Especies mais abundantes.**

56 *Relações da assembleia de peixes com as mudanças ambientais em áreas urbanas*
57 A composição taxonômica foi influenciada pelas variáveis ambientais (Figura 6;
58 RLQ modelo 2, $p = 0,006$). Sobre isso, observamos em especial que espécies como
59 *Bunocephalus coracoideus* (Cope 1874), *Mastiglanis* cf. *asopos*, *Hypopygus lepturus*
60 Hoedeman 1962, *Gladioglanis conquistador* Lundberg, Bornbusch & Mago-Leccia
61 1991, *Ammocryptocharax elegans* Weitzman & Kanazawa 1976, *Farlowella amazona*
62 (Günther 1864), *Moenkhausia oligolepis* (Günther 1864), *Hyphessobrycon*
63 *heterorhabdus* (Ulrey 1894), *Apistogramma agassizii* (Steindachner 1875) e
64 *Rineloricaria* sp. estão associadas positivamente a riachos florestais, onde ocorre a
65 manutenção de variáveis ambientais como média de abrigo total e média de abrigo sem
66 algas/macrófitas (%). Espécies como *Anablepsoides* cf. *urophthalmus*, *Hemigrammus*
67 *bellottii* (Steindachner 1882), *Erythrinus erythrinus* (Bloch & Schneider 1801),
68 *Crenuchus spilurus* Günther 1863, *Denticetopsis epa* Vari, Ferraris & de Pinna 2005 e
69 *Bryconops* sp. foram associadas positivamente aos riachos urbanos, onde ocorre
70 mudanças nas variáveis ambientais, como o pH. Apesar de existir diferenças na
71 composição funcional quando comparamos as comunidades de riachos de floresta e
72 urbanos, o conjunto de atributos funcionais não foram afetados diretamente pelas
73 variáveis ambientais (Figura 6; RLQ modelo 4, $p = 0,08$).

74



75

76 Figura 6: Distribuição dos *loadings* local, espécies, habitat e traits da RLQ realizada com as variáveis ambientais, características taxonômicas e
77 funcionais de riachos de floresta e urbanos na Amazônia Oriental. Siglas para espécies e variáveis ambientais disponíveis em apêndice 1 e 2.

78 **Discussão**

79 Os nossos resultados fornecem informações importantes sobre os impactos nas
80 características do habitat e biodiversidade de peixes causado pela urbanização na
81 Amazônia. O habitat e as condições ambientais de riachos de áreas urbanas foi diferente
82 do encontrado em áreas com mata ripária íntegra, principalmente considerando o pH,
83 média de abrigo total e média de abrigo sem algas/macrófitas (%). A ictiofauna em
84 termos de riqueza funcional e composição taxonômica foram diferentes entre os
85 tratamentos, e ambas foram influenciadas pelas variáveis ambientais supracitadas. Esses
86 resultados apoiam nossa hipótese de que as alterações em riachos de áreas urbanas
87 provocam mudanças na qualidade do habitat e na diversidade de peixes de riacho.

88 Os nossos resultados fornecem informações importantes sobre as características
89 do habitat e da biodiversidade de peixes após o avanço inicial da degradação ambiental
90 em riachos inseridos em contextos urbanos. Isso ocorre devido aos impactos dos
91 projetos arquitetônicos e de engenharia que são utilizadas para modernização das áreas
92 urbanas, como por exemplo, edificações, estradas, rodovias, centros comerciais, igrejas
93 e indústrias (J. L. Meyer et al., 2005; Paul & Meyer, 2001; Wang, Lyons, Kanehi,
94 Bannerman, & Emmons, 2000). Na Amazônia, em especial, esses impactos podem ser
95 mais expressivos, uma vez que existe uma ausência de planejamento urbano, gerando
96 maior proporção de fontes difusas de poluição de efluentes domésticos e industriais
97 oriundo da urbanização não planejada (Godfrey & Browder, 1996; Sathler, Monte-Mór,
98 & de Carvalho, 2009; Sathler, Monte-Mór, de Carvalho, & Costa, 2010) que afetam
99 consideravelmente os seus ambientes aquáticos (Martins, Couceiro, Melo, Moreira, &
100 Hamada, 2017).

101 A mudança gradual ou brusca dessas variáveis ambientais em riachos urbanos
102 em outras regiões trouxe distúrbios irreversíveis na alimentação, reprodução e
103 crescimento da biodiversidade íctica (Boët, Belliard, Berrebi-dit-Thomas, & Tales,
104 1999; Kim, Atique, & An, 2019; Ramírez, Engman, Rosas, Perez-Reyes, & Martínó-
105 Cardona, 2012). Essas mudanças na estrutura do habitat são causadas pelo rápido e
106 intensivo desenvolvimento das cidades, onde é maior a construção de superfícies
107 impermeáveis e frequentes mudanças no uso da água, descarga de poluentes e
108 desmatamento da mata ripária, levando a simplificação do habitat (Collier et al., 2019;
109 Grimm et al., 2008; Konrad & Booth, 2005).

110 As mudanças no habitat de riachos inseridos em paisagens urbanas deve-se por
111 estes receberem com maior intensidade os estressores ambientais provenientes da bacia
112 hidrográfica, tornando-os ambientes assoreados, com dominância de fluxo lento (Fialho,
113 Oliveira, Tejerina-Garro, & De Mérona, 2008), leito instável devido à inundações
114 frequentes por efluentes (Meador, 2020), reduzida profundidade do canal (Teixeira-
115 Neves, Neves, & Araújo, 2015), menor diversidade de mesohabitats (Ramírez, De
116 Jesús-Crespo, Martinó-Cardona, Martínez-Rivera, & Burgos-Caraballo, 2009) e
117 desmatamento da vegetação ripária (Cruz & Pompeu, 2020).

118 Nos riachos avaliados observamos que havia áreas pavimentadas no entorno e
119 acúmulo de resíduos sólidos de diferentes características (metal, plástico, papel, vidro e
120 orgânico). A entrada de resíduos sólidos de diferentes características nos riachos indica
121 que este material não está tendo o destino adequado, favorece a poluição desses corpos
122 hídricos, sobretudo no período de precipitações pluviométricas que facilitam o
123 carreamento dos materiais para os riachos, facilitando as mudanças em variáveis
124 abióticas dos riachos. A mesma atividade observada foi observada em Fogaça, Gomes,
125 & Higuti (2013) em riachos neotropicais com as comunidades de Ephemeroptera,
126 Plecoptera e Trichoptera (EPT), sendo que além de mudanças na comunidade
127 relacionadas a riqueza taxonômica, como neste estudo, os autores também observaram
128 alteração na estrutura trófica^[NT15].

129 Além dos resíduos sólidos macros a entrada de sedimento fino e de construção
130 civil para o interior dos riachos favorece a mudança no habitat desses riachos, mudando
131 a estrutura morfológica do talvegue, conforme mostrado em estudos anteriores (Araújo
132 & Tejerina-Garro, 2009; Gimenez & Higuti, 2017). Essas alterações nas características
133 abióticas podem representar filtros ambientais para as espécies permanecerem em
134 determinados ecossistemas, reduzindo a diversidade de espécies (J. M. Oliveira et al.,
135 2012; Teresa et al., 2016). Neste sentido, a comunidade de peixes de riachos urbanos foi
136 caracterizada pela redução de espécies com a predominância da ordem Characiforme,
137 influenciada pelas variáveis ambientais, como o pH, média de abrigo total e média de
138 abrigo sem algas/macrófitas (%), demonstrando uma resposta ambiental ao processo de
139 urbanização. Enquanto diferentes ordens foram encontradas nos riachos de floresta
140 como Siluriformes, Gymnotiformes e Cichliformes, corroborando a expectativa de que
141 a ocorrência de mata ripária favorece a diversidade taxonômica.

142 Neste estudo também observamos que a biodiversidade em termos de riqueza
143 funcional de riachos urbanos foi menor em comparação a riachos de floresta, e tanto a
144 composição taxonômica quanto composição funcional – CWM foram diferentes entre
145 os tratamentos. Isso indica que existe menor disponibilidade de nicho em áreas urbanas
146 para a ictiofauna, assim como já avaliado em outros estudos (Tóth et al. 2019; Barbosa
147 et al. 2020; Czeplédi et al. 2020). Essa indisponibilidade de nichos adequados não
148 mantém a estrutura funcional da ictiofauna nesses ambientes (Brejão, Hoeninghaus,
149 Pérez-Mayorga, Ferraz, & Casatti, 2018; Zeni & Casatti, 2014). Pois a menor
150 disponibilidade de nicho se deve principalmente pelo fato da mata ripária se encontrar
151 degradada e não realizar a manutenção do *input* de material alóctone e dos abrigo para
152 peixes e macroinvertebrados aquáticos, assim como também observado em Pinheiro et
153 al. (2015). Além do desmatamento da mata ciliar, outro agravante nessas áreas foram os
154 diferentes níveis de urbanização, ou seja, a perturbação nessas áreas não ocorre
155 uniformemente, havendo heterogeneidade de distúrbio entre os locais, dependendo das
156 estruturas urbanas instaladas nas cidades (L. R. Brown et al., 2013).

157 Além disso, a baixa riqueza funcional nos riachos urbanos pode ser justificada
158 pela reduzida quantidade de hábitos alimentares, havendo maior competição por
159 recursos alimentares (Fausch, Torgersen, Baxter, & Li, 2002). Ademais, observamos
160 também a presença de alimentadores de coluna d'água, como *N. eques*, nos riachos
161 urbanos indicando uma alta taxa de sedimentação na água trazida pelo lixiviamento do
162 solo das bacia hidrográficas para os riachos, e em resposta à redução de invertebrados
163 bentônicos (Martins et al., 2017; Paul & Meyer, 2001).

164 Nos riachos urbanos observamos a permanência de espécies com uma dieta
165 generalista, com hábito frequente em trechos rápidos, bentônicos e com pedúnculo
166 caudal comprimido, indicando baixa manobrabilidade, mas com arranques rápidos, tais
167 como *Bryconops* sp., *Callichthys callichthys*, *Hoplias malabaricus*, *Erythrinus*
168 *erythrinus* e *Characidium* sp., sendo esses resultados semelhantes em Tóth et al. (2019)
169 e Barbosa et al. (2020). As espécies generalistas são presentes em riachos urbanos
170 devido a ausência de disponibilidade de alimentos; como macroinvertebrados aquáticos;
171 maior velocidade da corrente, menor profundidade do talvegue e menor concentração de
172 oxigênio dissolvido.

173 Nos riachos urbanos deste estudo também observamos a presença de espécies
174 exóticas como em outros estudos realizados em ecossistemas urbanos (Lisi et al., 2018;

175 Milardi, Gavioli, Soininen, & Castaldelli, 2019; Ramírez-Cruz et al., 2019). Além disso,
176 o impacto da urbanização foi observado pela presença de espécies como a *Poecilia*
177 *reticulata* e *Poecilia uai* por serem espécies conhecidas de ambientes antropizados com
178 grande aporte de nutrientes e alta temperatura da água (Cunico, Ferreira, Agostinho,
179 Beaumord, & Fernandes, 2012; Mazzoni & Iglesias-Rios, 2002; Perkin, Troia, Shaw,
180 Gerken, & Gido, 2016). Adicionalmente, ambas as espécies mostram a capacidade de
181 mudar seus nichos tróficos em decorrência da poluição aquática (de Carvalho, Flecker,
182 Alves, Sparks, & Pompeu, 2019), pois espécies deste gênero possuem características
183 adaptativas que as auxiliam na variação de temperatura, luz, recursos alimentares e
184 fluxo da água (Souza & Tozzo, 2013), por este motivo são mais comuns de serem
185 encontradas em ambiente antropizado. Além das estratégias supracitadas podemos
186 destacar que as espécies exóticas possuem a capacidade de limitar seu crescimento a
187 tamanhos corporais menores (L. F. de A. Montag, Freitas, Raiol, & Silva, 2011) para a
188 melhor colonização de ambientes impactados.

189 Em outros estudos na região neotropical o gênero acima foi encontrado em
190 riachos com alta densidade de nutrientes, sobretudo, fósforo e nitrogênio (Dias &
191 Tejerina-Garro, 2010), devido à lixiviação de galerias pluviais e disposição clandestina
192 de caminhões auto-fossa, sendo considerado fonte de vírus, bactérias, protozoários e
193 helmintos (Collier et al., 2019).

194 Nossos resultados apontaram que as variáveis ambientais influenciaram a
195 composição taxonômica, mas não tiveram efeitos sobre a composição funcional. A não
196 relação das variáveis ambientais com os atributos funcionais deve ocorrer devido a
197 filtragem ambiental das áreas urbanas virem de um histórico de impactos de várias
198 décadas. Por isso, dificilmente o processo de filtragem dos *traits* por variáveis
199 ambientais será detectado em estudos pontuais no tempo, isso é mais evidente em
200 monitoramento temporal (Mathers, Rice, & Wood, 2017). Dessa forma, para melhor
201 compreensão desse processo necessita-se de outros estudos com ampla coleta de
202 variáveis ambientais e comunidades bióticas ao longo do tempo, inclusive avaliando as
203 fontes difusas de poluição, ao longo da bacia hidrográfica (Allan & Castillo, 2007;
204 Bressiani et al., 2015; Taylor, Weaver, & Garman, 2012).

205 Um das prováveis causas das mudanças das comunidades de peixes em riachos
206 urbanos pode se relacionar com a poluição dos riachos urbanos por resíduos plásticos
207 confirmada, para a região, com os estudos de Ribeiro-Brasil et al. (2020). Pois a redução

208 da diversidade funcional e retirada da mata ciliar nos ambiente urbanizados favorece a
209 entrada de material alóctone de origem antropogênica e consequentemente ingestão de
210 microplásticos pela competição por alimento (Ribeiro-Brasil et al., 2020). Portanto, as
211 mudanças na ictiofauna de riachos urbanos podem também ser consequentes das
212 alterações reprodutivas e fisiológicas que a poluição por microplásticos pode causar nos
213 peixes de riachos urbanos (Anbumani & Kakkar, 2018; McCormick et al., 2016).

214 Com os nossos resultados percebemos que as áreas urbanas afetaram o habitat e
215 a biodiversidade de riachos, mas ainda acreditamos que os riachos estejam em um limiar
216 inicial de transição para áreas com intensa degradação, pois observamos que existe
217 compartilhamento de grupos funcionais entre os riachos de floresta e urbanos. Podemos
218 observar esta assertiva quando comparamos a ecologia trófica entre os tratamentos, por
219 exemplo observamos espécies com hábito alimentar específico como de *Moenkhausia*
220 *oligolepis* (insetívoro) e *Callichthys callichthys* (carnívoro) em riachos urbanos. Ao
221 contrário, em outros estudos é comum observarmos a presença de espécies com
222 características tróficas onívoras em ambientes degradados (Gorman & Karr, 1978; Karr
223 & Schlosser, 1978).

224 Neste estudo ficou evidente a importância da zona ripária para a conservação
225 dos habitats de riachos urbanos, e por consequência, da estrutura taxonômica e
226 funcional de peixes de riachos. Nas áreas florestais houve a preservação das
227 características essenciais para a ictiofauna através da zona ripária, favorecendo
228 melhores condições ambientais e uma fauna de peixes mais complexa, já em áreas
229 urbanas observamos a evolução dos impactos negativos nas variáveis ambientais e
230 diversidade taxonômica. Dessa forma, nosso estudo fornece *insights* para outros estudos
231 que serão desenvolvidos em áreas urbanas e enfatiza a importância da necessidade do
232 desenvolvimento de planos de manejo que incentivem melhores práticas de uso da terra
233 em áreas urbanas, fortalecimento da educação ambiental nas cidades e, também, a
234 importância da recuperação e manutenção das zonas ripárias de riachos.

235 A importância da vegetação ripária já é altamente debatida na literatura
236 ecológica, mas devemos ressaltar que qualquer estratégia que envolva conservação
237 dessa zona deva ser associada com políticas de redução da poluição pontual e difusa,
238 que ocorre corriqueiramente nas cidades amazônicas, através da descarga de efluentes
239 em ecossistemas aquáticos. É notório a emergência de mais estudos que investiguem e
240 expandam o conhecimento sobre a influência de áreas urbanas sobre os ecossistemas de

241 riachos, principalmente pelo motivo dos riachos amazônicos serem heterogênicos e
242 receberem influência de diferentes características estruturais das cidades amazônicas.
243 Essa heterogeneidade ambiental dos riachos e a diferença das arquiteturas das cidades
244 deve ser levada em conta quando forem implantados planos de recuperação dessas áreas
245 degradadas, e na proposição de novos meios profiláticos de deter o avanço de efeitos
246 deletérios aos ecossistemas aquáticos. Nós estimulamos novos estudos em riachos
247 urbanos amazônicos, sobretudo, para termos informações suficientes que possibilitem a
248 conservação das assembleias aquáticas.

249

250 **Agradecimentos**

251 Este estudo foi financiado pelos autores e bolsa de doutorado CAPES. A coleta de
252 espécimes de peixes foi autorizada pelo Sistema de Autorização e Informação sobre
253 Biodiversidade do governo brasileiro – SISBIO (Sistema de Autorização e Informação
254 em Biodiversidade - licença número 4681-1). Ribeiro-Brasil, D.R.G., agradece a bolsa
255 de pós-doutorado cedida pelo projeto Microbioma Intestinal Infantil: uma investigação
256 biocultural financiado pela NSF.

257

258 **Referências**

- 259 Abdi, H., Williams, L.J., 2010. Principal component analysis. *Wiley Interdiscip. Rev.*
260 *Comput. Stat.* 2, 433–459. <https://doi.org/10.1002/wics.101>
- 261 Aho, J.M., Antolin, M.F., Padilla, M.F., Richardson, J.S., Wiley, J., Roy, A., Bartell,
262 S.M., Press, C., Etienne, R.S., 2012. *Numerical Ecology, Developments in*
263 *Environmental Modelling*. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-53868-0.50008-3>
- 264 Allan, J.D., Castillo, M.M., 2007. *Stream Ecology: Structure and Function of Running*
265 *Waters*, 2^o. ed. Springer Netherlands, USA. [https://doi.org/10.1007/978-1-4020-](https://doi.org/10.1007/978-1-4020-5583-6)
266 [5583-6](https://doi.org/10.1007/978-1-4020-5583-6)
- 267 Anbumani, S., Kakkar, P., 2018. Ecotoxicological effects of microplastics on biota: a
268 review. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 25, 14373–14396. [https://doi.org/10.1007/s11356-](https://doi.org/10.1007/s11356-018-1999-x)
269 [018-1999-x](https://doi.org/10.1007/s11356-018-1999-x)
- 270 Anderson, M.J., Gorley, R.N., Clarke, K.R., 2008. *Permanova+ for Primer: Guide to*
271 *Software and Statistical Methods*. Plymouth, UK 1–214.
- 272 Araújo, N.B., Tejerina-Garro, F.L., 2009. Influence of environmental variables and
273 anthropogenic perturbations on stream fish assemblages, Upper Paraná River,
274 Central Brazil. *Neotrop. Ichthyol.* 7, 31–38. [https://doi.org/10.1590/S1679-](https://doi.org/10.1590/S1679-62252009000100005)
275 [62252009000100005](https://doi.org/10.1590/S1679-62252009000100005)

- 276 Barbosa, A.S., Pires, M.M., Schulz, U.H., 2020. Influence of Land-Use Classes on the
277 Functional Structure of Fish Communities in Southern Brazilian Headwater Streams.
278 *Environ. Manage.* 65, 618–629. <https://doi.org/10.1007/s00267-020-01274-9>
- 279 Barros, D., Petreire, M., Lecours, V., Butturi-gomes, D., Castello, L., Judith, V., 2020.
280 Effects of deforestation and other environmental variables on floodplain fish catch in
281 the Amazon. *Fish. Res.* 230, 105643. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2020.105643>
- 282 Baumgartner, M.T., de Oliveira, A.G., Agostinho, A.A., Gomes, L.C., 2018. Fish
283 functional diversity responses following flood pulses in the upper Paraná River
284 floodplain. *Ecol. Freshw. Fish* 1–10. <https://doi.org/10.1111/eff.12402>
- 285 Biswas, S.R., Mallik, A.U., 2010. *Wiley Ecology*. *Ecology* 53, 735–737.
- 286 Boët, P., Belliard, J., Berrebi-dit-Thomas, R., Tales, E., 1999. Multiple human impacts
287 by the City of Paris on fish communities in the Seine river basin, France. *Man River*
288 *Syst.* 59–68. https://doi.org/10.1007/978-94-017-2163-9_7
- 289 Borcard, D., Gillet, F., Legendre, P., 2011. Unconstrained Ordination., in: *Numerical*
290 *Ecology with R*. Springer New York, New York, NY, p. 115–151.
291 https://doi.org/10.1007/978-1-4419-7976-6_5
- 292 Brejão, G.L., Hoeninghaus, D.J., Pérez-Mayorga, M., Ferraz, S.F.B., Casatti, L., 2018.
293 Threshold responses of Amazonian stream fishes to timing and extent of
294 deforestation. *Conserv. Biol.* 32, 860–871. <https://doi.org/10.1111/cobi.13061>
- 295 Bressiani, D. de A., Gassman, P.W., Fernandes, J.G., Garbossa, L.H.P., Srinivasan, R.,
296 Bonumá, N.B., Mendiondo, E.M., 2015. A review of soil and water assessment tool
297 (SWAT) applications in Brazil: Challenges and prospects. *Int. J. Agric. Biol. Eng.* 8,
298 1–27. <https://doi.org/10.3965/j.ijabe.20150803.1765>
- 299 Browder, J.O., Godfrey, B.J., 1990. Frontier urbanization in the Brazilian Amazon: a
300 theoretical framework for urban transition. *Yearb. - Conf. Lat. Am. Geogr.* 16, 56–
301 66.
- 302 Brown, L.R., Gregory, M.B., May, J.T., Cunico, A.M., Allan, J.D., Agostinho, A.A.,
303 Dahm, V., Hering, D., Nemitz, D., Graf, W., Schmidt-Kloiber, A., Leitner, P.,
304 Melcher, A., Feld, C.K., Dias, K., Henriques-Silva, R., Logez, M., Reynaud, N.,
305 Tedesco, P.A., Brosse, S., Januchowski-Hartley, S.R., Oberdorff, T., Argillier, C.,
306 Paula, F.R. de, Gerhard, P., Ferraz, S.F. de B., Wenger, S.J., RAMOS, J. (2004),
307 TEIXEIRA, C., Wang, L., Lyons, J., Kanehl, P., Gatti, R., White, M.D., Greer, K.A.,
308 2013. Effects of physico-chemistry, land use and hydromorphology on three riverine
309 organism groups: A comparative analysis with monitoring data from Germany and
310 Austria. *Ecol. Indic.* 22, 389–415. <https://doi.org/10.1007/s10750-012-1431-3>
- 311 Callisto, M., Moretti, M., Goulart, M., 2001. Macroinvertebrados bentônicos como
312 ferramenta para avaliar a saúde de riachos. *Rev. Bras. Recur. Hídricos* 6, 71–82.
- 313 Castro, N.S.S. de, Braga, C.M., Trindade, P.A. de A., Giarrizzo, T., Lima, M. de O.,
314 2016. Mercury in fish and sediment of Purus River, Acre State, Amazon. *Cad. Saúde*
315 *Coletiva* 24, 294–300. <https://doi.org/10.1590/1414-462x201600030142>

- 316 Cavalcante, R.B.L., Ferreira, D.B. da S., Pontes, P.R.M., Tedeschi, R.G., da Costa,
317 C.P.W., de Souza, E.B., 2020. Evaluation of extreme rainfall indices from CHIRPS
318 precipitation estimates over the Brazilian Amazonia. *Atmos. Res.* 238, 104879.
319 <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2020.104879>
- 320 Cerqueira, T.C., Mendonça, R.L., Gomes, R.L., de Jesus, R.M., da Silva, D.M.L., 2020.
321 Effects of urbanization on water quality in a watershed in northeastern Brazil.
322 *Environ. Monit. Assess.* 192. <https://doi.org/10.1007/s10661-019-8020-0>
- 323 Chapman, J.M., Proulx, C.L., Veilleux, M.A.N., Levert, C., Bliss, S., André, M.È.,
324 Lapointe, N.W.R., Cooke, S.J., 2014. Clear as mud: A meta-analysis on the effects of
325 sedimentation on freshwater fish and the effectiveness of sediment-control measures.
326 *Water Res.* 56, 190–202. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.02.047>
- 327 Coe, M.T., Marthews, T.R., Costa, M.H., Galbraith, D.R., Greenglass, N.L., Imbuzeiro,
328 H.M. a, Levine, N.M., Malhi, Y., Moorcroft, P.R., Muza, M.N., Powell, T.L.,
329 Saleska, S.R., Solorzano, L. a, Wang, J., 2013. Deforestation and climate feedbacks
330 threaten the ecological integrity of south-southeastern Amazonia. *Philos. Trans. R.*
331 *Soc. Lond. B. Biol. Sci.* 368, 20120155. <https://doi.org/10.1098/rstb.2012.0155>
- 332 Collier, C.A., de Almeida Neto, M.S., de Almeida, G.M.A., Rosa Filho, J.S., Severi,
333 W., El-Deir, A.C.A., 2019. Effects of anthropic actions and forest areas on a
334 neotropical aquatic ecosystem. *Sci. Total Environ.* 691, 367–377.
335 <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.07.122>
- 336 Costa, M.R. da, Mattos, T.M., Borges, J.L., Araújo, F.G., 2013. Habitat preferences of
337 common native fishes in a tropical river in southeastern Brazil. *Neotrop. Ichthyol.*
338 11, 871–880. <https://doi.org/10.1590/S1679-62252013000400015>
- 339 Cruz, L.C., Pompeu, P.S., 2020. Drivers of fish assemblage structures in a Neotropical
340 urban watershed. *Urban Ecosyst.* 819–829. [https://doi.org/10.1007/s11252-020-](https://doi.org/10.1007/s11252-020-00968-6)
341 00968-6
- 342 Cunico, A.M., Ferreira, E.A., Agostinho, A.A., Beaumord, A.C., Fernandes, R., 2012.
343 The effects of local and regional environmental factors on the structure of fish
344 assemblages in the Pirapó Basin, Southern Brazil. *Landsc. Urban Plan.* 105, 336–
345 344. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2012.01.002>
- 346 Czeglédi, I., Kern, B., Tóth, R., Seress, G., Erős, T., 2020. Impacts of Urbanization on
347 Stream Fish Assemblages: The Role of the Species Pool and the Local Environment.
348 *Front. Ecol. Evol.* 8, 1–10. <https://doi.org/10.3389/fevo.2020.00137>
- 349 de Carvalho, D.R., Flecker, A.S., Alves, C.B.M., Sparks, J.P., Pompeu, P.S., 2019.
350 Trophic responses to aquatic pollution of native and exotic livebearer fishes. *Sci.*
351 *Total Environ.* 681, 503–515. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.092>
- 352 Dias, A.M., Tejerina-Garro, F.L., 2010. Changes in the structure of fish assemblages in
353 streams along an undisturbed-impacted gradient, upper paraná river basin, central
354 brazil. *Neotrop. Ichthyol.* 8, 587–598. [https://doi.org/10.1590/S1679-](https://doi.org/10.1590/S1679-62252010000300003)
355 62252010000300003

- 356 Dolédec, L.S., Chessel, L.D., Braak, C.J.F. TER, Champely, S., 1996. Matching species
357 traits to environmental variables: a new three-table ordination method. *Catheter.*
358 *Cardiovasc. Interv.* 144–166. <https://doi.org/10.1002/ccd.27419>
- 359 Dray, S., Choler, P., Doí Edec, S., Peres-Neto, P.R., Thuiller, W., Pavoine, S., Ter
360 Braak, C.J.F., 2014. Combining the fourth-corner and the RLQ. *Ecol. Soc. Am.* 1–
361 41.
- 362 Espírito-Santo, H.M. V, Rodríguez, M.A., Zuanon, J., 2013. Reproductive strategies of
363 Amazonian stream fishes and their fine-scale use of habitat are ordered along a
364 hydrological gradient. *Freshw. Biol.* 58. <https://doi.org/10.1111/fwb.12225>
- 365 Esri, 2014. Environmental Systems Research Institute – ESRI. ArcGIS 10.1.
- 366 Fausch, K.D., Torgersen, C.E., Baxter, C. V., Li, H.W., 2002. Landscapes to
367 riverscapes: Bridging the gap between research and conservation of stream fishes.
368 *Bioscience* 52, 483–498. [https://doi.org/10.1641/0006-](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2002)052[0483:LTRBTG]2.0.CO;2)
369 [3568\(2002\)052\[0483:LTRBTG\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2002)052[0483:LTRBTG]2.0.CO;2)
- 370 Fialho, A.P., Oliveira, L.G., Tejerina-Garro, F.L., De Mérona, B., 2008. Fish-habitat
371 relationship in a tropical river under anthropogenic influences. *Hydrobiologia* 598,
372 315–324. <https://doi.org/10.1007/s10750-007-9165-3>
- 373 Fogaça, F.N.O., Gomes, L.C., Higuti, J., 2013. Percentage of Impervious Surface Soil
374 as Indicator of Urbanization Impacts in Neotropical Aquatic Insects. *Neotrop.*
375 *Entomol.* 42, 483–491. <https://doi.org/10.1007/s13744-013-0155-z>
- 376 Frimpong, E.A., Sutton, T.M., Lim, K.J., Hrodey, P.J., Engel, B.A., Simon, T.P., Lee,
377 J.G., Le Master, D.C., 2005. Determination of optimal riparian forest buffer
378 dimensions for stream biota-landscape association models using multimetric and
379 multivariate responses. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 62, 1–6. [https://doi.org/10.1139/f05-](https://doi.org/10.1139/f05-020)
380 [020](https://doi.org/10.1139/f05-020)
- 381 Gery, J., 1977. Characoids of the world. TFH Publ. 1, 672.
- 382 Gimenez, B.C.G., Higuti, J., 2017. Land use effects on the functional structure of
383 aquatic insect communities in neotropical streams. *Inl. Waters* 7, 305–313.
384 <https://doi.org/10.1080/20442041.2017.1329910>
- 385 Godfrey, B.J., Browder, J.O., 1996. American Geographical Society Disarticulated
386 Urbanization in the Brazilian Amazon. *Source Geogr. Rev. Lat. Am. Geogr.* 86, 441–
387 445.
- 388 Gomes-gonçalves, R.D.S., Aguiar, F.S. De, Cristina, M., Azevedo, C. De, Araújo, F.G.,
389 2020. Functional stability despite anthropogenic influences on the ichthyofauna of a
390 tropical bay. *Mar. Environ. Res.* 159, 105016.
391 <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2020.105016>
- 392 Gorman, O.T., Karr, J.R., 1978. Habitat Structure and Stream Fish Communities.
393 *Ecology* 59, 507–515.
- 394 Grieco, A.A., Fregonesi, B.M., Silva, Tonani, K.A. de A., Trevilato, T.V., Celere, B.S.,
395 Beltramini, T.M., Alves, Segura-Muñoz, S.I., Silva, R.I. da, 2017. Diagnóstico

- 396 espacial e temporal de condições físico-químicas e microbiológicas do Córrego do
 397 Tanquinho, Ribeirão Preto, SP, Brasil. *Rev. Ambient. e Agua* 9, 445–458.
 398 <https://doi.org/10.4136/1980-993X>
- 399 Grimm, N.B., Foster, D., Groffman, P., Grove, J.M., Hopkinson, C.S., Nadelhoffer,
 400 K.J., Pataki, D.E., Peters, D.P.C., 2008. The changing landscape: Ecosystem
 401 responses to urbanization and pollution across climatic and societal gradients. *Front.*
 402 *Ecol. Environ.* 6, 264–272. <https://doi.org/10.1890/070147>
- 403 Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE, 2012. Manual Técnico da
 404 Vegetação Brasileira. IBGE 1–271. <https://doi.org/ISSN 0101-4234>
- 405 Instituto Trata Brasil - ITB, 2015. Ranking do Saneamento - 2015 [WWW Document].
 406 URL <http://www.tratabrasil.org.br/ranking-do-saneamento-2015> (acessado 9.10.15).
- 407 Jackson, D.A., 1993. Stopping rules in principal components analysis: A comparison of
 408 heuristical and statistical approaches. *Ecology* 74, 2204–2214.
 409 <https://doi.org/10.2307/1939574>
- 410 Juen, L., Cunha, E.J., Carvalho, F.G., Ferreira, M.C., Begot, T.O., Andrade, A.L.,
 411 Shimano, Y., Leão, H., Pompeu, P.S., Montag, L.F.A., 2016. Effects of Oil Palm
 412 Plantations on the Habitat Structure and Biota of Streams in Eastern Amazon. *River*
 413 *Res. Appl.* 1–14. <https://doi.org/10.1002/rra.3050>
- 414 Junqueira, N.T., Macedo, D.R., Couto, R., Souza, R. De, Hughes, R.M., Callisto, M.,
 415 2016. Influence of environmental variables on stream fish fauna at multiple spatial
 416 scales. *Neotrop. Ichthyol.* 1–11. <https://doi.org/DOI: 10.1590/1982-0224-201501 16>
- 417 Karadimou, E.K., Kallimanis, A.S., Tsiripidis, I., Dimopoulos, P., 2016. Functional
 418 diversity exhibits a diverse relationship with area, even a decreasing one. *Sci. Rep.* 6,
 419 1–9. <https://doi.org/10.1038/srep35420>
- 420 Karr, J.R., Schlosser, I.J., 1978. Water resources and the land-water interface. *Science*
 421 (80-). <https://doi.org/10.1126/science.201.4352.229>
- 422 Kaufmann, P.R., Levine, P., Robison, E.G., Seeliger, C., Peck, D. V, 1999. Quantifying
 423 Physical Habitat in Wadeable Streams. EPA/620/R-99/003. U.S. Environ. Prot.
 424 Agency, Washington, D.C. 130. <https://doi.org/EPA/620/R-99/003>
- 425 Kim, J.J., Atique, U., An, K.G., 2019. Long-term ecological health assessment of a
 426 restored urban stream based on chemical water quality, physical habitat conditions
 427 and biological integrity. *Water (Switzerland)* 11. <https://doi.org/10.3390/w11010114>
- 428 Konrad, C.P., Booth, D.B., 2005. Hydrologic changes in urban streams and their
 429 ecological significance. *Am. Fish. Soc. Symp.* 2005, 157–177.
- 430 Kottek, M., Grieser, J., Beck, C., Rudolf, B., Rubel, F., 2006. World map of the
 431 Köppen-Geiger climate classification updated. *Meteorol. Zeitschrift* 15, 259–263.
 432 <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2006/0130>
- 433 Kullander, S.O., 1986. Cichlid fishes of the Amazon River drainage of Peru, in: Dept. of
 434 Vertebrate Zoology, Research Division, Swedish Museum of Natural History. p. 431.

- 435 Laliberte, E., Legendre, P., 2010. A distance-based framework for measuring functional
436 diversity from multiple traits. *Ecology* 91, 299–305. <https://doi.org/10.1890/08->
437 2244.1
- 438 Legendre & Legendre, 2012. Numerical ecology, in: Elsevier. p. 593–594.
439 <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-53868-0.50016-2>
- 440 Levene, H., 1960. Contributions to probability and statistics.
- 441 Lisi, P.J., Childress, E.S., Gagne, R.B., Hain, E.F., Lamphere, B.A., Walter, R.P.,
442 Hogan, J.D., Gilliam, J.F., Blum, M.J., McIntyre, P.B., 2018. Overcoming urban
443 stream syndrome: Trophic flexibility confers resilience in a Hawaiian stream fish.
444 *Freshw. Biol.* 63, 492–502. <https://doi.org/10.1111/fwb.13091>
- 445 Manna, L.R., Rezende, C.F., Mazzoni, R., 2013. Diversidade funcional de peixes de
446 riacho: Como as assembleias podem estar organizadas? *Oecologia Aust.* 17, 402–
447 410. <https://doi.org/10.4257/oeco.2013.1703.08>
- 448 Martins, R.T., Couceiro, S.R.M., Melo, A.S., Moreira, M.P., Hamada, N., 2017. Effects
449 of urbanization on stream benthic invertebrate communities in Central Amazon.
450 *Ecol. Indic.* 73, 480–491. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.10.013>
- 451 Mason, N.W.H., De Bello, F., Mouillot, D., Pavoine, S., Dray, S., 2013. A guide for
452 using functional diversity indices to reveal changes in assembly processes along
453 ecological gradients. *J. Veg. Sci.* 24, 794–806. <https://doi.org/10.1111/jvs.12013>
- 454 Mathers, K.L., Rice, S.P., Wood, P.J., 2017. Temporal effects of enhanced fine
455 sediment loading on macroinvertebrate community structure and functional traits.
456 *Sci. Total Environ.* 599–600, 513–522.
457 <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.04.096>
- 458 Mazzoni, R., Iglesias-Rios, R., 2002. Distribution pattern of two fish species in a coastal
459 stream in Southeast Brazil. *Brazilian J. Biol.* 62, 171–178.
460 <https://doi.org/10.1590/S1519-69842002000100019>
- 461 McCormick, A.R., Hoellein, T.J., London, M.G., Hittie, J., Scott, J.W., Kelly, J.J.,
462 2016. Microplastic in surface waters of urban rivers: Concentration, sources, and
463 associated bacterial assemblages. *Ecosphere* 7. <https://doi.org/10.1002/ecs2.1556>
- 464 Meador, M.R., 2020. Historical changes in fish communities in urban streams of the
465 south-eastern United States and the relative importance of water-quality stressors.
466 *Ecol. Freshw. Fish* 29, 156–169. <https://doi.org/10.1111/eff.12503>
- 467 Meyer, J.L., Paul, M.J., Taulbee, W.K., 2005. Stream ecosystem function in urbanizing
468 landscapes. *J. North Am. Benthol. Soc.* 24, 602–612. <https://doi.org/10.1899/04->
469 021.1
- 470 Milardi, M., Gavioli, A., Soyninen, J., Castaldelli, G., 2019. Exotic species invasions
471 undermine regional functional diversity of freshwater fish. *Sci. Rep.* 9, 17921.
472 <https://doi.org/10.1038/s41598-019-54210-1>

- 473 Molina, M.C., Roa-fuentes, C.A., Zeni, J.O., Casatti, L., 2017. The effects of land use at
474 different spatial scales on instream features in agricultural streams. *Limnol. - Ecol.*
475 *Manag. Inl. Waters* 65, 14–21. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2017.06.001>
- 476 Montag, L.F. de A., Freitas, T.M. da S., Raiol, R.D. de O., Silva, M.V. da, 2011.
477 Length-weight relationship and reproduction of the guppy *Poecilia reticulata*
478 (Cyprinodontiformes: Poeciliidae) in urban drainage channels in the Brazilian city of
479 Belém. *Biota Neotrop.* 11, 93–97. <https://doi.org/10.1590/s1676-06032011000300007>
- 481 Mouchet, M.A., Villéger, S., Mason, N.W.H., Mouillot, D., 2010. Functional diversity
482 measures: An overview of their redundancy and their ability to discriminate
483 community assembly rules. *Funct. Ecol.* 24, 867–876. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2435.2010.01695.x>
- 485 Oliveira, J.M., Segurado, P., Santos, J.M., Teixeira, A., Ferreira, M.T., Cortes, R. V.,
486 2012. Modelling Stream-Fish Functional Traits in Reference Conditions: Regional
487 and Local Environmental Correlates. *PLoS One* 7, 15–17.
488 <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0045787>
- 489 Paul, M.J., Meyer, J.L., 2001. Streams in the urban landscape. *Annu. Rev. Ecol. Syst.*
490 32, 333–65.
- 491 Peck, D. V, Herlihy, A.T., Hill, B.H., Hughes, R.M., Kaufmann, P.R., Klemm, D.J.,
492 Lazorchak, J.M., McCormick, F.H., Peterson, S.A., Ringold, P.L., Magee, T.,
493 Cappaert, M.R., 2006. Environmental monitoring and assessment program - Surface
494 waters Western pilot study: Field operations manual for wadeable streams 248.
- 495 Peel, M.C., Finlayson, L.B., McMahon, A.T., 2007. Updated world map of the Köppen-
496 Geiger climate classification. *Hydrol. Earth Syst. Sci. Discuss.* 2, 439-473.
- 497 Perkin, J.S., Troia, M.J., Shaw, D.C.R., Gerken, J.E., Gido, K.B., 2016. Multiple
498 watershed alterations influence fish community structure in Great Plains prairie
499 streams. *Ecol. Freshw. Fish* 25, 141–155. <https://doi.org/10.1111/eff.12198>
- 500 Petchey, O.L., Gaston, K.J., 2006. Functional diversity: Back to basics and looking
501 forward. *Ecol. Lett.* 9, 741–758. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2006.00924.x>
- 502 Piano, E., Giuliano, D., Isaia, M., 2020. Islands in cities: Urbanization and
503 fragmentation drive taxonomic and functional variation in ground arthropods. *Basic*
504 *Appl. Ecol.* 43, 86–98. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2020.02.001>
- 505 Pinheiro, M.H.O., Carvalho, L.N., Arruda, R., Guilherme, F.A.G., 2015. Consequences
506 of suppressing natural vegetation in drainage areas for freshwater ecosystem
507 conservation: considerations on the new “Brazilian forest code”. *Acta Bot. Brasilica*
508 29, 262–269. <https://doi.org/10.1590/0102-33062014abb0031>
- 509 Poff, N.L., Allan, J.D., Ecology, S., Mar, N., 1995. Functional Organization of Stream
510 Fish Assemblages in Relation to Hydrological Variability. *Ecology* 76, 606–627.
- 511 Ramírez-Cruz, G.A., Solano-Zavaleta, I., Mendoza-Hernández, P.E., Méndez-Janovitz,
512 M., Suárez-Rodríguez, M., Jaime Zúñiga-Vega, J., 2019. This town ain’t big enough

- 513 for both of us. . . or is it? Spatial co-occurrence between exotic and native species in
514 an urban reserve. *PLoS One* 14, 1–23. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0211050>
- 515 Ramírez, A., De Jesús-Crespo, R., Martínó-Cardona, D.M., Martínez-Rivera, N.,
516 Burgos-Caraballo, S., 2009. Urban streams in Puerto Rico: What can we learn from
517 the tropics? *J. North Am. Benthol. Soc.* 28, 1070–1079. <https://doi.org/10.1899/08-165.1>
- 519 Ramírez, A., Engman, A., Rosas, K.G., Perez-Reyes, O., Martínó-Cardona, D.M., 2012.
520 Urban impacts on tropical island streams: Some key aspects influencing ecosystem
521 response. *Urban Ecosyst.* 15, 315–325. <https://doi.org/10.1007/s11252-011-0214-3>
- 522 Rao, R.C., 1982. Diversity and dissimilarity coefficients: a unified approach. *Theor.*
523 *Popul. Biol.* 43, 24–43.
- 524 Ribeiro-Brasil, D.R.G., Torres, N.R., Picanço, A.B., Sousa, D.S., Ribeiro, V.S., Brasil,
525 L.S., Montag, L.F. de A., 2020. Contamination of stream fish by plastic waste in the
526 Brazilian Amazon. *Environ. Pollut.* 266, 115241.
527 <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115241>
- 528 Ribeiro, R.M., Amaral, S., Monteiro, A.M.V., Dal’Asta, A.P., 2019. Os processos de
529 urbanização e conversão florestal na Amazônia paraense – um estudo multiescalar.
530 *Rev. Bras. Estud. Popul.* 35, 1–30. <https://doi.org/10.20947/s102-3098a0068>
- 531 Richards, P., VanWey, L., 2015. Where Deforestation Leads to Urbanization: How
532 Resource Extraction Is Leading to Urban Growth in the Brazilian Amazon. *Ann.*
533 *Assoc. Am. Geogr.* 105, 806–823. <https://doi.org/10.1080/00045608.2015.1052337>
- 534 Ricotta, C., Moretti, M., 2011. CWM and Rao’s quadratic diversity: A unified
535 framework for functional ecology. *Oecologia* 167, 181–188.
536 <https://doi.org/10.1007/s00442-011-1965-5>
- 537 Ripple, W.J., Wolf, C., Newsome, T.M., Betts, M.G., Ceballos³, G., Courchamp, F.,
538 Hayward, M.W., Wallach, A.D., Worm, B., 2019. Are we eating the world ’ s
539 megafauna to extinction ? 1–10. <https://doi.org/10.1111/conl.12627>
- 540 Sathler, D., Monte-Mór, R.L., de Carvalho, J.A.M., 2009. As redes para além dos rios:
541 Urbanização e desequilíbrios na Amazônia brasileira. *Nov. Econ.* 19, 10–39.
542 <https://doi.org/10.1590/s0103-63512009000100002>
- 543 Sathler, D., Monte-Mór, R.L., de Carvalho, J.A.M., Costa, A., 2010. Urban hierarchy in
544 the Brazilian Amazon. *Rev. Bras. Estud. Popul.* 27, 251–268.
545 <https://doi.org/10.1590/S0102-30982010000200002>
- 546 Silva, J.M.C. da, Prasad, S., Diniz-Filho, J.A.F., 2017. The impact of deforestation,
547 urbanization, public investments, and agriculture on human welfare in the Brazilian
548 Amazonia. *Land use policy* 65, 135–142.
549 <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.04.003>
- 550 Siziba, N., 2017. Effects of damming on the ecological condition of urban wastewater
551 polluted rivers. *Ecol. Eng.* 102, 234–239.
552 <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.02.019>

- 553 Soares-Filho, B., Moutinho, P., Nepstad, D., Anderson, A., Rodrigues, H., Garcia, R.,
554 Dietzsch, L., Merry, F., Bowman, M., Hissa, L., Silvestrini, R., Maretti, C., 2010.
555 Role of Brazilian Amazon protected areas in climate change mitigation. *Proc. Natl.*
556 *Acad. Sci. USA* 107, 10821–10826. <https://doi.org/10.1073/pnas.0913048107>
- 557 Souza, F. de, Tozzo, R.A., 2013. POECILIA RETICULATA PETERS 1859
558 (CYPRINODONTIFORMES, POECILIIDAE) COMO POSSÍVEL
559 BIOINDICADOR DE AMBIENTES DEGRADADOS. *Rev. Meio Ambient. e*
560 *Sustentabilidade* 3, 162–175.
- 561 Strahler, A.N., 1957. Quantitative Analysis of Watershed Geomorphology. *Am.*
562 *Geophys. Union Trans.* 38, 913–920.
- 563 Taylor, P., Weaver, L.A., Garman, G.C., 2012. Transactions of the American Fisheries
564 Society Urbanization of a Watershed and Historical Changes in a Stream Fish
565 Assemblage 37–41. [https://doi.org/10.1577/1548-8659\(1994\)123](https://doi.org/10.1577/1548-8659(1994)123)
- 566 Teixeira-Neves, T.P., Neves, L.M., Araújo, F.G., 2015. Hierarchizing biological,
567 physical and anthropogenic factors influencing the structure of fish assemblages
568 along tropical rocky shores in Brazil. *Environ. Biol. Fishes* 98, 1645–1657.
569 <https://doi.org/10.1007/s10641-015-0390-8>
- 570 Tejada, G., Görgens, E.B., Ovando, A., Ometto, J.P., 2020. Mapping data gaps to
571 estimate biomass across Brazilian Amazon forests 1–15.
- 572 Teresa, F.B., de Souza, L.S., da Silva, D.M.A., Barbosa, H. de O., Lima, J.D., Nabout,
573 J.C., 2016. Environmental constraints structuring fish assemblages in riffles:
574 Evidences from a tropical stream. *Neotrop. Ichthyol.* 14, 1–6.
575 <https://doi.org/10.1590/1982-0224-20150185>
- 576 Tóth, R., Czeglédi, I., Kern, B., Er, T., 2019. Land use effects in riverscapes:
577 Diversity and environmental drivers of stream fish communities in protected,
578 agricultural and urban landscapes 101, 742–748.
579 <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.01.063>
- 580 Tritsch, I., Le Tourneau, F.M., 2016. Population densities and deforestation in the
581 Brazilian Amazon: New insights on the current human settlement patterns. *Appl.*
582 *Geogr.* 76, 163–172. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2016.09.022>
- 583 Utz, R.M., Hopkins, K.G., Beesley, L., Booth, D.B., Hawley, R.J., Baker, M.E.,
584 Freeman, M.C., Jones, K.L., 2016. Ecological resistance in urban streams: The role
585 of natural and legacy attributes. *Freshw. Sci.* 35, 380–397.
586 <https://doi.org/10.1086/684839>
- 587 Wang, L., Lyons, J., Kanehi, P., Bannerman, R., Emmons, E., 2000. Watershed
588 urbanization and changes in fish communities in southeastern Wisconsin streams. *J.*
589 *Am. Water Resour. Assoc.* 36, 1173–1189. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2000.tb05719.x>
- 591 Winemiller, K.O., Fitzgerald, D.B., Bower, L.M., Pianka, E.R., 2015. Functional traits,
592 convergent evolution, and periodic tables of niches. *Ecol. Lett.* 18, 737–751.
593 <https://doi.org/10.1111/ele.12462>

594 Zeni, J.O., Casatti, L., 2014. The influence of habitat homogenization on the trophic
595 structure of fish fauna in tropical streams. *Hydrobiologia* 726.
596 <https://doi.org/10.1007/s10750-013-1772-6>

597 Zuanon, J., Mendonça, F.P., Santo, H.M.V.E., Sversut, M.D., Galuch, A.V., Akama, A.,
598 2015. Guia de peixes da reserva Ducke - Amazônia Central. Manaus.

599

600

601 **Apêndices**

602 Apêndice 1: Lista de espécies dos 14 riachos amostrados em riachos floresta e urbanos na Amazônia Oriental.

Taxon/Autoridade	Acrônimo	Abundância		
		Floresta	Urbano	Total
CHARACIFORMES				
Characidae				
<i>Hemigrammus bellottii</i> (Steindachner 1882)	Hem_bel	164	0	164
<i>Hyphessobrycon heterorhabdus</i> (Ulrey 1894)	Hyp_het	933	47	980
<i>Moenkhausia oligolepis</i> (Günther 1864)	Moe_oli	0	10	10
Crenuchidae				
<i>Ammocryptocharax elegans</i> Weitzman & Kanazawa 1976	Amm_ele	3	0	3
<i>Characidium</i> sp.	Cha_sp	0	16	16
<i>Crenuchus spilurus</i> Günther 1863	Cre_spi	6	4	10
<i>Microcharacidium weitzmani</i> Buckup 1993	Mic_wei	158	407	565
Erythrinidae				
<i>Erythrinus erythrinus</i> (Bloch & Schneider 1801)	Ery_ery	30	0	30
<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch 1794)	Hop_mal	2	3	5
Gasteropelecidae				
<i>Carnegiella strigata</i> (Günther 1864)	Car_str	3	23	26
Iguanodectidae				

<i>Bryconops</i> sp.	Bry_sp	45	0	45
<i>Iguanodectes rachovii</i> Regan 1912	Igu_rac	57	27	84
Lebiasinidae				
<i>Copella arnoldi</i> (Regan 1912)	Cop_arn	207	13	220
<i>Nannostomus eques</i> Steindachner 1876	Nan_equ	0	2	2
<i>Nannostomus trifasciatus</i> Steindachner 1876	Nan_tri	17	19	36
<i>Pyrhulina capim</i> Vieira & Netto-Ferreira 2019	Pyr_aff	51	89	140
<hr/>				
CICHLIFORMES				
Cichlidae				
<i>Aequidens tetramerus</i> (Heckel 1840)	Aeq_tre	11	24	35
<i>Apistogramma agassizii</i> (Steindachner 1875)	Api_aga	14	86	100
<i>Apistogramma</i> gr. <i>regani</i>	Api_gr	374	58	432
<i>Crenicichla</i> gr. <i>saxatilis</i>	Cre_gr	1	24	25
<i>Nannacara taenia</i> Regan 1912	Nan_tae	17	0	17
<hr/>				
CYPRINODONTIFORMES				
Poeciliidae				
<i>Poecilia vivípara</i> Bloch & Schneider 1801	Poe_sp	0	419	419
Rivulidae				
<i>Anablepsoides</i> cf. <i>urophthalmus</i>	Ana_cf	41	0	41
<i>Laimosemion strigatum</i> (Regan 1912)	Lai_str	0	21	21
<hr/>				

GYMNOTIFORMES

Sternopygidae

<i>Eigenmannia</i> gr. <i>trilineata</i>	Eig_gr	0	4	4
<i>Brachyhypopomus</i> aff. <i>bullocki</i>	Bra_aff	14	0	14
<i>Brachyhypopomus brevirostris</i> (Steindachner 1868)	Bra_bre	9	0	9
<i>Brachyhypopomus</i> cf. <i>beebei</i>	Bra_cf	5	0	5
<i>Brachyhypopomus</i> sp. 2	Bra_sp2	13	0	13
<i>Hypopygus lepturus</i> Hoedeman 1962	Hyp_lep	7	35	42
<i>Microsternarchus bilineatus</i> Fernández-Yépez 1968	Mic_bil	0	23	23
<i>Sternopygus macrurus</i> (Bloch & Schneider 1801)	Ste_mac	1	0	1

Rhamphichthyidae

<i>Gymnorhamphichthys petiti</i> Géry & Vu 1964	Gym_pet	40	0	40
---	---------	----	---	----

SILURIFORMES

Aspredinidae

<i>Bunocephalus coracoideus</i> (Cope 1874)	Bun_cor	3	7	10
---	---------	---	---	----

Callichthyidae

<i>Callichthys callichthys</i> (Linnaeus 1758)	Cal_cal	0	11	11
--	---------	---	----	----

Cetopsidae

<i>Denticetopsis epa</i> Vari, Ferraris & de Pinna 2005	Den_epa	3	0	3
<i>Helogenes marmoratus</i> Günther 1863	Hel_mar	73	24	97

Heptapteridae				603
<i>Gladioglanis conquistador</i> Lundberg, Bornbusch & Mago- Leccia 1991	Gla_con	61	0	122
<i>Mastiglanis</i> cf. <i>asopos</i>	Mas_cf	0	4	4
<i>Rhamdia quellen</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	Rha_que	1	3	4
Loricariidae				
<i>Farlowella amazona</i> (Günther 1864)	Far_ama	4	0	4
<i>Rineloricaria</i> sp.	Rin_sp	1	0	1
Pseudopimelodidae				
<i>Batrochoglanis raninus</i> (Valenciennes 1840)	Bat_ran	1	0	1
Trichomycteridae				
<i>Ituglanis amazonicus</i> (Steindachner 1882)	Itu_ama	6	8	14
<i>Ituglanis</i> sp.	Itu_sp	2	0	2
	Abundance	2378	1411	3850
	Richness	36	27	

605 Apêndice 2: Características funcionais utilizadas nesse estudo para cálculo dos índices
 606 de diversidade funcional.

Características funcionais	Descrição/Modalidade
-----------------------------------	-----------------------------

Uso do habitat	
-----------------------	--

Índice de compressão do corpo – ICC	Valores elevados podem indicar peixes comprimidos que preferem habitats com menor velocidade de água (Watson & Balon, 1984); variável contínua obtida em laboratório.
-------------------------------------	---

Área relativa da nadadeira peitoral – ARNP	Valores altos são encontrados em nadadores lentos, que usam a nadadeira para manobras e frenagens, ou habitantes de águas correntes que as usam como defletores de corrente, possibilitando dessa maneira manterem-se em contato com o substrato (Gatz, 1979).
--	--

Comprimento relativo da cabeça – CRC	Atributo diretamente relacionado ao tamanho relativo do alimento consumido (Gatz, 1979)
--------------------------------------	---

Índice de compressão do pedúnculo caudal - ICPC	Pedúnculos caudais comprimidos indicam que a natação é lenta e pouca manobrabilidade, podendo afetar o desempenho em arrancadas rápidas à medida que aumenta a altura dos corpos entre as diferentes espécies (Gatz, 1979).
---	---

Período de maior atividade - Acti	Diurno e noturno; variável categórica obtida na literatura disponível (Zuanon et al. 2015 e Fishbase).
-----------------------------------	--

Estratificação vertical - vert_str	Bentônico, nectônico e nectobentônico; variável categórica obtida na literatura disponível (Zuanon et al. 2015 e Fishbase).
------------------------------------	---

Ecologia Trófica	
-------------------------	--

Tipo de alimento preferencial - Diet	Onívoro, piscívoro e insetívoro; variável categórica obtida na literatura disponível (Zuanon et al. 2015 e Fishbase).
--------------------------------------	---

História de vida	
-------------------------	--

Tipo de hábitos – Hab

Tipo de associação com o substrato: Substrato de argila, silte, rocha e outros; Tipo de refúgio: Refúgio na vegetação aquática, serrapilheira, folhas caídas; variável categórica obtida na literatura disponível (Costa, Mattos, Borges, & Araújo, 2013; Zuanon et al., 2015)

Tipo de Proteção – Prot

Mimetismo, espinhos, salto, armadura corporal, tolerância ecológica, respiração aérea, eletricidade; variável categórica obtida na literatura disponível (Zuanon et al. 2015 e Fishbase).

Reprodução

Tipo de reprodução – Repro

Ocorrência ou não de desova fracionada, salto nupcial, cuidado parental ou não, período de desova; variável categórica obtida na literatura disponível (Zuanon et al. 2015 e Fishbase)

607 Apêndice 3: Realizamos uma avaliação da paisagem para corroborar os grupos floresta
 608 e urbano, de acordo com a porcentagem de cobertura florestal e de urbanização na área
 609 de estudo. Para isso utilizamos três softwares de geoprocessamento: ArcGis 10.1 (Esri,
 610 2014), PCI Geomatica V10.1 (Hill, 2007) e Ecognition 9 (Definiens, 2009). As
 611 porcentagens foram determinadas para cada riachos, e com imagens de satélite
 612 RapidEye em buffers ripário de 30 metros em cada margem, 300 metros a montante e
 613 300 metros a jusante. Essa dimensão foi baseada em Frimpong et al. (2005). As
 614 dimensões de cada variável de buffer ripário foram quantificadas em km² e,
 615 posteriormente, convertidas em porcentagem (%) proporcionais à área total da escala de
 616 buffer ripário. Porcentagem de cobertura florestal e de urbanização na área do buffer
 617 ripário nos riachos analisados. Dimensão buffer ripário: 30 metros de cada lado, 300
 618 metros a montante e 300 metros a jusante.

Riacho	Floresta	Urbano
F1	100.00	0.00
F2	100.00	0.00
F3	100.00	0.00
F4	100.00	0.00
F5	100.00	0.00
F6	100.00	0.00
F7	100.00	0.00
F8	100.00	0.00
U1	0.00	96.62
U2	0.00	92.19
U3	0.00	19.70
U4	0.00	77.93
U5	34.65	65.35
U6	72.33	27.67

619

CAPÍTULO 3

621 **PREVISÃO DOS IMPACTOS DAS MUDANÇAS**
622 **CLIMÁTICAS E USO DA TERRA NA DIVERSIDADE**
623 **FUNCIONAL DE PEIXES DE RIACHOS NA AMAZÔNIA**
624 **ORIENTAL**

Este capítulo foi elaborado e formatado conforme as normas de publicação da revista científica ‘**Diversity and Distributions**’, disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/journal/14724642>.

625 **Previsão dos impactos das mudanças climáticas e uso da terra na diversidade**
626 **funcional**^[NT16] **de peixes de riachos na Amazônia Oriental**

627

628 Naiara R. Torres^{1,2}; Barbara Dunck³; Thiago B. Vieira⁴; Luciano. F. Montag²

629

630 ¹Programa de Pós-graduação em Ecologia Aquática e Pesca – PPGEAP, e-mail:
631 naiararaiol@gmail.com; telefone: (+55) 091 98036-6622; ORCID: 0000-0003-1446-
632 6760.

633 ²Laboratório de Ecologia da Conservação (LABECO). Instituto de Ciências Biológicas,
634 Universidade Federal do Pará – UFPA– Rua Augusto Corrêa, 01 - Guamá. CEP 66075-
635 110. Caixa postal 479. Belém – Pará – Brasil.

636 ³Laboratório de Ecologia de Produtores Primários (ECOPRO). Instituto de Ciências
637 Biológicas, Universidade Federal do Pará – UFPA– Rua Augusto Corrêa, 01 - Guamá.
638 CEP 66075-110. Caixa postal 479. Belém – Pará – Brasil.

639 ⁴Universidade Federal do Pará – UFPA – Rua Coronel José Porfírio, 2515 São
640 Sebastião. CEP 68372-040 - Altamira– Pará – Brasil

641

642 **Resumo**

643 A transformação dos ecossistemas devido as alterações climáticas e da paisagem tem
644 sido investigada pela ecologia das comunidades há anos, e tem alcançado importantes
645 informações sobre os efeitos negativos futuros sobre as comunidades. **No entanto, até o**
646 **momento é mais incomum investigadas com intensidade os efeitos dessas alterações**
647 **ambientais utilizando características funcionais**^[NT17]. Esses estudos são importantes para
648 verificar a perda de serviços ecossistêmicos na região Amazônica, que possui uma
649 frente de expansão intensa de atividades antrópicas. Nosso estudo objetivou avaliar a
650 distribuição de grupos funcionais de peixes de riachos nas bacias do Acará – Capim na
651 Amazônia Oriental para 2050 e para diferentes condições de desflorestamento futuro.
652 Utilizamos 16 traits funcionais, 100 espécies de peixes de riacho e determinamos oito
653 grupos funcionais de peixes de riacho. Utilizamos 19 variáveis bioclimáticas e dados de
654 ocorrência de espécies de bancos de dados mundiais e de pontos de ocorrência
655 realizados. Os modelos tiveram desempenho satisfatório em todos os algoritmos. Para
656 as projeções futuras os resultados mostram que todos os grupos funcionais terão suas
657 distribuições afetadas tanto nas condições climáticas otimistas quanto nas pessimistas.

658 Os que mais sofrerão decréscimo de sua área de adequabilidade serão os grupos
659 “Redução dos Itens em Suspensão” (47,45%) e “Redução da Matéria Orgânica”
660 (30,52%). Para o cenário climático pessimista as áreas de priorização se reduzem
661 somente para as áreas da rede de drenagem da bacia do rio Capim. Através desse estudo
662 percebemos que as tomadas de decisão atuais que visam conter os altos índices de
663 desmatamento na Amazônia, não conterão os vieses negativos à biodiversidade
664 amazônica num futuro próximo. Isso acontece em virtude que a política atual vai de
665 encontro com a conservação da biodiversidade amazônica, proporcionando a anistia aos
666 desmatadores, perda de fundos importantes para conservação e negação da existência de
667 desmatamento.

668

669 **Palavras - chaves:** Desflorestamento, Diversidade Funcional, Modelo, Potencial,
670 Nicho.

671

672 **Introdução**

673 Uma das facetas da conservação é a investigação da relação das espécies às
674 perturbações ambientais, tais como mudanças climáticas e alterações na paisagem
675 (Domisch, Jähnig, Simaika, Kuemmerlen, & Stoll, 2015; Ruaro et al., 2019). A
676 transformações das comunidades à essas mudanças ambientais é relacionada à
677 alterações na composição das assembleias, devido à modificações ambientais e
678 indiretamente nos padrões biogeográficos, e consequente alterações dos serviços e
679 processos ecossistêmicos (Lurgi, López, & Montoya, 2012).

680 A maioria dos estudos que avaliam a transformação nos padrões da
681 biodiversidade em decorrência das alterações antrópicas está focada em entidades
682 discretas, como espécies ou gêneros, e avaliam, em muitos casos, somente uma entidade
683 ou um grupo restrito (Del Toro et al., 2015b; Jane Elith & Leathwick, 2009). Essa
684 avaliação individual tem sido complementada com a avaliação baseada nas
685 características da diversidade da comunidade, tais como a diversidade beta e seus
686 componentes (Cadotte, Carscadden, & Mirotnick, 2011; W. R. Ferreira et al., 2015;
687 D. C. Silva et al., 2018). Neste caso são levadas em consideração um conjunto de
688 espécies que apresentem pelo menos alguma característica comportamental e fenotípica
689 em comum que indique que essas espécies respondam ao gradiente de estudo. Alguns

690 exemplos são McGill et al. 2006; Terra et al. 2016, Edge et al. 2017 e Peixoto et al.
691 2017.

692 Uma forma mais atual e robusta de abordar as comunidades e a conservação
693 desses indivíduos e de seus papéis ecológicos é pela avaliação da diversidade funcional
694 da comunidade (Cadotte et al., 2011; McGill et al., 2006)^[INT18]. Essa abordagem é vista
695 como uma das melhores para decisões de conservação e restauração da biodiversidade
696 (Cadotte et al., 2011), por possuir um amplo poder de explicação para o funcionamento
697 dos ecossistemas (Dimitroglou et al., 2009; Petchey & Gaston, 2006; Winemiller et al.,
698 2015) e pelas métricas de diversidade funcional se mostrarem sensíveis a alterações
699 antrópicas (Hidasi-Neto, Barlow, & Cianciaruso, 2012; Pausas & Verdú, 2008; Rocha,
700 Pinho, Vieira, Branquinho, & Matos, 2019). Assim, é possível identificar o efeito das
701 alterações ambientais sobre o funcionamento dos ecossistemas em decorrência da perda
702 ou ganho de funções no ambiente.

703 O que determina a função das espécies são os *traits* ou características funcionais
704 das espécies, que variam de caracteres morfológicos (ex. comprimento de nadadeiras ou
705 peso corporal), bioquímicos (ex. fotossíntese) a comportamentais (ex. hábito noturno ou
706 diurno) (Cadotte et al., 2011; Petchey & Gaston, 2002). Assim, um ecossistema pode
707 ser considerado com maior funcionalidade quanto maior for a diversidade de funções
708 presentes nele (Cadotte et al., 2011; Dehling, Jordano, Schaefer, Böhning-Gaese, &
709 Schleuning, 2016; Rosado, Figueiredo, de Mattos, & Grelle, 2016). Estudos que
710 avaliam a perda dos serviços ecossistêmicos (perda de diversidade funcional) são
711 valiosos para produzir informações sobre as respostas das espécies ou das assembleias,
712 em relação às mudanças climáticas e da paisagem, e servem de base para o
713 estabelecimento de áreas prioritárias para conservação da funcionalidade e dos
714 organismos (Barlow et al., 2016; Dudgeon et al., 2006).

715 No entanto, a determinação de áreas prioritárias para conservação enfrenta a
716 falta de dados biogeográficos confiáveis das espécies (José Alexandre Felizola Diniz-
717 Filho et al., 2009). No Brasil os dados biogeográficos das espécies de peixes de riacho
718 são escassos, podemos observar isso nos bancos de dados mais populares, como o
719 *species link*. Nele existem menos de mil registros de ocorrências de espécies de peixes
720 de riachos disponíveis para estudos (<http://www.splink.org.br/>). Esse déficit do
721 conhecimento, chamado de lacuna Wallaceana (Bini, Diniz-Filho, Rangel, Bastos, &
722 Pinto, 2006), pode ser superada através de modelagem de distribuição de espécies

723 (MDE). Essa abordagem de MDE é utilizada amplamente para delinear os habitats
724 adequados das espécies (Elith & Leathwick, 2009; Elith et al., 2006), potencializando a
725 criação de estratégias eficazes para conservação frente às mudanças ambientais globais
726 (Razgour, Hanmer, & Jones, 2011).

727 Os MDE's, o desenvolvimento de algoritmos de MDE's e as ferramentas mais
728 eficazes do Sistema de Informação Geográfica – SIG, tornaram-se cada vez mais
729 eficientes na previsão da distribuição das espécies (Cianciaruso et al., 2009; Wilson et
730 al., 2018). Porém, poucos estudos incorporam a diversidade funcional de táxons nas
731 previsões, o que poderia ser um ganho para estudos em áreas com intensas mudanças
732 ambientais, como a região amazônica, área heterogênea e em constante mudança na
733 paisagem (Maia, *et al.*, 2015). Utilizar essa abordagem conjunta (MDE com a
734 distribuição da diversidade funcional) na Amazônia pode proporcionar avaliações mais
735 robustas na ecologia da conservação; seleção de áreas prioritárias de conservação,
736 considerando um conjunto de características funcionais; e também pode proporcionar a
737 avaliação de perdas das funções nos ecossistemas em relação às mudanças climáticas e
738 ambientais em escalas de ecoregiões (Albouy et al. 2014).

739 Para reduzir essa lacuna na região Amazônica e delimitar áreas prioritárias para
740 conservação levando em consideração a funcionalidade das comunidades de peixes de
741 riacho, nós construímos modelos de distribuição da diversidade funcional de peixes de
742 riacho de duas bacias hidrográficas (ecoregiões) na Amazônia Oriental. Nesses modelos
743 utilizamos cenários com previsões de mudanças climáticas “otimista” e “pessimista”
744 para a região amazônica em 2050, com redução e aumento de gases do efeito estufa,
745 respectivamente (Riahi, Grübler, & Nakicenovic, 2007; Thomson et al., 2011). Esses
746 cenários do Modelo de Avaliação de Mudança Global – GCAM abrangem emissões
747 globais de gases de efeito estufa à longo prazo, e inclui cenários de mudanças climáticas
748 anteriores para incorporar emissões históricas (Riahi et al., 2007). Além disso, nossas
749 áreas prioritárias para conservação propostas aqui levaram em consideração dois
750 cenários de desmatamento da região Amazônica para 2050: cenário “de governança” e
751 “negócios como de costume”. No primeiro ocorre a limitação do desmatamento através
752 de políticas públicas e no segundo considera-se que há um aumento do desmatamento se
753 baseando no histórico existente (B. S. Soares-Filho et al., 2005).

754 O segundo cenário foi construído com base em dados das décadas de 1980 e
755 2000 sobre o desmatamento. Durante esse período até os dias mais atuais a Amazônia

756 tem passado por um processo predatório de desmatamento na região do “arco do
757 desmatamento” (Ilha, Rosso, & Schiesari, 2019), e tornou-se uma área com mais
758 impactos negativos a partir de 2019 com a gestão de Bolsonaro [NT19](Ferrante &
759 Fearnside, 2019; Pelicice & Castello, 2021). Esse avanço no desmatamento ocorre pela
760 ineficiente [NT20]fiscalização ambiental, avanço do agronegócio não sustentável e
761 ausência de uma política ambiental eficiente, que junto ao desconhecimento dos
762 benefícios da “floresta em pé” para o agronegócio e toda a sociedade (como regulação
763 no clima, abastecimento de água, rios flutuantes e outras *benesses*) estimulam o
764 desflorestamento desordenado nessa região (Philip M. Fearnside, 1999b, 2006; Val et
765 al., 2010). Nosso estudo utilizou esses dois cenários para gerar previsões que podem
766 evitar a perda de espécies com características únicas e que são essenciais para múltiplas
767 funcionalidades dos ecossistemas de riachos, como “Ciclagem de Nutrientes” e controle
768 da comunidade de insetos, peixes e parasitas (Cadotte, 2017; Cadotte et al., 2011; Jane
769 Elith & Leathwick, 2009; Peterson, 1999).

770 Nós selecionamos como grupo modelo neste estudo os peixes de riacho, pela
771 dependência que estes possuem com a vegetação ripária para seu estabelecimento,
772 reprodução, alimentação e abrigo (Teresa & Casatti, 2011). Além disso, as informações
773 disponíveis na literatura sobre a biologia e história de vida das espécies de peixes, com
774 uma taxonomia razoavelmente bem resolvida, o amplo espectro de tolerância
775 (Jaramillo-Villa & Charamaschi, 2008) e a importância econômica para populações
776 tradicionais amazônicas (Pereira, da Silva, Campos-Silva, Batista, & Arantes, 2021)
777 favoreceram a utilização desse grupo como modelo. Adicionalmente, essa escolha
778 também se deu pelo habitat desses organismos ser considerado cada vez mais vulnerável
779 devido à frente de expansão agropecuária na região amazônica (Ballester et al., 2003;
780 Barlow et al., 2016; Rivero, Almeida, Ávila, & Oliveira, 2009), e também pelas
781 peculiaridades desses ecossistemas, como redes dendríticas influenciadas lateral,
782 vertical e longitudinalmente (Allan & Castillo, 2007; Frissell, Liss, Warren, & Hurley,
783 1986; Ward, 1989).

784 Assim, o nosso objetivo foi avaliar a distribuição de grupos funcionais de peixes
785 de riachos nas bacias do Acará e do Capim, Amazônia Oriental. Nossas perguntas
786 foram: (a) Qual o efeito dos cenários que preveem mudanças climáticas na distribuição
787 da diversidade funcional de grupos funcionais de peixes em uma bacia do leste da
788 região amazônica? (b) Qual é a estimativa da perda de grupos funcionais da assembleia,

789 considerando a distribuição atual e as previsões futuras? (c) Quais são as áreas
790 prioritárias de conservação dos grupos funcionais de peixes de riacho em dois cenários
791 “pessimista” e “otimista” de desflorestamento para o período de 2050?

792 Nossa hipótese é que as mudanças climáticas globais e os cenários de
793 desflorestamentos futuro causarão efeitos na qualidade do habitat dos ecossistemas de
794 riachos das Bacias do Acará – Capim, como assoreamento local, lixiviação de materiais
795 sólidos, mudanças na qualidade da água (Höfler, Pichler-scheder, & Gumpinger, 2017;
796 Shittu, Ojo, Ado, & Bamisaiye, 2019) e, sobretudo, mudanças no microclima local com
797 perda de serviços ecossistêmicos (Lang et al. 2017). As mudanças na precipitação local
798 causarão restrições na disponibilidade de habitat aquáticos para atividades fundamentais
799 dos grupos funcionais de peixes de riacho, como alimentação, reprodução ou
800 crescimento (*Habitat Template*, Southwood 1977; *Teoria do Nicho*; Hutchinson 1957).
801 Além disso, as mudanças na temperatura ao longo do contínuo fluvial (Teoria do Rio
802 Contínuo, Vannote et al. 1980) podem alterar as concentrações de oxigênio dissolvido
803 ao longo da dimensão longitudinal, devido as alterações nos regimes térmicos
804 (Carpenter, Fisher, Grimm, & Kitchell, 1992; Mulholland et al., 1997; Rogers, Stein,
805 Beck, & Ambrose, 2020). Esses efeitos cumulativos no habitat de riachos vão alterar a
806 distribuição geográfica dos grupos funcionais de peixes de riacho das Bacias do Acará –
807 Capim.

808

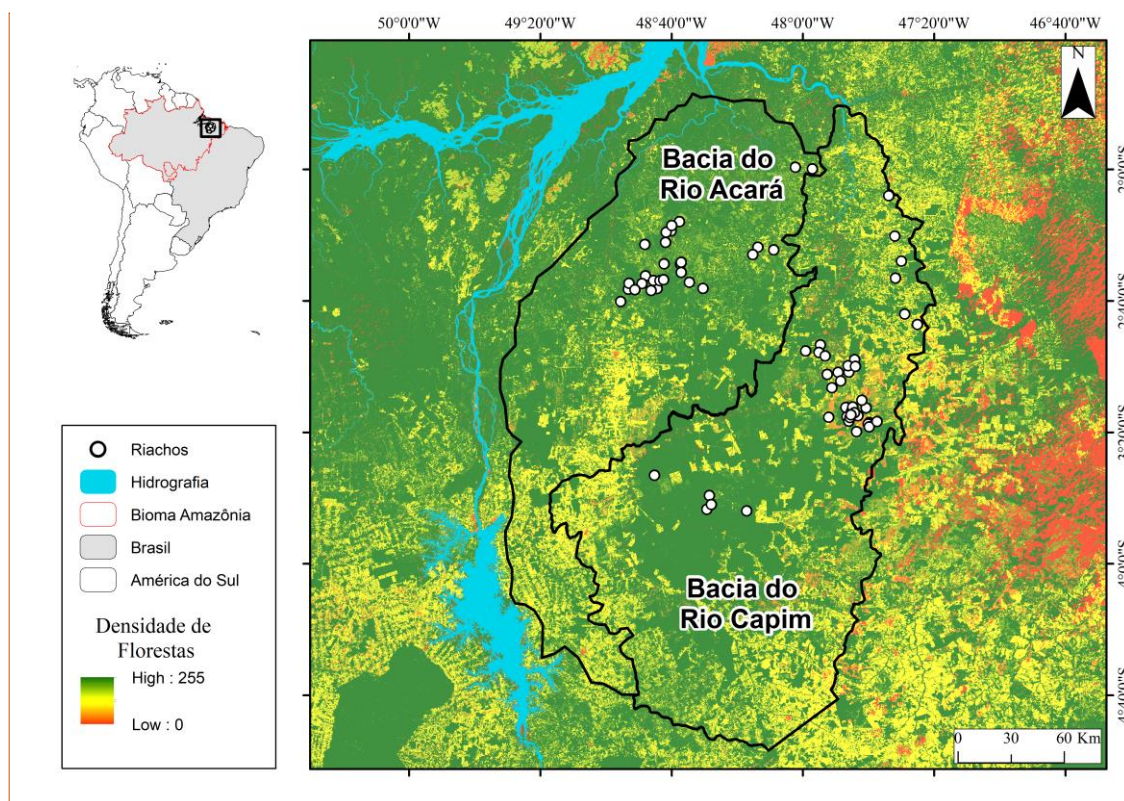
809 **Métodos**

810 *Área de estudo*

811 A coleta de dados foi realizada nas Bacias do Acará – Capim (Figura 1),
812 localizada nas Mesorregiões Nordeste e Sudeste do Pará, Brasil. Esta região possui uma
813 intensa influência antrópica, devido ao desmatamento histórico em larga escala e sua
814 posição geográfica em uma zona de transição climatológica e ecológica (Coe *et al.*,
815 2013), com intensa exploração humana. O clima da região é tropical úmido, pertencente
816 ao subtipo climático “Af”, segundo a classificação de Köppen adaptada por Peel *et al.*,
817 2007, com precipitação pluviométrica de 1.800 mm. A vegetação predominante na
818 região é do tipo Floresta Ombrófila Densa Aluvial, distribuída ao longo das margens do
819 Rio Capim (IBGE, 2012), mas também possui florestas perturbadas por ações
820 antrópicas, com alterações fitofisionômicas (Lima, 2007). Historicamente, a região é
821 caracterizada pelo intenso desmatamento por atividades econômicas como a agricultura

822 mecanizada e familiar (Philip M. Fearnside, 1999a), agricultura de corte e queima (S. S.
823 Nunes et al., 2014), silvicultura (principalmente de eucalipto *Eucalyptus* spp. e o paricá
824 *Schizolobium amazonicum* (Huber ex. Ducke), exploração madeireira (Gardner,
825 Ferreira, Barlow, Lees, & et al., 2013), pecuária intensiva e extensiva (Fearnside,
826 1999), extrativismo mineral (Coelho *et al.*, 2011), assim como pelo crescimento urbano
827 desordenado (L. V. Ferreira, Venticinque, & Almeida, 2005; Nobre, Sampaio, &
828 Salazar, 2007). Essas atividades na região iniciaram-se desde a década de 1980,
829 impulsionados pela construção do trecho da estrada PA-150, que realiza a ligação entre
830 a região norte e o sudeste do Estado do Pará, direcionando o eixo econômico e de
831 ocupação populacional a essa mesorregião (Loreiro, 2012); e pela diversificação das
832 atividades econômicas. Logo depois da década de 1990, em virtude do declínio da
833 atividade madeireira (Brito *et al.*, 2010).

834



835

836 [NT21]

837 Figura 1: Localização dos pontos de coleta nas Bacias do Acará - Capim, Amazônia
838 Oriental, Brasil.

839

840 *Delineamento experimental*

841 Realizamos coletas nos anos de 2014, 2015, 2017 e 2018 no período de estiagem
842 em 67 riachos de 1ª a 3ª ordem, conforme a classificação Strahler (1957). O período de
843 estiagem foi escolhido para evitar a influência das variações sazonais observadas na
844 região em relação a estrutura do habitat de riachos e das assembleias de peixes,
845 facilitando a caracterização da assembleia. Todos os riachos possuíam largura de até 4
846 metros. Além do gradiente de homogeneização, a seleção dos riachos foi baseada no
847 acesso, autorização de entrada por parte dos proprietários, a independência amostral
848 entre os pontos amostrados e a representação da heterogeneidade da paisagem nas
849 bacias hidrográficas.

850

851 *Amostragem da assembleia de peixes*

852 A ictiofauna dos locais amostrados foi amostrada utilizando duas redes de mão
853 (peneira) com 55 cm de diâmetro e malha de 3 mm entre nós opostos. O esforço
854 amostral foi de 18 minutos para cada seção longitudinal, totalizando 3 h de amostragem
855 por trecho de 150 m (Prudente *et al.*, 2016). Os espécimes coletados foram eutanasiados
856 com anestésico (Eugenol), fixados em solução de formalina a 10% e após 48 h
857 transferidos para álcool 70% para posterior triagem e identificação. A identificação foi
858 realizada com auxílio de chaves taxonômicas em literaturas especializadas, como
859 Kullander (1986).

860

861 *Traits funcionais e determinação de oito grupos funcionais*

862 Foram reunidas informações da comunidade de peixes em termos de abundância
863 (número de indivíduos) e índices que descrevem quali e quantitativamente a estrutura
864 funcional das assembleias. A matriz funcional foi composta por 16 características
865 funcionais resposta de 100 espécies de peixes, que envolveram importâncias ecológicas
866 de Uso do Habitat (10 traits), Ecologia Trófica (dois traits), História de Vida (três traits)
867 e Tolerância à Hipóxia (um trait) (Apêndice Molina *et al.*, 2017; Winemiller *et al.*,
868 2015). Essas características funcionais são do tipo qualitativas, contínuas e *fuzzy*
869 (Apêndices 1 e 2).

870 Das dez características funcionais relacionadas com Uso de Habitat (E. F.
871 Oliveira *et al.*, 2010), sete delas são características numéricas que indicam as atividades
872 natatórias, posição na coluna d'água, dimensão da boca, posição do olho e etc (Brejão,
873 Gerhard, & Zuanon, 2013; Leitão *et al.*, 2017; Toussaint, Charpin, Brosse, & Villeger,

874 2016). Esses traits numéricos foram (1) Índice de compressão do corpo – ICC; (2)
875 Índice de compressão do pedúnculo caudal – ICPC; (3) Área relativa da nadadeira
876 peitoral – ARNP; (4) Comprimento relativo da cabeça – CRC; (5) Posição Relativa dos
877 Olhos – PRO (6) Largura relativa da boca – LRB; e (7) Orientação da boca – OB.
878 Todos foram obtidos através de 12 medidas morfológicas, mensuradas através de um
879 paquímetro digital com 0.01 mm de precisão em indivíduos (Apêndice 1). Algumas
880 precauções foram tomadas para evitar erros e imprecisões, como a seleção de espécimes
881 adultos e com similares dimensões (Pagotto, Goulart, Oliveira, & Yamamura, 2011) e,
882 no caso de espécies com dimorfismo sexual, as medidas foram realizada naquele sexo
883 que apresentasse menor variação morfológica (Cerioni & Barrella, 2011). As áreas das
884 nadadeiras, do corpo e a orientação da boca foram obtidas com o software *ImageJ*,
885 utilizando os contornos dos espécimes sobre papel milimetrado.

886 Os outros 3 traits relacionados com Uso de Habitat são características
887 categóricas, como período de maior atividade do indivíduo (noturno, crepuscular e
888 diurno), estratificação vertical (nectônico, bentônico e nectobentônico) e preferência de
889 habitat (lêntico, rápido, serapilheira, areia, etc).

890 As duas características funcionais relacionadas com Ecologia Trófica foram
891 obtidas nos bancos de dados *Fishbase*, Californian Academy of Science - *CAS* e da
892 literatura científica indexada na *Web of Science*. A primeira característica foi
893 preferência alimentar: (1) onívoro (2) piscívoro (3) insetívoro e (4) detritívoro. Essas
894 categorias foram codificadas como variáveis difusas “*fuzzy*” conforme a literatura
895 (Chavenet, Doleadéc, & Chessel, 1994; Pavoine, Vallet, Dufour, Gachet, & Daniel,
896 2009), pois se sabe que muitas espécies usam múltiplos recursos alimentares, mas
897 possuem maior afinidade a certos itens. O método varia de zero (nenhuma afinidade) a
898 três (alta afinidade) aliando uma pontuação a cada uma das categorias alimentares
899 utilizadas. Para a segunda característica relacionada com Ecologia Trófica nós
900 consideramos categorias comportamentais de Brejão et al. (2013), tais como escavador,
901 predador de espreita, predador de emboscada, pastador, alimentação na superfície, e
902 outros.

903 As três características funcionais relacionadas com História de Vida dos
904 indivíduos foram (1) Tipo de fecundação (interna ou externa); (2) Métodos de proteção
905 (eletricidade, mimetismo, armadura corporal e outros) e (3) Comprimento Máximo do
906 Corpo. Uma característica foi relacionada à tolerância à hipóxia, e as espécies foram

907 classificadas em em duas categorias: tolerante ou intolerante. Para compor este traço
908 resposta realizamos uma busca no banco de dados citado acima e, assim como, com
909 especialistas em ictiologia.

910

911 *Determinação de grupos funcionais*

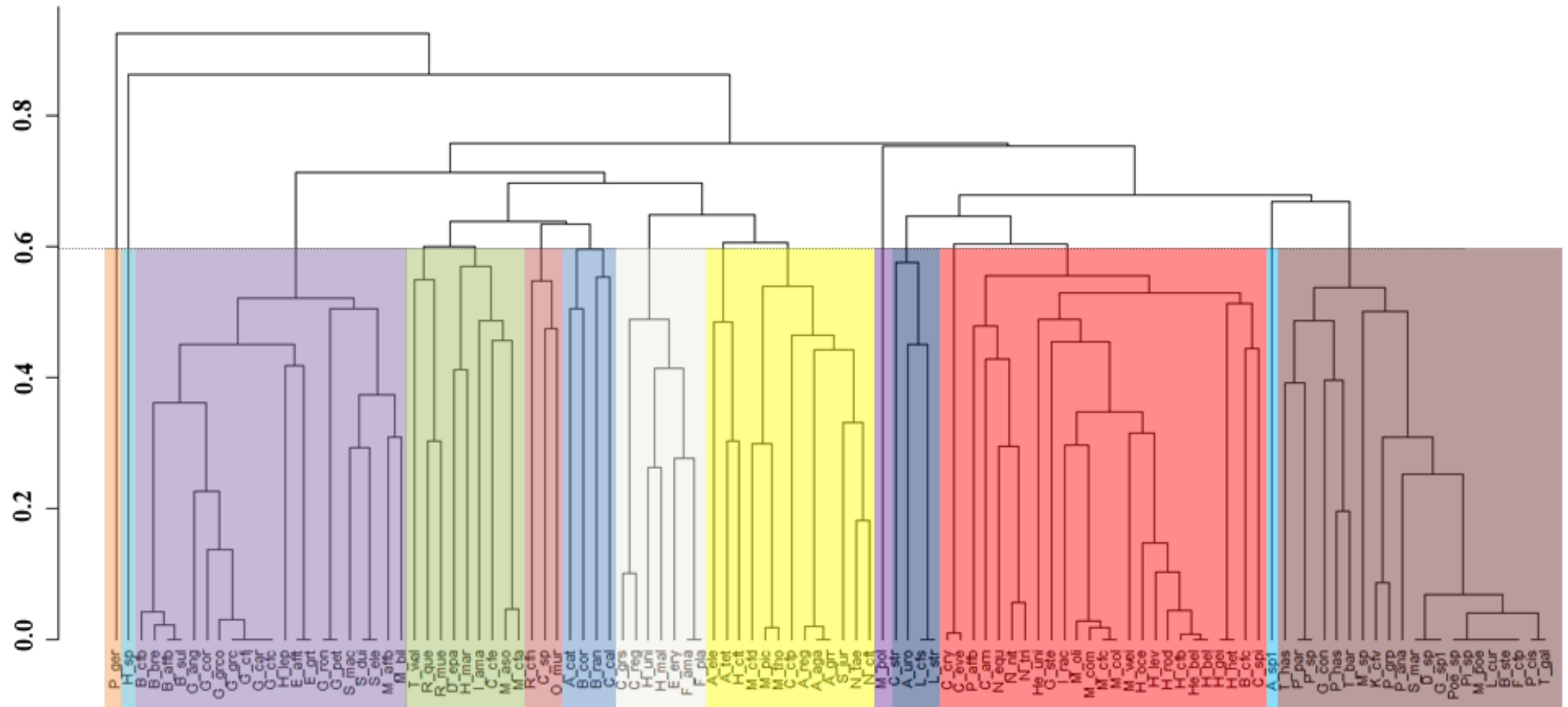
912 Para determinar os grupos funcionais organizamos uma matriz funcional com as
913 16 características funcionais das 100 espécies e construímos uma matriz de
914 similaridade, utilizando a distância adaptada de *Gower* (Pavoine et al., 2009) e
915 construímos um dendograma funcional, como método de ligação do tipo UPGMA (Aho
916 et al., 2012). O dendograma funcional (Figura 2) indicou a formação de 13 grupos
917 funcionais, considerando o corte em 60% (Huang, Wang, Wang, Blanzieri, & Su, 2013).
918 Os grupos com menos de 10 espécies foram excluídos das análises subsequentes, pois
919 esse quantitativo traz vieses negativos as análises de modelagem (Material
920 suplementar). Essas análises foram executadas utilizando o pacote FD (Laliberte &
921 Legendre, 2010), os pacotes “picante” e “ade4”. no R versão 3.6.1 (R Development
922 Core Team, 2018).

923 Os oito grupos funcionais formados e com mais de 10 ocorrências de espécies
924 foram “Controle de Invertebrados”, “Redução da Matéria Orgânica”, “Cadeia Trófica -
925 Presas”, “Controle da Comunidade de Peixes”, “Ciclagem de Nutrientes”, “Redução de
926 Itens em Suspensão”, “Controle das Comunidades de Invertebrados e Peixes”, e
927 “Controle das Comunidade de Parasitas”; com funções de: controle de invertebrados;
928 redução da matéria orgânica; itens importantes na cadeia trófica; controle na
929 comunidade de peixes; ciclagem de nutrientes; remoção de itens em suspensão e
930 contribuição na produtividade primária; controle da comunidade de invertebrados e
931 peixes; controle na comunidade de parasitas, respectivamente.

932

933

934



935

936 Figura 2: Dendrograma dos grupos funcionais de 100 espécies de peixes de riachos, formados por 14 características funcionais.

937 *Pré-modelagem*

938 Dados ambientais atuais e futuros

939 Consideramos 19 variáveis bioclimáticas na construção dos modelos. As
940 variáveis do presente foram obtidas no WordClim 2.0
941 (<https://worldclim.org/data/bioclim.html>). Já para a projeção futura de 2050 (média de
942 2041 a 2060) utilizamos a projeção climática do 5º Relatório de Avaliação do Painel
943 Intergovernamental sobre Mudanças do Clima, com um cenário otimista e outro
944 pessimista do *Representative Concentration Pathways* (RCP)
945 (<https://tntcat.iiasa.ac.at/RcpDb/dsd?Action=htmlpage&page=download>). O cenário
946 otimista, chamado de RCP 4.5, considera a estabilização da liberação de gases de efeito
947 estufa (Thomson et al., 2011) já o cenário pessimista, RCP 8.5, é caracterizado pelo
948 aumento dos gases de efeito estufa ao longo do tempo (Riahi et al., 2007)^[NT22].

949

950 Registro de espécies e limpeza de dados

951 Para desenvolver os MDE's buscamos informações de ocorrência das 100
952 espécies consideradas, utilizando os dados do *species link* (<http://www.splink.org.br/>),
953 Global Biodiversity Information Facility – GBIF (<http://www.gbif.org/>) e os pontos de
954 ocorrência obtidos em amostragens nos anos de 2012, 2014, 2015, 2017 e 2018. Mais
955 de 52 mil ocorrências das espécies foram reunidas e georreferenciados no software
956 ArcGis 10.2 (Esri, 2014). As coordenadas foram plotadas em graus decimal e no
957 sistema de coordenadas geográficas SIRGAS 2000, mais adequadas para a América do
958 Sul. Nas ocasiões em que encontramos pontos de ocorrência duvidosos ou fora das
959 áreas de distribuição das espécies as mesmas foram removidas do banco de dados. Além
960 disso, registros duplicados, sem longitude ou latitude e ocorrências problemáticas em
961 centroídes de municípios, também foram excluídas, usando o pacote do R (R
962 Development Core Team, 2011) “CoordinateCleaner”. Assim o banco de dados foi
963 reduzido para 487 pontos de ocorrências^[NT23].

964 Utilizamos o filtro *spThin* (Aiello-Lammens, Boria, Radosavljevic, Vilela, &
965 Anderson, 2015) e um variograma de Moran para seleção de ocorrências com ausência
966 de autocorrelação espacial (Moran, 1950). Para reduzir problemas relacionados a
967 colinearidade dos dados realizamos uma Análise de Componentes Principais – PCA
968 com as variáveis ambientais atuais e futuras com base numa matriz de correlação (Abdi
969 & Williams, 2010). Selecionamos dois componentes principais em cada grupo funcional

970 e os escores de cada componente principal foram utilizados como novos preditores
971 ambientais, sendo realizado tanto para o período atual como para o período futuro (De
972 Marco & Nóbrega, 2018).

973 O componente movimento foi definido sob um polígono em formato *shapefile*
974 (.shp) das bacias na área de estudo, para restringir a área acessível dos grupos funcionais
975 dos peixes de riacho. As pseudo-ausências foram restringidas ambiental e espacialmente
976 (Lobo, Jiménez-Valverde, & Hortal, 2010) ao longo da área acessível, para evitar
977 sobreposição das espécies dos grupos funcionais (ocorrências delimitadas por buffers de
978 50 km). Para avaliar o desempenho dos modelos realizamos a partição geográfica dos
979 dados de treinamento e teste através do método BLOCK (Roberts et al., 2017), os dados
980 foram distribuídos na área como se estivessem em um “tabuleiro de xadrez”.

981

982 *Modelagem*

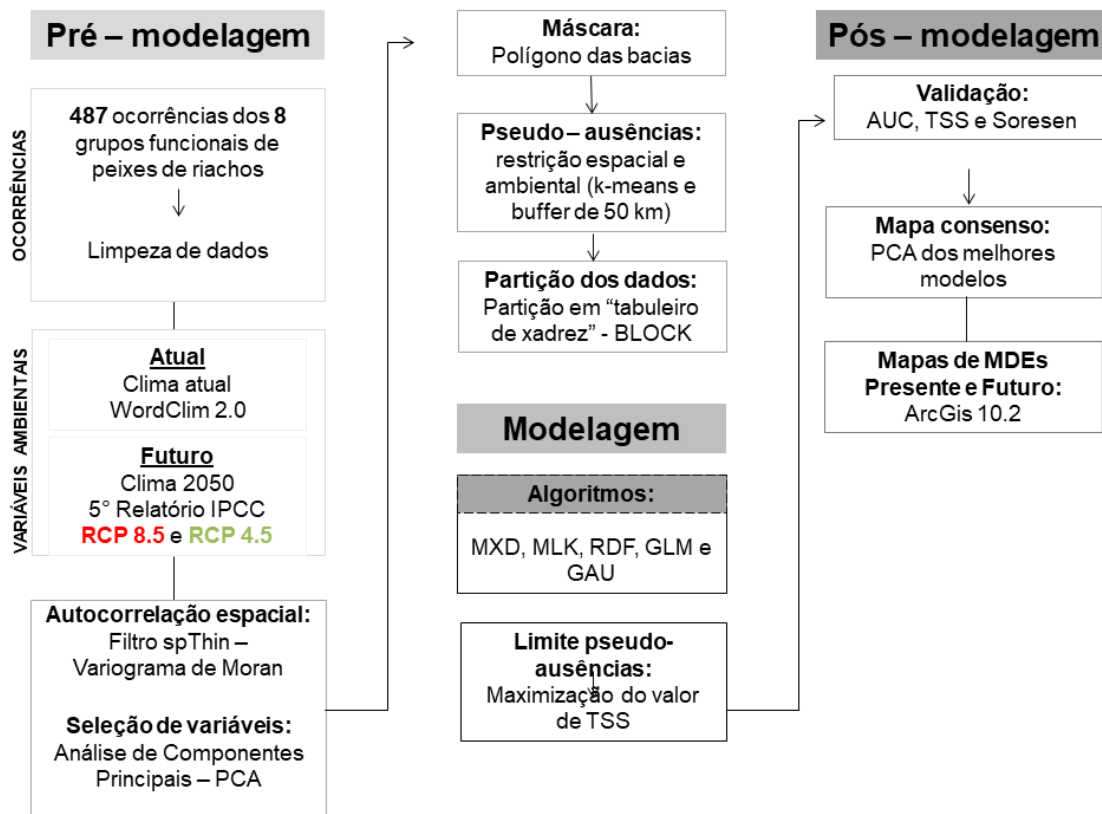
983 Nós utilizamos cinco algoritmos de modelo de adequabilidade: *Maximum*
984 *Entropy* – MXD, *Maximum Likelihood* – MLK, *Random Forest* – RDF, *Generalized*
985 *Linear Models* – GLM, e *Bayesian Gaussian Process* – GAU. Selecionamos esses
986 algoritmos pela sua utilização considerável em outros estudos na região Neotropical
987 (Golding & Purse, 2016; Marco-Júnior & Siqueira, 2009; Sallam, Al Ahmed, Abdel-
988 Dayem, & Abdullah, 2013; Wilson et al., 2018). Para criação dos limites dos mapas
989 binários utilizamos limiar da estatística *True Skill MAX* – TSS (Allouche et al., 2006),
990 nesse limite os valores de especificidade e sensibilidade são máximos (A. F. A. de
991 Andrade, Velazco, & De Marco Júnior, 2020). Esse procedimento foi realizado tanto
992 para o cenário presente quanto para os cenários futuros, chamados de RCP 4.5 para os
993 modelos otimistas e RCP 8.5 para o cenário futuro pessimista. Assim, cada um dos oito
994 grupos funcionais possui três mapas de distribuição potencial, um presente e dois
995 futuros (RCP 4.5 e RCP 8.5).

996

997 *Pós-modelagem*

998 Para avaliar o desempenho dos modelos gerados com os algoritmos utilizamos
999 três métricas: Área sob a curva – AUC (Fielding & Bell, 1997), *True Skill Statistic* –
1000 TSS (Allouche et al., 2006) e Soresen (Leroy et al., 2018). O primeiro é a área sob o
1001 gráfico de características de operação do receptor (ROC) (Jiménez-valverde, 2012). Já o
1002 segundo representa um método intuitivo de medição de desempenho de MDE’s no qual

1003 as previsões são expressas como mapas de presença-ausência (Shabani, Kumar, &
 1004 Ahmadi, 2018). Com o conjunto dos cinco algoritmos nos utilizamos uma PCA e
 1005 selecionamos o primeiro eixo com maior explicação dos dados para formar o mapa
 1006 consenso final (Thuiller, 2004). Para realização dos processos de pré-modelagem,
 1007 modelagem e pós-modelagem nos utilizamos o ambiente R 3.6.1 (R Development Core
 1008 Team, 2018), com o pacote ENMTML (A. F. A. de Andrade et al., 2020) e para a
 1009 geração dos mapas nos realizamos a construção dos objetivos no software ArcGis 10.2
 1010 (Figura 3).



1011
 1012 Figura 3: Etapas de pré-modelagem, modelagem e pós-modelagem de distribuição de
 1013 oito grupos funcionais nas bacias do Acará – Capim, Amazônia Oriental.

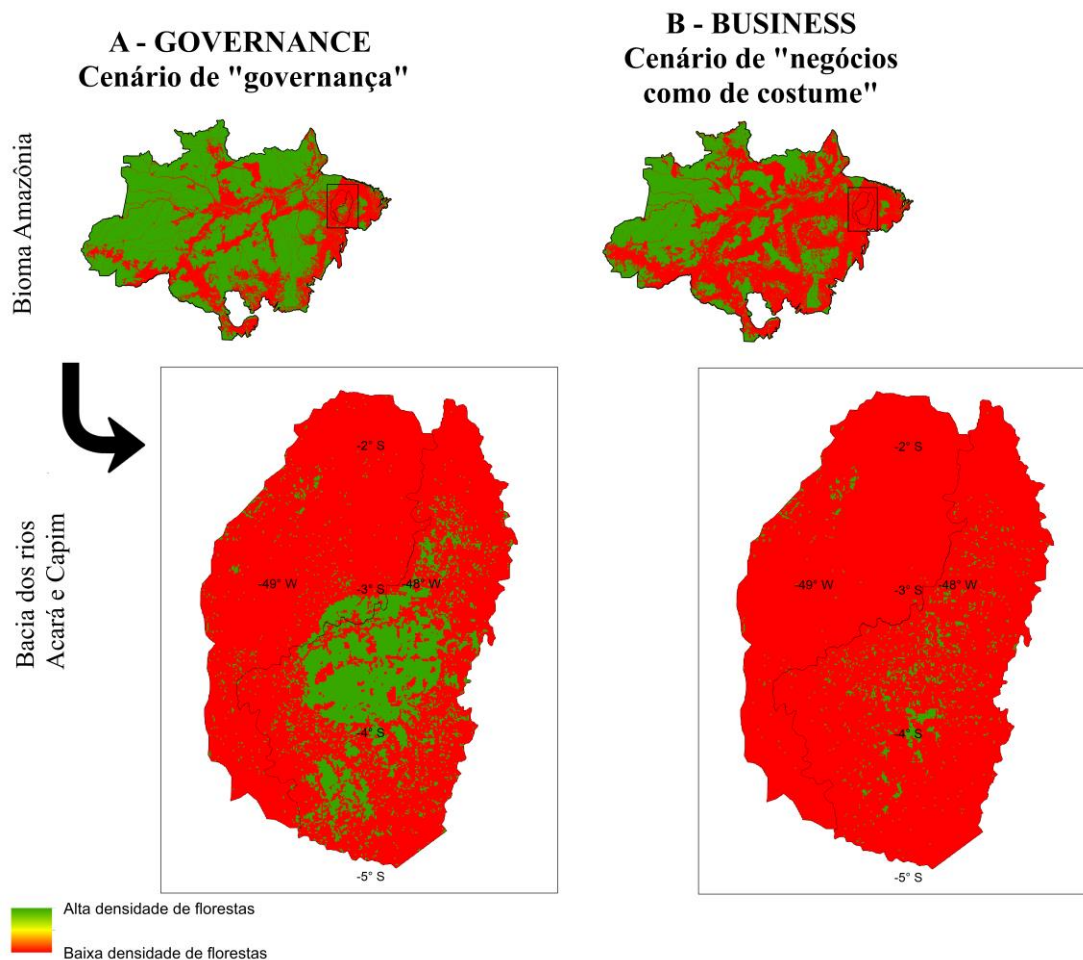
1014

1015 *Cenários de desflorestamento futuro*

1016 Dois cenários para o ano de 2050 do desmatamento na Amazônia foram
 1017 utilizados para identificar áreas prioritárias de conservação. Esses dados estão
 1018 disponíveis no site do “SIM Amazonia” (<http://csr.ufmg.br/simamazonia/>) (Soares-Filho
 1019 et al., 2005) com base em dados fornecidos pelo projeto PRODES, que realiza um
 1020 mapeamento da Floresta Amazônica Brasileira por Satélite desde 1988. No cenário “de
 1021 governança” (Figura 4 – A) é estabelecido um limite de terras a serem desmatadas e um

1022 aumento do número de áreas a serem protegidas, com redução de 55% das taxas de
1023 desmatamento (B. S. Soares-Filho et al., 2005). Já no cenário pessimista (Figura 4 - B),
1024 o chamado cenário “de negócios como de costume”, considera um aumento do
1025 desmatamento em toda a bacia hidrográfica, considerando as taxas de desmatamento
1026 históricas usuais para os períodos de 1997 a 2002. Neste cenário é considerada uma
1027 constante construção de rodovias até 2050, com um declínio de 37% das florestas (B. S.
1028 Soares-Filho et al., 2005).

1029 As projeções futuras do desmatamento da floresta Amazônica indicam que no
1030 ano de 2021 haverá apenas 2.82% de alta densidade de florestas no modelo sem
1031 intervenção de políticas ambientais de redução do desmatamento, já em 2050 isso reduz
1032 para 2.55%, respectivamente com a promoção de políticas e aumento da fiscalização o
1033 modelo prevê cerca de 81% de densidade de florestas nas bacias do Acará e Capim.



1034
1035 Figura 46: Cenários de desmatamento para 2050 previsto pelo projeto *SIM Amazonia*
1036 em dois diferentes cenários: **A** - “Governança” e **B** - “Negócios como de costume”.
1037

1038 *Perda de Grupos Funcionais (LFG)*

1039 Para identificarmos as áreas em que os traços funcionais dos grupos funcionais
1040 de peixes de riachos ainda existem nos cenários futuros (RCP 4.5 e RCP 8.5) utilizamos
1041 a ferramenta do software ArcGis 10.2 Arctoolbox – Spatial Analyst Tools – Map
1042 Algebra – Raster calculator. Através dessa ferramenta realizamos os cálculos somando
1043 os dois modelos futuros (RCP 4.5 e RCP 8.5) de cada um dos oito traços funcionais dos
1044 grupos funcionais, para formar o mapa consenso de cada um deles. Nas áreas onde
1045 havia a somatória igual a dois houve o consenso de presença entre os modelos futuros;
1046 com o valor igual a zero houve o consenso de não ocorrência em ambos os cenários, e
1047 com o valor igual a um houve a presença em apenas um cenário. O cálculo realizado
1048 para cada grupo funcional foi: $LFG = \text{Projeção RCP 4.5} + \text{Projeção RCP 8.5} + \text{Projeção}$
1049 $\text{Atual} \times 10$. Por fim geramos um único mapa consenso com os cenários presente e futuro
1050 (RCP 4.5 e RCP 8.5).

1051

1052 *Proposição de áreas prioritárias de conservação*

1053 Para definir as áreas prioritárias para conservação nas bacias do Acará e Capim
1054 utilizamos o software Zonation (Moilanen, 2007; Moilanen et al., 2005), que utiliza
1055 uma hierarquia de priorização na paisagem como um todo, como características
1056 climáticas e geomorfológicas. A estratégia que ele usa é identificar áreas importantes
1057 para manutenção da qualidade e conectividade do habitat simultaneamente com a
1058 característica da biodiversidade. Utilizamos o algoritmo Core Area Zonation – CAZ,
1059 que se baseia no recurso mais importante da célula dos rasters, sendo capaz de
1060 identificar como áreas de alta prioridade que possuem um alto nível de ocorrência. Os
1061 dados de entrada utilizados foram rasters das distribuições dos grupos funcionais em
1062 condições climáticas presente e futuras (RCP 4.5 e RCP 8.5) construídos com o pacote
1063 ENMTML (A. F. A. de Andrade et al., 2020).

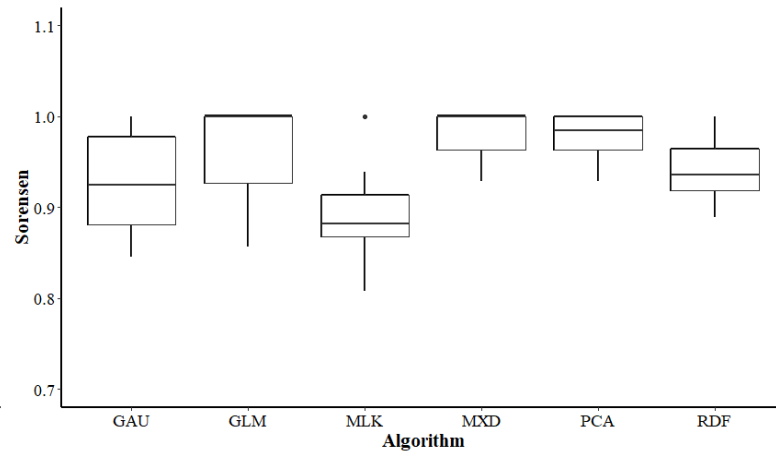
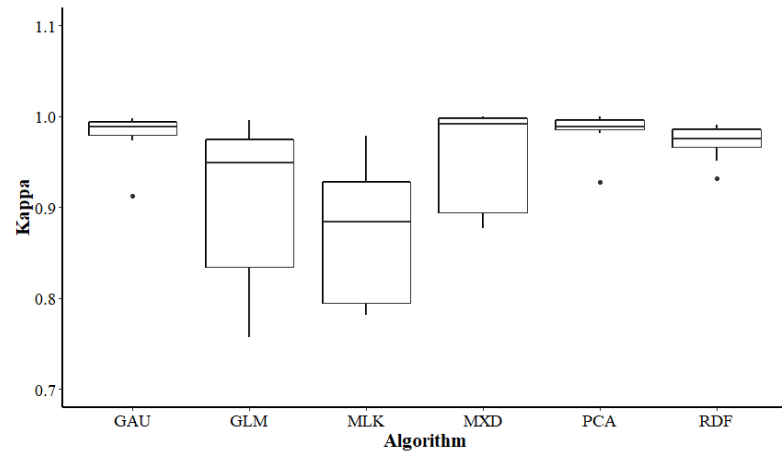
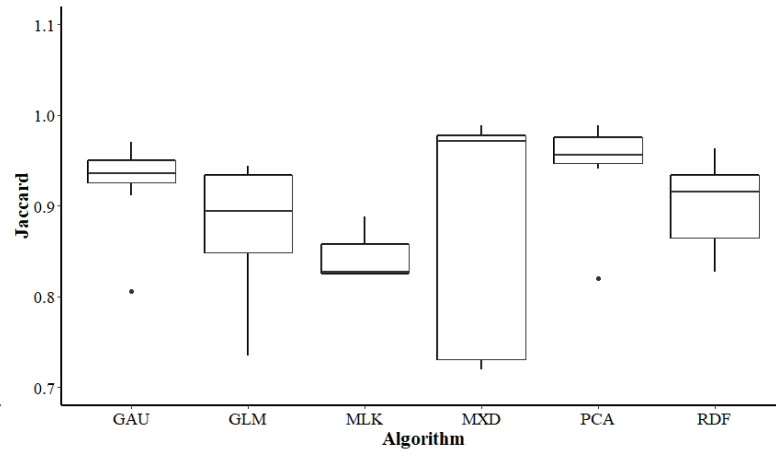
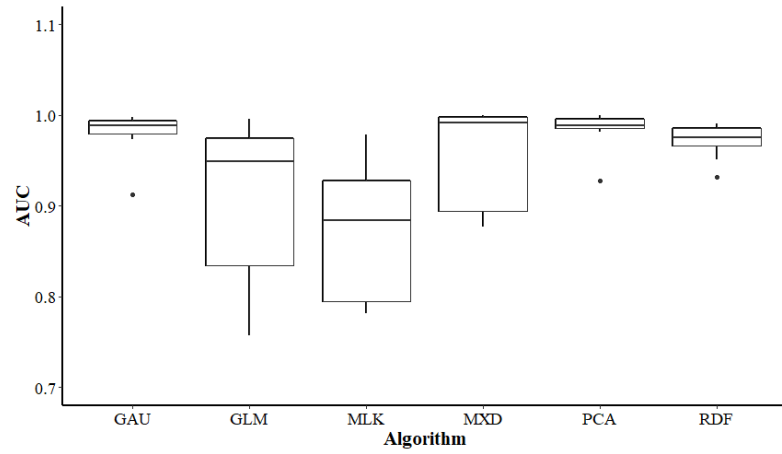
1064

1065 **Resultados**

1066 *Avaliação dos modelos*

1067 Para avaliarmos os efeitos das mudanças climáticas sobre os grupos funcionais
1068 de peixes de riachos nas bacias do Acará – Capim, Amazônia Oriental, nós modelamos
1069 oito grupos funcionais compostos por 100 espécies de peixes de riachos, incluindo 6
1070 ordens (Characiformes, Cichliformes, Cyprinodontiformes Gymnotiformes,

1071 Siluriformes e Synbranchiformes) e 23 famílias (entre elas Cichlidae, Lebiasinidae,
1072 Crenuchidae, Trichomycteridae, Hypopomidae, Rivulidae e outros). Os modelos
1073 apresentaram desempenho satisfatório com AUC, acima de 0.92, e TSS acima de 0.82
1074 para todos os grupos funcionais (consulte a Figura 5 e Apêndice 4). Os valores com
1075 menor variabilidade entre os algoritmos foram de AUC e com menor variabilidade foi
1076 de TSS.



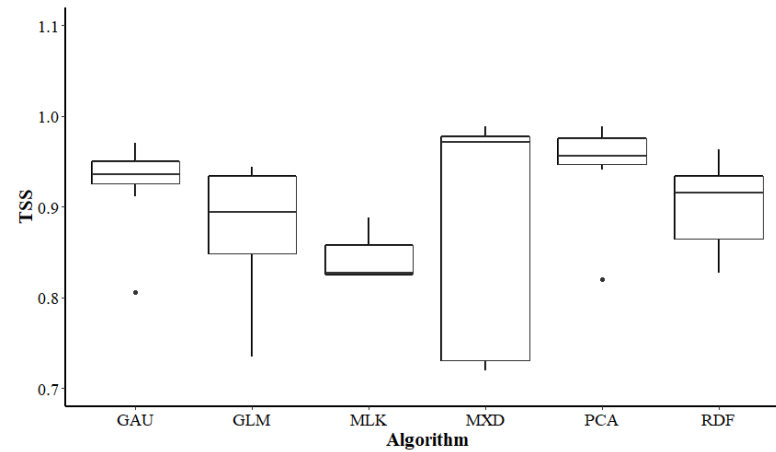
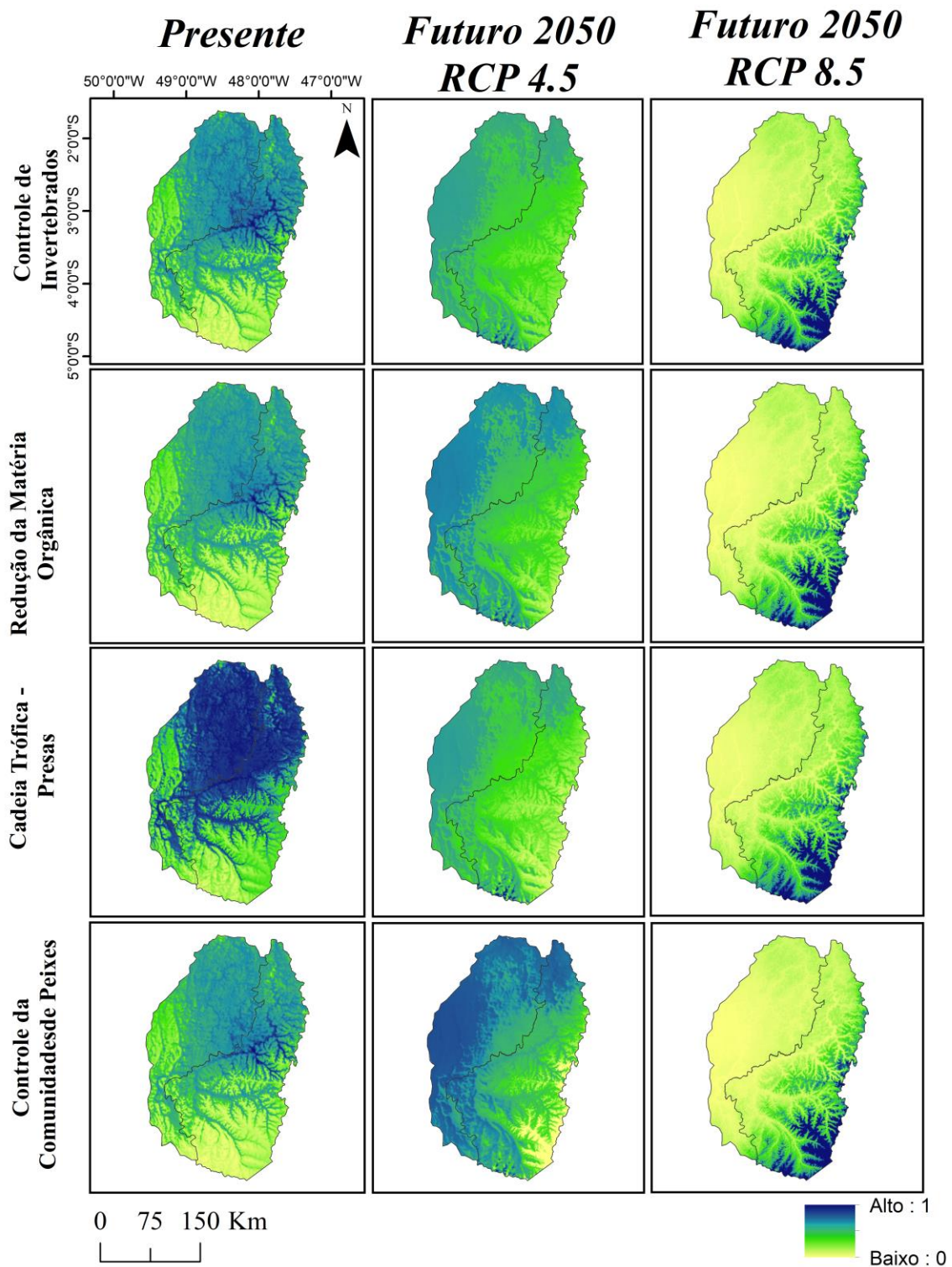


Figura 5: Desempenho preditivo de algoritmos de distribuição de espécies com base nas previsões das distribuições atuais e futuras: Área sob a curva – AUC; True Skill Statistic – TSS e Sorensen. Algoritmos: MXD: Maximum Entropy MLK: RDF: Random Forest GLM: Generalized Linear Models; GAU: Bayesian Gaussian Process; e PCA: Análise de Componentes Principais - Consenso. Círculos pretos representam os “outliers”

1083 *Respostas dos grupos funcionais e adequabilidade do habitat conforme condições*
1084 *climáticas presente e futuras*

1085 Na projeção atual todos os grupos funcionais mostram uma adequabilidade do
1086 habitat a partir do centro ao norte nas bacias do Acará e Capim, porém, observou-se
1087 maior intensidade para o grupo funcional “Cadeia Trófica – Presas”. Para as projeções
1088 futuras os resultados mostram que todos os grupos funcionais terão suas distribuições
1089 afetadas tanto nas condições climáticas otimistas quanto nas pessimistas (Figura 6 e 7).
1090 Na projeção RCP 4.5 o grupo funcional “Controle da Comunidades de Peixes” possui
1091 um acréscimo da adequabilidade do habitat para as bacias do Acará e Capim, sendo
1092 apenas ao sul que é observado um decréscimo. Fato contrário acontece na projeção RCP
1093 8.5 com este mesmo grupo funcional. Todos os grupos funcionais decrescem sua
1094 adequabilidade do habitat a partir do centro-oeste das bacias na projeção RCP 8.5, mas
1095 apenas os grupos funcionais de “Controle da Comunidade de Invertebrados e Peixes” e
1096 “Controle da Comunidade de Parasita” mantêm a adequabilidade do habitat para o
1097 centro-oeste nas bacias do Acará – Capim.

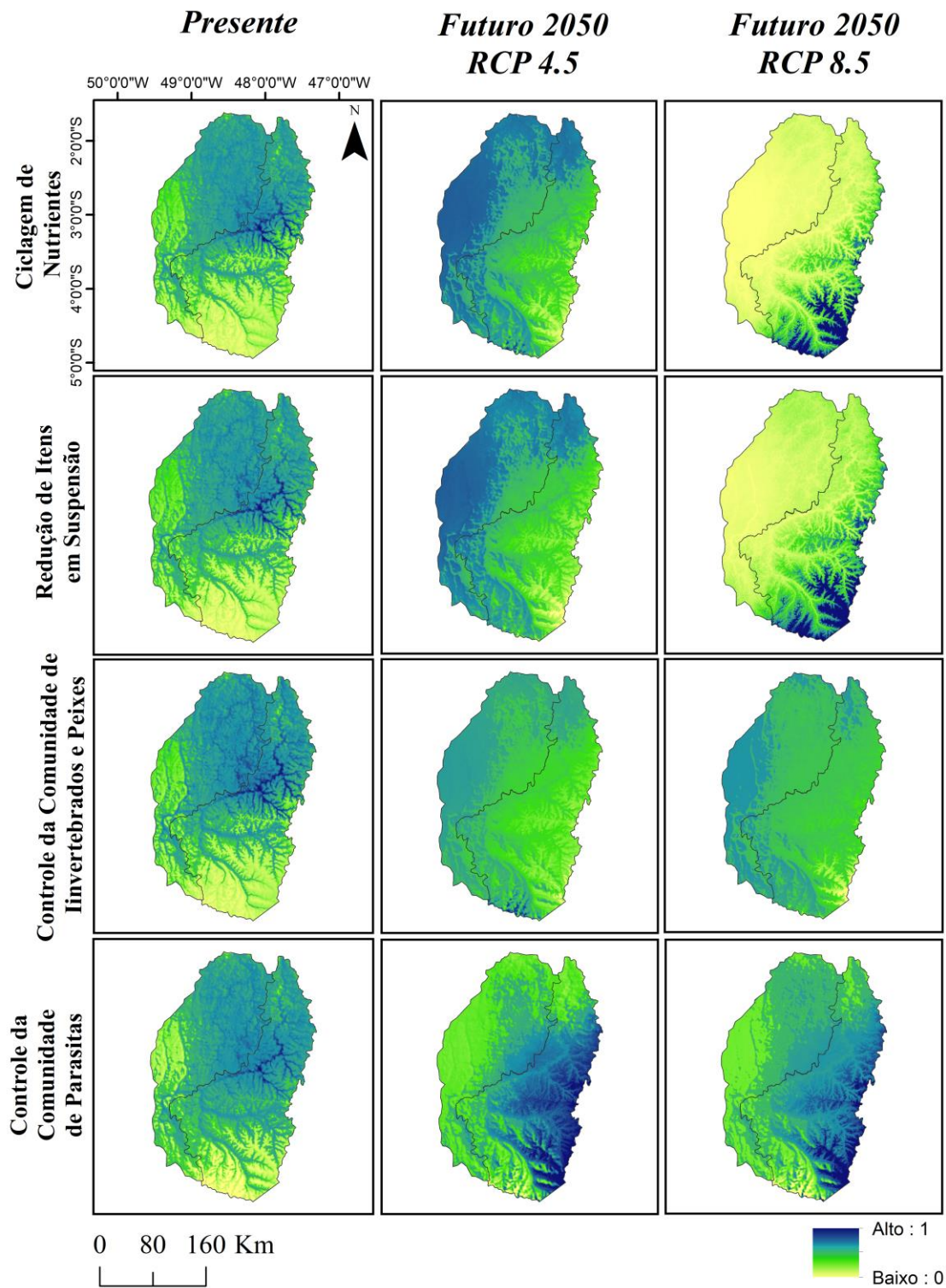
1098



1099

1100 Figura 6: Distribuição dos grupos funcionais “Controle de Invertebrados”, “Redução da
 1101 Matéria Orgânica”, “Cadeia Trófica - Presas” e “Controle da Comunidade de Peixes” de
 1102 riacho nas bacias do Acará – Capim, para projeção presente, futuro 2050 RCP 4.5 e
 1103 futuro 2050 RCP 8.5.

1104



1105

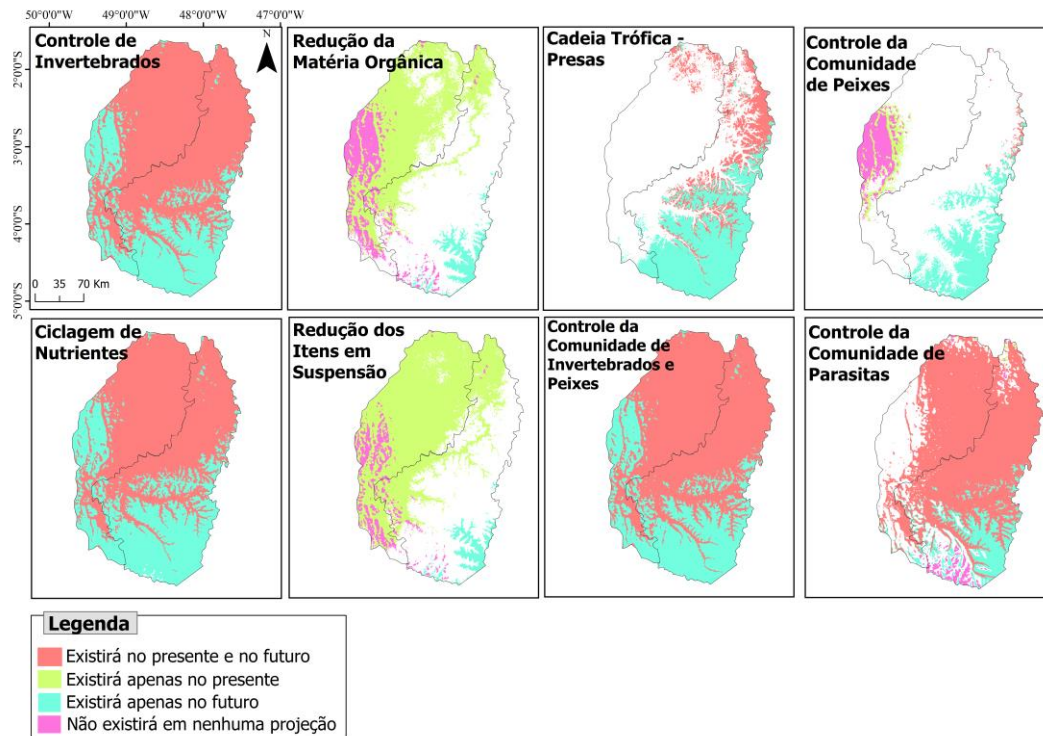
1106 Figura 7: Distribuição dos grupos funcionais “Ciclagem de Nutrientes”, “Redução de
 1107 Itens em Suspensão”, “Controle da Comunidade de Invertebrados e Peixes” e “Controle
 1108 da Comunidade de Parasita” de peixes de riacho nas bacias do Acará – Capim, para
 1109 projeção presente, futuro 2050 RCP 4.5, e futuro 2050 RCP 8.5.

1110 *Abrangência dos grupos funcionais na área das bacias do rio capim em diferentes*
1111 *cenários*

1112 Percebe-se que os grupos funcionais “Redução da Matéria Orgânica” e
1113 “Redução de Itens em Suspensão” são observados nas projeções apenas no presente
1114 (Figura 8 e Tabela 1). Também foi perceptível que os grupos “Controle de
1115 Invertebrados”, “Cadeia Trófica - Presas”, “Ciclagem de Nutrientes” e “Controle da
1116 Comunidade de Invertebrados e Peixes” não existem apenas no presente, será possível
1117 observá-los no futuro, ou seja, sua adequabilidade ambiental pode acontecer tanto no
1118 presente quanto no futuro. Todos os grupos possuem uma determinada área das bacias
1119 com previsão no futuro. Já os grupos “Controle de Invertebrados”, “Ciclagem de
1120 Nutrientes”, “Controle da Comunidade de Invertebrados e Peixes” e “Controle da
1121 Comunidade de Parasita” possuem menor área de adequabilidade para o modelo apenas
1122 no presente e para projeções em conjunto, presente mais futuro. Grupos que sofreram
1123 acréscimo de sua área de adequabilidade do habitat do período presente para o futuro
1124 foram “Controle de Invertebrados” (área presente – área futuro = 29.80%), “Cadeia
1125 Trófica - Presas” (26.23%), “Controle da Comunidades de Peixes”(10.77%) e
1126 “Ciclagem de Nutrientes” (36.10%). Os que sofreram decréscimo foram “Redução da
1127 Matéria Orgânica” (30.52%), “Redução de Itens em Suspensão” (47.45%) .

1128

1129



1130

1131 Figura 8: Abrangência de grupos funcionais na área das bacias dos rios Acará e Capim
 1132 nas projeções presente e futura, apenas presente, apenas projeções futuras (RCP 4.5 e
 1133 RCP 8.5), e nenhuma das projeções.

1134

1135

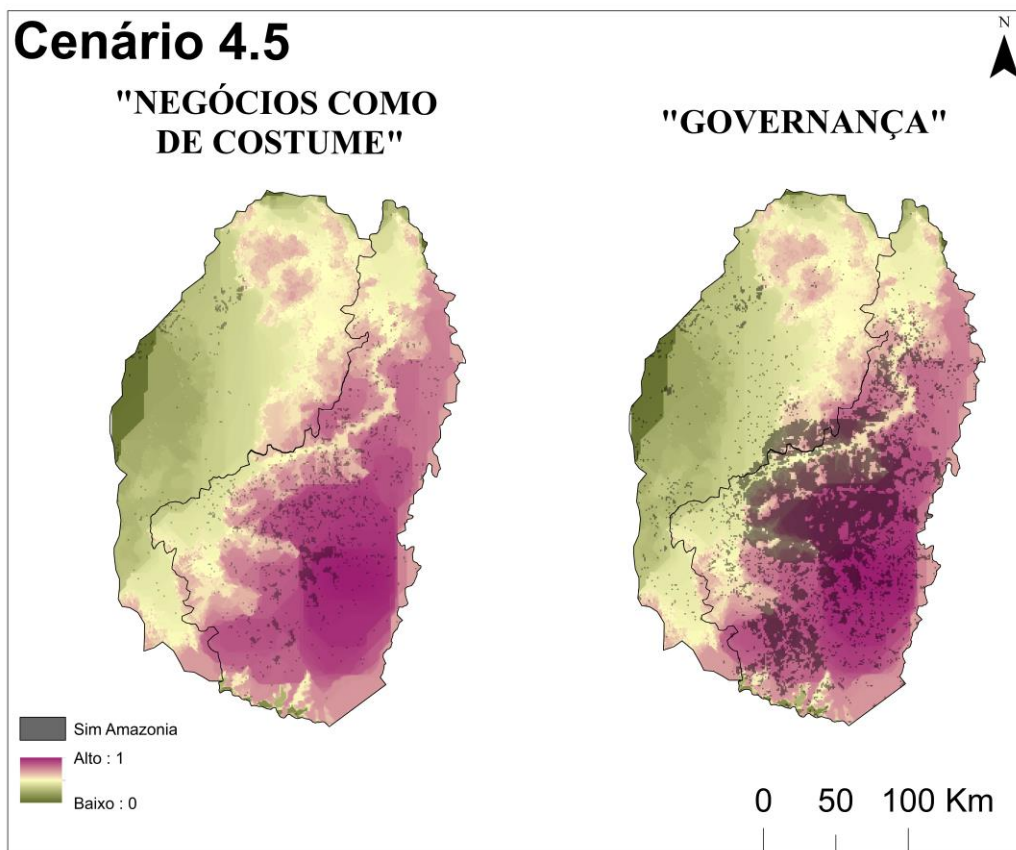
Tabela 4: Porcentagem da área nas bacias do Acaraá – Capim com projeções presente e futura, apenas presente, apenas futura ou em nenhuma das projeções presente ou futuras (RCP 4.5 e RCP 8.5).

Projeções	Grupos Funcionais %							
	Controle de Invertebrados	Redução da Matéria Orgânica	Cadeia Trófica - Presa	Controle da Comunidade de Peixes	Ciclagem de Nutrientes	Redução de Itens em Suspensão	Controle das Comunidades de Invertebrados e Peixes	Controle da Comunidade de Parasitas
Existirá no presente e no futuro	70.03	0.00	12.90	0.58	63.60	0.00	69.19	64.87
Existirá apenas no presente	0.00	34.69	0.00	3.42	0.00	50.69	0.00	0.22
Existirá apenas no futuro	29.80	4.17	26.23	14.19	36.10	3.24	30.64	10.47
Não existirá em nenhuma projeção	0.00	9.97	0.00	6.23	0.00	6.00	0.00	2.05

1140 *Proposição de áreas prioritárias de conservação para as bacias do Acará-Capim*

1141 As áreas com alta densidade de floresta previstas pelo modelo *SIM Amazônia*
1142 sobrepõe a área total das bacias do Acará – Capim em cerca de 20% no modelo
1143 “Governança” e apenas 3.50% no modelo de “Negócios como de costume”. Observou-
1144 se que para o cenário climático otimista a área com maior prioridade de conservação
1145 encontra-se na bacia do Capim (em tons de roxo), onde se concentra alta densidade de
1146 floresta para período de 2050. Entretanto, para o cenário climático pessimista as áreas
1147 de priorização se reduzem principalmente na área da rede de drenagem da bacia do rio
1148 Capim (tons em verde claro), além disso, há menor sobreposição com a densidade de
1149 florestas no modelo de desmatamento para 2050 (Figura 9 e 10).

1150

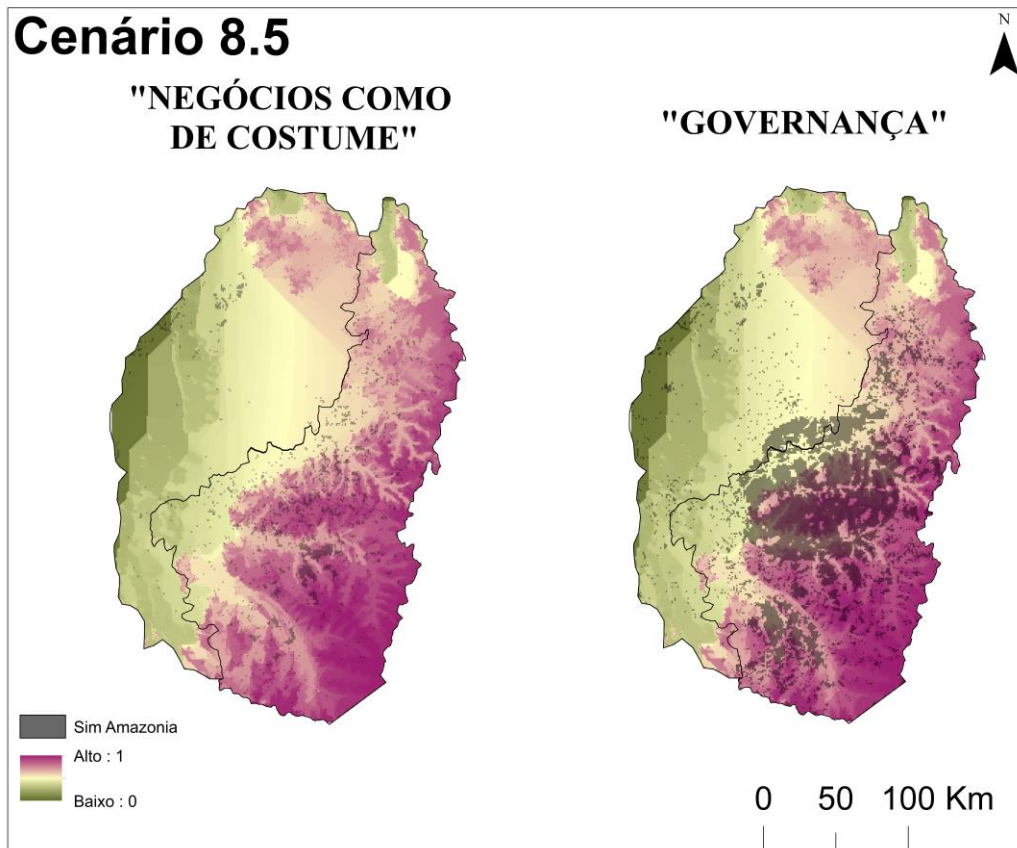


1151

1152

1153 Figura 9: Áreas com Prioridade de Conservação definidos pelo software Zonation para
1154 2050 no cenário climático 4.5, com sobreposição com vegetação nos cenários de
1155 “negócios como de costume” e “governança” para 2050 do *SIM Amazônia*.

1156



1157

1158 Figura 10: Áreas com Prioridade de Conservação definidos pelo software Zonation para
 1159 2050 no cenário climático 8.5, com sobreposição da vegetação nos cenários de
 1160 “negócios como de costume” e “governança” para 2050 do *SIM Amazônia*.

1161

1162

1163

1164

1165

1166

1167

1168

1169

1170

1171

1172 **Discussão**

1173 Com este estudo foi possível avaliar a distribuição de grupos funcionais de
 1174 peixes de riachos nas bacias do Acará – Capim, Amazônia Oriental. Observamos que o

1175 grupo “Cadeia Trófica – Presas” teve a maior adequabilidade do habitat no período
1176 atual, em comparação com demais grupos funcionais. No entanto, todos os grupos terão
1177 sua adequabilidade reduzida no futuro, tanto na projeção otimista quanto na pessimista.
1178 Essa redução de adequabilidade ocorre com menor intensidade para os grupos “Controle
1179 da Comunidade de Invertebrados e Peixes” e “Controle das Comunidade de Parasitas”.

1180 Nas projeções “Redução da Matéria Orgânica” e “Redução de Itens em
1181 Suspensão” não foram observadas adequabilidade do habitat para o presente e futuro,
1182 simultaneamente. Apenas 36% da área das bacias Acará - Capim serão disponíveis
1183 como áreas adequáveis para os oito grupos funcionais de peixes de riacho. As duas
1184 maiores perdas de áreas adequáveis foram para os grupos “Redução de Itens em
1185 Suspensão” e “Redução da Matéria Orgânica”. Apenas 20% do Modelo *SIM Amazônia*
1186 sobrepõe os modelos “Governança” e 3.5% o de “Negócios como de Costume”. As
1187 áreas de priorização concentram-se na bacia do Capim e ao longo da rede de drenagem.

1188

1189 *Avaliação dos efeitos das mudanças climáticas sobre a distribuição dos grupos*
1190 *funcionais de peixes de riacho*

1191 Nossos resultados mostram que ao compararmos a distribuição atual com a
1192 projeção potencial do ano de 2050 dos grupos funcionais de peixes de riachos, a área de
1193 adequabilidade do habitat será reduzida em toda área de estudo, devido às mudanças
1194 climáticas, ocorrendo a potencial extinção local de alguns grupos funcionais por outros
1195 no futuro no cenário pessimista (Figura 6 e 7).

1196 Por exemplo, o grupo “Cadeia Trófica – Presas” sofrerá extinção local a
1197 noroeste das bacias hidrográficas no cenário pessimista, já para o grupo “Controle de
1198 Parasitas” ocorrerá expansão para sudeste da bacia do rio Capim, tanto nos modelos
1199 climático otimista quanto pessimista (Figura 7). Grupos funcionais com habitats mais
1200 especializados, como “Controle de Invertebrados”, “Redução da Matéria Orgânica” e
1201 “Redução de Itens em Suspensão”(com espécies como *Gymnorhamphichthys rondoni*,
1202 *Ituglanis amazonicus* e *Carnegiella strigata*, respectivamente) sofrerão extinções locais
1203 em praticamente toda a bacia do rio Acará, assim como as funções desempenhadas por
1204 esses grupos: controle de invertebrados, “Ciclagem de Nutrientes” e contribuição na
1205 produtividade primária (Tabela 2).

1206 A extinção do grupo funcional “Controle de Invertebrados” pode impulsionar o
1207 descontrole biológico de macroinvertebrados aquáticos, ocasionando mudanças da

1208 formação dos substratos e alterar o crescimento do biofilme (Corrêa et al., 2019). Em
1209 consequência dessa extinção, é provável a ocorrência do desequilíbrio no fornecimento
1210 de carbono, com a redução de biomassa para a cadeia alimentar em riachos amazônicos,
1211 com mudanças no fluxo de energia (Atwood et al., 2013; Ru, Li, Sheng, Zhong, & Ni,
1212 2020; Schindler, Carpenter, Cole, Kitchell, & Pace, 1997). Isso ocorre porque os peixes
1213 contribuem de maneira indireta na regulação dos ciclos biogeoquímicos nos
1214 ecossistemas aquáticos, através de seus efeitos de “cima para baixo” nas redes
1215 alimentares, que modificam a abundância e, portanto, a absorção de nutrientes pelos
1216 produtores primários (Villéger, Brosse, Mouchet, Mouillot, & Vanni, 2017).

1217 Em riachos a ciclagem dos nutrientes é também potencializada pela bioturbação,
1218 que é realizada pelo forrageamento dos sedimentos, dos substratos e por movimentos
1219 natatórios (Gerke, Hübner, Schneider, & Winkelmann, 2021; Villéger et al., 2017),
1220 conduzido pelos “engenheiros do ecossistema” (Flecker e Taylor 2004), como peixes e
1221 macroinvertebrados. Com a extinção do grupo funcional “Redução da Matéria
1222 Orgânica”, com espécies como *I. amazonicus* e *Helogenes marmoratus*, a bioturbação
1223 correria o sério risco de ser reduzida, tendo prejuízos na disponibilidade de recursos, em
1224 processos no nível do ecossistema (Cross, Ramírez, Santana, & Santiago, 2008) e na
1225 remineralização da matéria orgânica (Villéger et al., 2017).

1226 Com a extinção do grupo funcional “Redução de Itens em Suspensão” a
1227 qualidade da água pode ser reduzida pelo aumento da turbidez e redução da
1228 transparência da água (Ahearn et al., 2005; Mello et al., 2020; Shi, Zhang, Li, Li, & Xu,
1229 2017). Esses efeitos causam a redução da entrada de luz solar e afeta a atividade dos
1230 produtores primários (Sumaila, Cheung, Lam, Pauly, & Herrick, 2011) e da temperatura
1231 da água em riachos (Allan, 2004). Um agravante desses efeitos negativos na qualidade
1232 da água em riachos será o desmatamento previsto para 2050, pois a vegetação ripária
1233 representa uma barreira física contra a entrada de sedimentos terrestres (Molina et al.,
1234 2017) e é fonte de material alóctone para a toda a rede alimentar em riachos (Teresa &
1235 Casatti, 2011). Sem a vegetação ripária os riachos tendem a mudanças morfológicas no
1236 canal, com ocorrência de assoreamento do canal (C G Leal et al., 2016).

1237 Neste estudo também avaliamos quais as áreas de adequação do habitat serão
1238 perdidas nos cenários presente e futuro, e percebemos que grupos “Redução da Matéria
1239 Orgânica” e “Redução de Itens em Suspensão” terão menos de 5% da área das bacias do
1240 Acará – Capim (Tabela 2) nas condições climáticas otimista e pessimista. Isso é um fato

1241 preocupante para a região amazônica, que possui uma crescente mudança da paisagem
1242 no sentido do arco do desmatamento, acelerado pelas políticas ambientais ineficientes,
1243 falta de fiscalização e aumento da força dos ruralistas na região amazônica, ampliando
1244 áreas agropastoris (Ilha et al., 2019). O desmatamento em bacias hidrográficas reduz a
1245 eficiência das vegetações ciliares para manter a heterogeneidade ambiental (S. Nunes et
1246 al., 2019; Reis, Reis, Saab, Reis, & Batista, 2015), sendo as únicas áreas legalmente
1247 protegidas atualmente pela legislação ambiental brasileira (Código Florestal, Brasil,
1248 2012). Além disso, as mudanças ambientais não acompanham o avanço das pesquisas
1249 científicas na região tropical (Ramírez, Pringle, & Wantzen, 2008), sendo necessárias
1250 mais pesquisas ecológicas que possam ser arcabouço teórico para apoiar políticas
1251 ambientais de conservação.

1252

1253 *Avaliação da perda de grupos funcionais e implicações para a conservação da*
1254 *diversidade funcional de peixes de riachos*

1255 Além de nossos resultados sinalizarem que haverá mudanças na distribuição dos
1256 grupos funcionais, eles também sustentam que essas mudanças podem ser ainda mais
1257 drásticas com a ausência da efetiva aplicação das políticas ambientais (ver Figura 4).
1258 Soares-Filho et al., (2005) indicaram que a densidade de florestais pode representar
1259 apenas 3,5% da área total das bacias do Acará – Capim nos modelos de “Negócios
1260 como de costume” e 19,52% para o modelo “Governança”. Isso nos leva a supor que as
1261 condições climáticas e hidrológicas em escalas locais de riachos serão ainda mais
1262 limitantes em 2050 para a biodiversidade aquática devido a tendência crescente dos
1263 impactos antropogênicos combinados, ou seja, mudanças climáticas agrupadas com o
1264 desmatamento.

1265 Estudos recentes já corroboraram que o desmatamento atual já vem causando
1266 redução da diversidade de espécies na Amazônia (Bojsen & Jacobsen, 2003; C G Leal
1267 et al., 2016; Leitão et al., 2017; Macedo et al., 2013; L. F. A. Montag et al., 2019;
1268 Schneider, E. K., Fan, M., Kirtman, B. P., Dirmeyer, 2006) e a distribuição dos grupos
1269 funcionais dos peixes de riachos nestas bacias coincidem com as áreas com maior
1270 densidade de vegetação na mesma, mas não somente nessas áreas (Apêndice 5). As
1271 áreas com maior densidade de vegetação na região ao serem conservadas, irão proteger
1272 o ambiente e, por consequência, aumentarão a resiliência dos ecossistemas à possíveis
1273 impactos futuros (Cadotte & Jonathan Davies, 2010).

1274 É conhecido que o desmatamento da vegetação altera a estrutura do habitat e as
1275 características hidrológica das florestas tropicais (Farinosi et al., 2019), e interfere na
1276 estrutura ripária local de riachos, fator importante para alimentação, crescimento e
1277 reprodução de peixes de riacho (Allan & Castillo, 2007; Vannote et al., 1980). Com a
1278 ausência dessa vegetação ripária serão interrompidas as contribuições alóctones de
1279 folhas, galhos e pedaços de madeira, que são fontes de energia e nutrientes para os
1280 riachos e biodiversidade aquática (Kawaguchi, Taniguchi, & Nakano, 2003). Além
1281 disso, sem essa proteção da vegetação não ocorrerá o controle da entrada de luz solar e,
1282 por consequência, na temperatura da água (Teresa & Casatti, 2011).

1283 Sabemos que as condições ambientais proporcionadas pela mata ripária são
1284 fundamentais para estruturação das assembleias em riachos de cabeceira, por esses não
1285 terem maior conectividade com os sistemas aquáticos de uma bacia hidrográfica (N
1286 LeRoy Poff, 1997; Rodrigues-Filho, Gurgel-Lourenço, Lima, de Oliveira, & Sánchez-
1287 Botero, 2017). Essa desconectividade natural dos riachos de cabeceira com sistemas de
1288 ordens maiores impede a dispersão para locais com melhores condições ambientais,
1289 tornando-se uma barreira de dispersão de nicho (Rodrigues-Filho et al., 2017).

1290 Nesse contexto, a perda da vegetação e por consequência do nicho das espécies
1291 proporcionará a perda da adequabilidade geográfica da maior parte dos grupos
1292 funcionais analisados aqui neste estudo, sendo que muitos deles não existirão num
1293 futuro próximo. Atividades exercidas por esses grupos; como: melhorias na qualidade
1294 da água, ciclagem de nutrientes ou controle de comunidades de insetos, peixes e
1295 parasitas; não serão realizados em 2050 e isso gera uma grande preocupação, pois a
1296 ausência desses serviços ecossistêmicos podem gerar distúrbios em cadeia para o
1297 funcionamento dos ecossistemas de riachos, e assim como, para controle da poluição
1298 intensa de riachos amazônicos (Crespin & Simonetti, 2016; Foley et al., 2007; Yee et
1299 al., 2021). Essa perda desses serviços ecossistêmicos poderá gerar redução nos
1300 benefícios gerados a longo prazo para os seres humanos, dessa forma os efeitos
1301 antrópicos na Amazônia devem ser levados em consideração em projetos econômicos e
1302 na política ambiental brasileira, apoiando assim a sustentabilidade e o bem estar
1303 humano futuro (Crespin & Simonetti, 2016; Yee et al., 2021).

1304

1305 *Como implementar áreas de priorização da diversidade funcional nas bacias do rio*
1306 *Acará – Capim com o retrocesso em curso da política ambiental brasileira?*

1307 Desde a década de 1980 a região Amazônica iniciou um processo de exploração
1308 em massa dos recursos naturais, e para isso houve a expansão do desflorestamento da
1309 região (Philip M. Fearnside, 2006; Philip Martin Fearnside, 1998). Neste mesmo
1310 período, os ambientalistas, cientistas e organizações não governamentais alcançaram
1311 vínculos e alianças com movimentos internacionais, e possibilitaram o início da luta da
1312 conservação e preservação da Amazônia, pressionando os governos brasileiros à
1313 votação, aprovação e priorização de políticas ambientais brasileiras (Pelicice, Barlow,
1314 Berenguer, Carmenta, & França, 2020; Pelicice & Castello, 2021).

1315 Na década de 2000 existiam políticas ambientais e tecnologias de observação
1316 terrestre com eficiência suficiente para investigar e conter o processo de
1317 desflorestamento na Amazônia. Porém, em 2019, iniciou-se uma regressão dessas
1318 políticas em virtude da gestão de Bolsonaro no Brasil (C. de Andrade & Guenzburger,
1319 2021; Pelicice & Castello, 2021), começando com a posse de um Ministro do Meio
1320 Ambiente que favorece desmatadores; com a negação dos dados de desmatamento nos
1321 biomas brasileiros fornecidos pelo Instituto Brasileiro de Pesquisas Especiais (INPE), e
1322 exoneração do presidente do INPE (C. de Andrade & Guenzburger, 2021). Esse
1323 retrocesso da nova gestão no Brasil foi mencionado por outros estudos (Dobrovolski et
1324 al., 2018; Metzger et al., 2019) e provocou desagrado aos parceiros internacionais,
1325 obrigando-os a romper acordos importantes que visavam a preservação da Amazônia
1326 (Pelicice & Castello, 2021; Redação RBA, 2019).

1327 Além da negação da existência de desmatamento, o governo atual movimenta-se
1328 contra a conservação da biodiversidade através do favorecimento do agronegócio
1329 (Lapola et al., 2014) e da mineração (Ferrante & Fearnside, 2019) em áreas indígenas e
1330 em Áreas de Proteção Permanente – APP. Isso confere uma ameaça à biodiversidade
1331 amazônica, e alguns autores indicam que estas intervenções podem ser comparadas a
1332 uma verdadeira *Tsunami*, induzindo uma onda de impactos negativos aos ecossistemas
1333 terrestres e aquáticos (Pelicice et al., 2020; Pelicice & Castello, 2021). Os efeitos dessa
1334 onda de impactos podem refletir negativamente no habitat das sub bacias amazônicas e
1335 dentre elas as bacias do Acará – Capim, que já possuem previsões futuras de extinção de
1336 importantes grupos funcionais. Essas previsões são em relação a redução da
1337 adequabilidade para os grupos “Redução da Matéria Orgânica” e “Redução de Itens em
1338 Suspensão”, esses que terão menos de 5% da área de adequabilidade nas bacias por

1339 conta do desflorestamento da região, previsto pelo modelo com a previsão mais
1340 desfavorável “negócios como de costume” de Britaldo *et al.* (2005).

1341 Esse desleixo com a política de conservação junto com o enfraquecimento dos
1342 órgãos ambientais e do Código Florestal Brasileiro - CFB, a anistia aos desmatadores, a
1343 aprovação de agrotóxicos, a negação das mudanças climáticas e da própria ciência
1344 (Ferrante & Fearnside, 2019) são amplificadores dos efeitos negativos das mudanças
1345 climáticas e do desflorestamento observados nos modelos futuros dos grupos funcionais
1346 neste estudo. Esses fatores do retrocesso juntos levaram a uma contração ainda maior
1347 dos intervalos geográficos dos grupos funcionais, pois os ecossistemas aquáticos são
1348 fortemente dependentes da sua paisagem circundante (Allan, 2004; Allan & Castillo,
1349 2007) e possuem uma conectividade hidrológica com as áreas florestadas (C G Leal et
1350 al., 2016; Cecília G. Leal et al., 2017, 2020)

1351 Diante de tantos fatores desfavoráveis para conservação da biodiversidade, a
1352 definição de áreas prioritárias de conservação e promulgação de unidades de
1353 conservação – UC’s na Amazônia é emergente, pois essas áreas são junto com as terras
1354 indígenas as únicas capazes de conter os impactos irreversíveis da política anti –
1355 ambiental de Bolsonaro. Neste momento, o quantitativo de UC’s na Amazônia é
1356 insuficiente (Renata G. Frederico et al., 2021) e nas áreas que existem parcialmente uma
1357 cobertura de conservação da área de distribuição da espécie, algumas ainda estão na
1358 lista vermelha de espécies ameaçadas de extinção. Um bom exemplo disso é o peixe
1359 *Parancintrus nudiventris* que com mais de 50% de sua área de distribuição no interior
1360 de UC’s ainda persiste na lista supracitada (ICMBio, 2018).

1361 Em um futuro próximo o objetivo do atual governo brasileiro é impor ainda mais
1362 restrições para a criação de novas UC’s, mas assim como na década de 1980 os
1363 seguimentos da sociedade precisam enfatizar a importância dessas áreas, assim como de
1364 toda estrutura física e legislativa necessária para conter o avanço do desmatamento na
1365 Amazônia, como a valorização dos órgãos ambientais, como IBAMA e ICMBIO
1366 (Ferrante & Fearnside, 2019); comunicação livre dos índices de desflorestamento da
1367 região amazônica (Kröger, 2020); redução do número de agrotóxicos utilizados no
1368 agronegócio; gestão eficiente de incêndios florestais (Barlow, Berenguer, Carmenta, &
1369 França, 2020); fortalecimento de órgão ambientais de fiscalização; redução de cortes de
1370 recursos para o combate do desmatamento; incentivo de financiamento internacional,
1371 como o fundo Amazônia (Pelicice, 2019); inclusão dos ecossistemas de água doce como

1372 áreas de proteção (Castello et al., 2013; Cecília G. Leal et al., 2020); e aceitação da
1373 ciência como uma aliada ao combate do desmatamento (Paula de Oliveira & Araújo,
1374 2020).

1375 É sabido que as unidades de conservação são essenciais para evitar a extinção
1376 dos grupos modelados nesse estudo e de toda a biodiversidade amazônica, porém com o
1377 atual governo isso não será possível. Assim, precisamos de uma nova gestão que
1378 identifique o desflorestamento como uma verdadeira ameaça a biodiversidade aquática e
1379 terrestre amazônica e que estimule a realização do planejamento de áreas com
1380 prioridade de conservação através de características ecológicas como realizado neste
1381 estudo.

1382

1383 **Considerações finais**

1384 Nosso estudo fornece novos *insights* para auxiliar na projeção de área de
1385 prioridades de conservação através da faceta funcional na região amazônica.
1386 Desenvolvemos aqui uma das primeiras abordagens para entendermos a distribuição
1387 espacial presente e potencial futura de grupos funcionais de peixes de riachos
1388 amazônicos. Assim como, avaliamos as perdas de adequação do habitat dos grupos
1389 funcionais em diferentes períodos e indicamos quais as áreas com importância relevante
1390 para conservação, levando-se em conta as condições climáticas e de desmatamento da
1391 região amazônica. Além disso, através desse estudo percebemos que com as tomadas de
1392 decisão presentes, para conter os altos índices de desmatamento na Amazônia, serão
1393 maiores os vieses negativos a biodiversidade amazônica num futuro próximo. Isso
1394 acontece, pois, a política atual vai de encontro com a conservação da biodiversidade
1395 amazônica, proporcionando a anistia aos desmatadores, perda de fundos importantes
1396 para conservação e negação da existência de desmatamento.

1397

1398 **Agradecimentos**

1399 Este estudo foi financiado pelos autores e bolsa de doutorado CAPES. A coleta de
1400 espécimes de peixes foi autorizada pelo Sistema de Autorização e Informação sobre
1401 Biodiversidade do governo brasileiro – SISBIO (Sistema de Autorização e Informação
1402 em Biodiversidade - licença número 4681-1).

1403

1404 **Referências bibliográficas**

- 1405 Abdi H, Williams LJ (2010) Principal component analysis. *Wiley Interdiscip Rev*
1406 *Comput Stat* 2:433–459. <https://doi.org/10.1002/wics.101>
- 1407 Ahearn DS, Sheibley RW, Dahlgren RA, et al (2005) Land use and land cover influence
1408 on water quality in the last free-flowing river draining the western Sierra Nevada,
1409 California. *J Hydrol* 313:234–247. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2005.02.038>
- 1410 Aho JM, Antolin MF, Padilla MF, et al (2012) *Numerical Ecology*
- 1411 Aiello-Lammens ME, Boria RA, Radosavljevic A, et al (2015) spThin: An R package
1412 for spatial thinning of species occurrence records for use in ecological niche models.
1413 *Ecography (Cop)* 38:541–545. <https://doi.org/10.1111/ecog.01132>
- 1414 Albouy C, Leprieur F, Mouquet N, et al (2014) Projected impacts of climate warming
1415 on the functional and phylogenetic components of coastal Mediterranean fi sh
1416 biodiversity. 1–9. <https://doi.org/10.1111/ecog.01254>
- 1417 Allan JD (2004) Influence of land use and landscape setting on the ecological status of
1418 rivers. *Limnetica* 23:187–198.
1419 <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.35.120202.110122>
- 1420 Allan JD, Castillo MM (2007) *Stream Ecology: Structure and Function of Running*
1421 *Waters, 2°*. Springer Netherlands, USA
- 1422 Allouche O, Tsoar A, Kadmon R (2006) Assessing the accuracy of species distribution
1423 models: Prevalence, kappa and the true skill statistic (TSS). *J Appl Ecol* 43:1223–
1424 1232. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01214.x>
- 1425 Andrade AFA de, Velazco SJE, De Marco Júnior P (2020) ENMTML: An R package
1426 for a straightforward construction of complex ecological niche models. *Environ*
1427 *Model Softw* 125:104615. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2019.104615>
- 1428 Andrade C de, Guenzburger G (2021) Transnationality and Modes of Production in
1429 Theatre Studies. *Rev Bras Estud da Presença* 11:1–26. <https://doi.org/10.1590/2237-266095110>
- 1431 Atwood TB, Hammill E, Greig HS, et al (2013) Predator-induced reduction of
1432 freshwater carbon dioxide emissions. *Nat Geosci* 6:191–194.
1433 <https://doi.org/10.1038/ngeo1734>
- 1434 Ballester MVR, Victoria DDC, Krusche A V., et al (2003) A remote sensing/GIS-based
1435 physical template to understand the biogeochemistry of the Ji-Paraná river basin
1436 (Western Amazonia). *Remote Sens Environ* 87:429–445.
1437 <https://doi.org/10.1016/j.rse.2002.10.001>
- 1438 Barlow J, Berenguer E, Carmenta R, França F (2020) Clarifying Amazonia’s burning
1439 crisis. *Glob Chang Biol* 26:319–321. <https://doi.org/10.1111/gcb.14872>
- 1440 Barlow J, Lennox GD, Ferreira J, et al (2016) Anthropogenic disturbance in tropical
1441 forests can double biodiversity loss from deforestation. *Nature* 535:144–147.
1442 <https://doi.org/10.1038/nature18326>

- 1443 Bojzen BH, Jacobsen D (2003) Effects of deforestation on macroinvertebrate diversity
1444 and assemblage structure in Ecuadorian Amazon streams. *Arch fur Hydrobiol*
1445 158:317–342. <https://doi.org/10.1127/0003-9136/2003/0158-0317>
- 1446 Brasil (2012) Lei 12.651, 12 de maio de 2012.
1447 http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/l12651.htm Accessed
1448 Jun 2017. Accessed 20 fev 2002
- 1449 Brejão GL, Gerhard P, Zuanon J (2013) Functional trophic composition of the
1450 ichthyofauna of forest streams in eastern Brazilian Amazon. *Neotrop Ichthyol*
1451 11:361–373. <https://doi.org/10.1590/S1679-6225201300500000>
- 1452 Cadotte MW (2017) Functional traits explain ecosystem function through opposing
1453 mechanisms. *Ecol Lett* 20:989–996. <https://doi.org/10.1111/ele.12796>
- 1454 Cadotte MW, Carscadden K, Mirotchnick N (2011) Beyond species: Functional
1455 diversity and the maintenance of ecological processes and services. *J Appl Ecol*
1456 48:1079–1087. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2011.02048.x>
- 1457 Cadotte MW, Jonathan Davies T (2010) Rarest of the rare: Advances in combining
1458 evolutionary distinctiveness and scarcity to inform conservation at biogeographical
1459 scales. *Divers Distrib* 16:376–385. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2010.00650.x>
- 1460 Carpenter SR, Fisher SG, Grimm NB, Kitchell JF (1992) Global change and freshwater
1461 ecosystems. *Annu Rev Ecol Syst* 23:119–139.
1462 <https://doi.org/10.1146/annurev.es.23.110192.001003>
- 1463 Casatti L, Castro RMC (2006) Testing the ecomorphological hypothesis in a headwater
1464 riffles fish assemblage of the rio São Francisco, southeastern Brazil. *Neotrop*
1465 *Ichthyol* 4:203–214. <https://doi.org/10.1590/S1679-62252006000200006>
- 1466 Castello L, Mcgrath DG, Hess LL, et al (2013) The vulnerability of Amazon freshwater
1467 ecosystems. *Conserv Lett* 6:217–229. <https://doi.org/10.1111/conl.12008>
- 1468 Cerioni EM, Barrella W (2011) Ecologia da Ictiofauna do Rio das Corujas em Tapiraí
1469 (São Paulo, Brasil). *Rev Eletrônica Biol* 4:34–61
- 1470 Chavenet F, Doleadéc S, Chessel D (1994) A fuzzy coding approach for the analysis of
1471 long-term ecological data. *Freshw Biol* 31:295–309. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.1994.tb01742.x>
- 1473 Cianciaruso MV, Silva IA, Batalha MA (2009) Diversidades filogenética e funcional :
1474 novas abordagens para a Ecologia de comunidades Introdução Medidas Tradicionais
1475 de Diversidade. *Biota Neotrop* 9:
- 1476 Coe MT, Marthews TR, Costa MH, et al (2013) Deforestation and climate feedbacks
1477 threaten the ecological integrity of south-southeastern Amazonia. *Philos Trans R Soc*
1478 *Lond B Biol Sci* 368:20120155. <https://doi.org/10.1098/rstb.2012.0155>
- 1479 Corrêa EC, de Oliveira Roque F, Utz RM, et al (2019) Effects of macroconsumers on
1480 benthic communities across a gradient of vegetation loss in tropical karst streams.
1481 *Hydrobiologia* 836:21–34. <https://doi.org/10.1007/s10750-019-3917-8>
- 1482 Cross WF, Ramírez A, Santana A, Santiago LS (2008) Toward quantifying the relative
1483 importance of invertebrate consumption and bioturbation in puerto rican streams.
1484 *Biotropica* 40:477–484. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2007.00388.x>

- 1485 De Marco P, Nóbrega CC (2018) Evaluating collinearity effects on species distribution
1486 models: An approach based on virtual species simulation. *PLoS One* 13:.
1487 <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0202403>
- 1488 Dehling DM, Jordano P, Schaefer HM, et al (2016) Morphology predicts species'
1489 functional roles and their degree of specialization in plant–Frugivore interactions.
1490 *Proc R Soc B Biol Sci* 283: <https://doi.org/10.1098/rspb.2015.2444>
- 1491 Del Toro I, Silva RR, Ellison AM (2015) Predicted impacts of climatic change on ant
1492 functional diversity and distributions in eastern North American forests. *Divers*
1493 *Distrib* 21:781–791. <https://doi.org/10.1111/ddi.12331>
- 1494 Dimitroglou A, Merrifield DL, Moate R, et al (2009) Dietary mannan oligosaccharide
1495 supplementation modulates intestinal microbial ecology and improves gut
1496 morphology of rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum). *J Anim Sci*
1497 87:3226–3234. <https://doi.org/10.2527/jas.2008-1428>
- 1498 Diniz-Filho JAF, Bini LM, de Oliveira G, et al (2009) Macroecologia, biogeografia e
1499 áreas prioritárias para conservação no cerrado. *Oecologia Bras* 13:470–497.
1500 <https://doi.org/10.4257/oeco.2009.1303.05>
- 1501 Dobrovolski R, Loyola R, Rattis L, et al (2018) Science and democracy must orientate
1502 Brazil's path to sustainability. *Perspect Ecol Conserv* 16:121–124.
1503 <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2018.06.005>
- 1504 Domisch S, Jähnig SC, Simaika JP, et al (2015) Application of species distribution
1505 models in stream ecosystems: the challenges of spatial and temporal scale,
1506 environmental predictors and species occurrence data. *Fundam Appl Limnol / Arch*
1507 *für Hydrobiol* 186:45–61. <https://doi.org/10.1127/fal/2015/0627>
- 1508 Dudgeon D, Arthington AH, Gessner MO, et al (2006) Freshwater biodiversity:
1509 importance, threats, status and conservation challenges. *Biol Rev Camb Philos Soc*
1510 81:163–82. <https://doi.org/10.1017/S1464793105006950>
- 1511 Edge CB, Fortin MJ, Jackson DA, et al (2017) Habitat alteration and habitat
1512 fragmentation differentially affect beta diversity of stream fish communities. *Landsc*
1513 *Ecol* 32:647–662. <https://doi.org/10.1007/s10980-016-0472-9>
- 1514 Elith J, Leathwick JR (2009) Species Distribution Models: Ecological Explanation and
1515 Prediction Across Space and Time. *Annu Rev Ecol Evol Syst* 40:677–697.
1516 <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.110308.120159>
- 1517 Esri (2014) Environmental Systems Research Institute – ESRI. ArcGIS 10.1.
- 1518 Farinosi F, Arias ME, Lee E, et al (2019) Future Climate and Land Use Change Impacts
1519 on River Flows in the Tapajós Basin in the Brazilian Amazon. *Earth's Futur* 7:993–
1520 1017. <https://doi.org/10.1029/2019EF001198>
- 1521 Fearnside PM (2006) Desmatamento na Amazônia: dinâmica, impactos e controle. *Acta*
1522 *Amaz* 36:395–400
- 1523 Fearnside PM (1999a) Forests and global warming mitigation in Brazil: opportunities in
1524 the Brazilian forest sector for responses to global warming under the “clean
1525 development mechanism”. *Biomass and Bioenergy* 16:171–189.
1526 [https://doi.org/10.1016/S0961-9534\(98\)00071-3](https://doi.org/10.1016/S0961-9534(98)00071-3)

- 1527 Fearnside PM (1999b) Biodiversity as an environmental service in Brazil's Amazonian
1528 forests: risks, value and conservation. *Environ Conserv* 26:305–321.
1529 <https://doi.org/10.1017/S0376892999000429>
- 1530 Fearnside PM (1998) Forests and global warming mitigation in Brazil: Opportunities in
1531 the Brazilian forest sector for responses to global warming under the “Clean
1532 Development Mechanism” and “Joint Implementation” programs
1533 Fearnside PM (1998) Forests and global warming mitigat. *Work Pap Brazil/US Aspen Glob Forum*
1534 "Post Kyoto Strateg Int Coop Priv Sect Particip 16:171–189.
1535 [https://doi.org/10.1016/S0961-9534\(98\)00071-3](https://doi.org/10.1016/S0961-9534(98)00071-3)
- 1536 Ferrante L, Fearnside PM (2019) Brazil's new president and “ruralists” threaten
1537 Amazonia's environment, traditional peoples and the global climate. *Environ.*
1538 *Conserv.* 10–12
- 1539 Ferreira LV, Venticinque E, Almeida S (2005) O desmatamento na Amazônia e a
1540 importância das áreas protegidas. *Estud avançados* 19:157–166.
1541 <https://doi.org/10.1590/S0103-40142005000100010>
- 1542 Ferreira WR, Hepp LU, Ligeiro R, et al (2015) A new model linking macroinvertebrate
1543 assemblages to habitat composition in rivers: development, sensitivity and univariate
1544 application. *Fundam Appl Limnol / Arch für Hydrobiol* 25:17–30.
1545 <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.08.042>
- 1546 Fielding AH, Bell JF (1997) A review of methods for the assessment of prediction
1547 errors in conservation presence / absence models. *Environ Conserv* 24:38–49.
1548 <https://doi.org/10.1017/S0376892997000088>
- 1549 Frederico RG, Dias MS, Jézéquel C, et al (2021) The representativeness of protected
1550 areas for Amazonian fish diversity under climate change. *Aquat Conserv Mar*
1551 *Freshw Ecosyst* 1–9. <https://doi.org/10.1002/aqc.3528>
- 1552 Frissell CA, Liss WJ, Warren CE, Hurley MD (1986) A hierarchical framework for
1553 stream habitat classification: viewing streams in a watershed context. *Environ*
1554 *Manage Vol.* 10:199–214
- 1555 Gardner TA, Ferreira J, Barlow J, et al (2013) A social and ecological assessment of
1556 tropical land uses at multiple scales: the Sustainable Amazon Network. *Philos Trans*
1557 *R Soc Lond B Biol Sci* 368:20120166. <https://doi.org/10.1098/rstb.2012.0166>
- 1558 Gerke M, Hübner D, Schneider J, Winkelmann C (2021) Can top-down effects of
1559 cypriniform fish be used to mitigate eutrophication effects in medium-sized
1560 European rivers? *Sci Total Environ* 755:142547.
1561 <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142547>
- 1562 Golding N, Purse B V. (2016) Fast and flexible Bayesian species distribution modelling
1563 using Gaussian processes. *Methods Ecol Evol* 7:598–608.
1564 <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12523>
- 1565 Hidasi-Neto J, Barlow J, Cianciaruso M V. (2012) Bird functional diversity and
1566 wildfires in the Amazon: The role of forest structure. *Anim Conserv* 15:407–415.
1567 <https://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2012.00528.x>

- 1568 Höfler S, Pichler-scheder C, Gumpinger C (2017) Ecological effects and chemical
1569 composition of fine sediments in Upper Austrian streams and resulting implications
1570 for river management. 19:2017
- 1571 [Http://www.splink.org.br/](http://www.splink.org.br/) The Academy of Natural Sciences Fish Collection (ANSP-
1572 Ichthyology), Herbário da Embrapa Recursos Genéticos e Biotecnologia (CEN),
1573 Herbario da Universidade Estadual de Feira de Santana (HUEFS), Instituto
1574 Agrônômico do Norte (IAN), Herbário do Museu Botânico
- 1575 Huang L, Wang G, Wang Y, et al (2013) Link Clustering with Extended Link Similarity
1576 and EQ Evaluation Division. PLoS One 8:.
1577 <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0066005>
- 1578 ICMBio (2018) Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção. Instituto
1579 Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade / MMA., Brasília
- 1580 Ilha P, Rosso S, Schiesari L (2019) Effects of deforestation on headwater stream fish
1581 assemblages in the Upper Xingu River Basin, Southeastern Amazonia. Neotrop
1582 Ichthyol 17:1–12. <https://doi.org/10.1590/1982-0224-20180099>
- 1583 Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE (2012) Manual Técnico da
1584 Vegetação Brasileira. IBGE 1–271. <https://doi.org/ISSN 0101-4234>
- 1585 Jiménez-valverde A (2012) Insights into the area under the receiver operating
1586 characteristic curve (AUC) as a discrimination measure in species. 5:498–507.
1587 <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2011.00683.x>
- 1588 Kawaguchi Y, Taniguchi Y, Nakano S (2003) Terrestrial invertebrate inputs determine
1589 the local abundance of stream fishes in a forested stream. Ecology 84:701–708.
1590 [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2003\)084\[0701:TIIDTL\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2003)084[0701:TIIDTL]2.0.CO;2)
- 1591 Kröger M (2020) Field research notes on Amazon deforestation during the Bolsonaro
1592 era. Globalizations 17:1080–1083. <https://doi.org/10.1080/14747731.2020.1763063>
- 1593 Kullander SO (1986) Cichlid fishes of the Amazon River drainage of Peru. In: Dept. of
1594 Vertebrate Zoology, Research Division, Swedish Museum of Natural History. p 431
- 1595 Laliberte E, Legendre P (2010) A distance-based framework for measuring functional
1596 diversity from multiple traits. Ecology 91:299–305. <https://doi.org/10.1890/08-2244.1>
- 1598 Lapola DM, Martinelli LA, Peres CA, et al (2014) Pervasive transition of the Brazilian
1599 land-use system. Nat Clim Chang 4:27–35. <https://doi.org/10.1038/nclimate2056>
- 1600 Leal CG, Barlow J, Gardner T, et al (2017) Is environmental legislation conserving
1601 tropical stream faunas? A large-scale assessment of local, riparian and catchment-
1602 scale influences on Amazonian stream fish. J. Appl. Ecol. 12:3218–3221
- 1603 Leal CG, Lennox GD, Ferraz SFB, et al (2020) Integrated terrestrial-freshwater
1604 planning doubles conservation of tropical aquatic species. Science (80-) 370:117–
1605 121. <https://doi.org/10.1126/science.aba7580>
- 1606 Leal CG, Pompeu PS, Gardner TA, et al (2016) Multi-scale assessment of human-
1607 induced changes to Amazonian instream habitats. Landsc. Ecol. 1–21

- 1608 Leitão RP, Zuanon J, Mouillot D, et al (2017) Disentangling the pathways of land use
 1609 impacts on the functional structure of fish assemblages in Amazon streams.
 1610 *Ecography (Cop)* 41:219-232. <https://doi.org/10.1111/ecog.02845>
- 1611 Leroy B, Delsol R, Hugueny B, et al (2018) Without quality presence-absence data,
 1612 discrimination metrics such as TSS can be 4 misleading measures of model
 1613 performance. *bioRxiv*
- 1614 Lima AMM (2007) O planejamento estratégico e a gestão da oferta hídrica baseados no
 1615 estudo da paisagem, na bacia do Rio Capim - Pa. Universidade Federal do Pará -
 1616 UFPA
- 1617 Lobo JM, Jiménez-Valverde A, Hortal J (2010) The uncertain nature of absences and
 1618 their importance in species distribution modelling. *Ecography (Cop)* 33:103–114.
 1619 <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2009.06039.x>
- 1620 Lurgi M, López BC, Montoya JM (2012) Novel communities from climate change.
 1621 *Philos Trans R Soc B Biol Sci* 367:2913–2922.
 1622 <https://doi.org/10.1098/rstb.2012.0238>
- 1623 Macedo MN, Coe MT, DeFries R, et al (2013) Land-use-driven stream warming in
 1624 southeastern Amazonia. *Philos Trans R Soc Lond B Biol Sci* 368:20120153.
 1625 <https://doi.org/10.1098/rstb.2012.0153>
- 1626 Maia SA, Wachholz F, Santos RG, Ferreira Júnior JC (2015) Os impactos da agricultura
 1627 urbana na qualidade da água na nascente do igarapé do Mindu - Comunidade Nova
 1628 Esperança (Manaus – AM). *Bol Amaz Geogr* 2:1–9. <https://doi.org/10.17552/2358-7040/bag.v2n4p1-9>
- 1630 Marco-Júnior P, Siqueira MF (2009) Como determinar a distribuição potencial de
 1631 espécies sob uma abordagem conservacionista? *Megadiversidade* 5:65–76
- 1632 McGill BJ, Enquist BJ, Weiher E, Westoby M (2006) Rebuilding community ecology
 1633 from functional traits. *Trends Ecol Evol* 21:178–185.
 1634 <https://doi.org/10.1016/j.tree.2006.02.002>
- 1635 Mello K De, Taniwaki RH, Paula FR de, et al (2020) Multiscale land use impacts on
 1636 water quality: Assessment, planning, and future perspectives in Brazil. *J Environ*
 1637 *Manage* 270:110879. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110879>
- 1638 Metzger JP, Bustamante MMC, Ferreira J, et al (2019) Why Brazil needs its Legal
 1639 Reserves. *Perspect Ecol Conserv* 17:91–103.
 1640 <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2019.07.002>
- 1641 Moilanen A (2007) Landscape Zonation, benefit functions and target-based planning:
 1642 Unifying reserve selection strategies. *Biol Conserv* 134:571–579.
 1643 <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.09.008>
- 1644 Moilanen A, Franco AMA, Early RI, et al (2005) Prioritizing multiple-use landscapes
 1645 for conservation: Methods for large multi-species planning problems. *Proc R Soc B*
 1646 *Biol Sci* 272:1885–1891. <https://doi.org/10.1098/rspb.2005.3164>
- 1647 Molina MC, Roa-fuentes CA, Zeni JO, Casatti L (2017) The effects of land use at
 1648 different spatial scales on instream features in agricultural streams. *Limnol - Ecol*
 1649 *Manag Inl Waters* 65:14–21. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2017.06.001>

- 1650 Montag LFA, Winemiller KO, Keppeler FW, et al (2019) Land cover, riparian zones
1651 and instream habitat influence stream fish assemblages in the eastern Amazon. *Ecol*
1652 *Freshw Fish* 28:317–329. <https://doi.org/10.1111/eff.12455>
- 1653 Moran PA (1950) Notes on continuous stochastic phenomena. *Biometrika* 37:17–23.
1654 <https://doi.org/10.1093/biomet/37.1-2.17>
- 1655 Mulholland PJ, Best GR, Coutant CC, et al (1997) Effects of climate change on
1656 freshwater ecosystems of the south-eastern United States and the Gulf Coast of
1657 Mexico. *Hydrol Process* 11:949–970. [https://doi.org/10.1002/\(sici\)1099-
1658 1085\(19970630\)11:8<949::aid-hyp513>3.0.co;2-g](https://doi.org/10.1002/(sici)1099-1085(19970630)11:8<949::aid-hyp513>3.0.co;2-g)
- 1659 Nobre C, Sampaio G, Salazar L (2007) Mudanças climáticas e Amazônia. *Cienc Cult*
1660 53:6
- 1661 Nunes S, Barlow J, Gardner T, et al (2019) Uncertainties in assessing the extent and
1662 legal compliance status of riparian forests in the eastern Brazilian Amazon. *Land use*
1663 *policy* 82:37–47. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.11.051>
- 1664 Nunes SS, Barlow J, Gardner T a., et al (2014) A 22 year assessment of deforestation
1665 and restoration in riparian forests in the eastern Brazilian Amazon. *Environ Conserv*
1666 42:1–11. <https://doi.org/10.1017/S0376892914000356>
- 1667 Oliveira EF, Goulart E, Breda L, et al (2010) Ecomorphological patterns of the fish
1668 assemblage in a tropical floodplain: Effects of trophic, spatial and phylogenetic
1669 structures. *Neotrop Ichthyol* 8:569–586. [https://doi.org/10.1590/S1679-
1670 62252010000300002](https://doi.org/10.1590/S1679-62252010000300002)
- 1671 Pagotto J, Goulart E, Oliveira E, Yamamura C (2011) Trophic ecomorphology of
1672 Siluriformes (Pisces, Osteichthyes) from a tropical stream. *Brazilian J Biol* 71:469–
1673 479. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842011000300017>
- 1674 Paula de Oliveira D, Araújo GC de (2020) Brazil's environment calls for help! *Ecosyst*
1675 *People* 16:135–136. <https://doi.org/10.1080/26395916.2020.1750487>
- 1676 Pausas JG, Verdú M (2008) Fire reduces morphospace occupation in plant
1677 communities. *Ecology* 89:2181–6
- 1678 Pavoine S, Vallet J, Dufour A-B, et al (2009) On the challenge of treating various types
1679 of variables: application for improving the measurement of functional diversity.
1680 *Oikos* 118:391–402. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2009.16668.x>
- 1681 Peel MC, Finlayson LB, McMahon AT (2007) Updated world map of the Köppen-
1682 Geiger climate classification. *Hydrol Earth Syst Sci Discuss* 2:439-473.
- 1683 Peixoto FP, Villalobos F, Melo AS, Loyola R (2017) Geographical patterns of
1684 phylogenetic beta-diversity components in terrestrial mammals. 1–11.
1685 <https://doi.org/10.1111/geb.12561>
- 1686 Pelicice FM (2019) Weak Democracies, Failed Policies, and the Demise of Ecosystems
1687 in Poor and Developing Nations. *Trop Conserv Sci* 12:.
1688 <https://doi.org/10.1177/1940082919839902>
- 1689 Pelicice FM, Barlow J, Berenguer E, et al (2020) Clarifying Amazonia's burning crisis.
1690 *Glob Chang Biol* 26:319–321. <https://doi.org/10.1111/gcb.14872>

- 1691 Pelicice FM, Castello L (2021) A political tsunami hits Amazon conservation. *Aquat*
1692 *Conserv Mar Freshw Ecosyst* 1–9. <https://doi.org/10.1002/aqc.3565>
- 1693 Pereira SA, da Silva RGA, Campos-Silva JV, et al (2021) Assessing biological traits of
1694 Amazonian high-value fishes through Local Ecological Knowledge of urban and
1695 rural fishers. *Hydrobiologia* 0123456789: <https://doi.org/10.1007/s10750-021-04569->
1696 *y*
- 1697 Petchey OL, Gaston KJ (2006) Functional diversity: Back to basics and looking
1698 forward. *Ecol Lett* 9:741–758. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2006.00924.x>
- 1699 Petchey OL, Gaston KJ (2002) Functional diversity (FD), species richness and
1700 community composition. *Ecol Lett* 5 402–411 5:402–411
- 1701 Peterson a. T (1999) Conservatism of Ecological Niches in Evolutionary Time. *Science*
1702 (80-) 285:1265–1267. <https://doi.org/10.1126/science.285.5431.1265>
- 1703 Poff NL (1997) Landscape filter and species traits: toward mechanistic understanding
1704 and prediction in stream ecology. *J. North Am. Benthol. Soc.* 16:391–409
- 1705 Prudente BS, Pompeu PS, Juen L, Montag LFA (2016) Effects of reduced-impact
1706 logging on physical habitat and fish assemblages in streams of Eastern Amazonia.
1707 *For Ecol Manage* 363:1–14. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.12.011>
- 1708 R Development Core Team (2018) R: A language and environment for statistical
1709 computing. Vienna, Austria.
- 1710 R Development Core Team (2011) R: A language and environment for statistical
1711 computing. R Foundation for Statistical Computing. <http://www.r-project.org/>.
1712 Accessed 20 mar 2016
- 1713 Ramírez A, Pringle CM, Wantzen KM (2008) Tropical stream conservation. *Trop*
1714 *Stream Ecol* 285–304. <https://doi.org/10.1016/B978-012088449-0.50012-1>
- 1715 Redação RBA (2019) Descaso de Bolsonaro com políticas ambientais põe em xeque
1716 acordo com União Europeia e Fundo Amazônia.
1717 [https://www.redebrasilatual.com.br/ambiente/2019/07/descaso-bolsonaro-politicas-](https://www.redebrasilatual.com.br/ambiente/2019/07/descaso-bolsonaro-politicas-ambientais-xeque-acordos-internacionais/)
1718 [ambientais-xeque-acordos-internacionais/](https://www.redebrasilatual.com.br/ambiente/2019/07/descaso-bolsonaro-politicas-ambientais-xeque-acordos-internacionais/). Accessed 13 abr 2021
- 1719 Reis LC, Reis TE da S, Saab OJGA, et al (2015) Código Florestal brasileiro: impactos
1720 econômicos e sociais no município de Bandeirantes – PR. *Eng Agrícola* 35:778–788.
1721 <https://doi.org/10.1590/1809-4430-Eng.Agríc.v35n4p778-788/2015>
- 1722 Riahi K, Grübler A, Nakicenovic N (2007) Scenarios of long-term socio-economic and
1723 environmental development under climate stabilization. *Technol Forecast Soc*
1724 *Change* 74:887–935. <https://doi.org/10.1016/j.techfore.2006.05.026>
- 1725 Rivero S, Almeida O, Ávila S, Oliveira W (2009) Pecuária e desmatamento: Uma
1726 análise das principais causas diretas do desmatamento na Amazônia. *Nov Econ*
1727 19:41–66. <https://doi.org/10.1590/S0103-63512009000100003>
- 1728 Roberts DR, Bahn V, Ciuti S, et al (2017) Cross-validation strategies for data with
1729 temporal, spatial, hierarchical, or phylogenetic structure. *Ecography (Cop)* 40:913–
1730 929. <https://doi.org/10.1111/ecog.02881>

- 1731 Rocha B, Pinho P, Vieira J, et al (2019) Testing the poleotolerance lichen response trait
1732 as an indicator of anthropic disturbance in an urban environment. *Diversity* 11:.
1733 <https://doi.org/10.3390/d11040055>
- 1734 Rodrigues-Filho CAS, Gurgel-Lourenço RC, Lima SMQ, et al (2017) What governs the
1735 functional diversity patterns of fishes in the headwater streams of the humid forest
1736 enclaves: environmental conditions, taxonomic diversity or biotic interactions?
1737 *Environ Biol Fishes* 100:1023–1032. <https://doi.org/10.1007/s10641-017-0603-4>
- 1738 Rogers JB, Stein ED, Beck MW, Ambrose RF (2020) The impact of climate change
1739 induced alterations of streamflow and stream temperature on the distribution of
1740 riparian species. *PLoS One* 15:1–23. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0242682>
- 1741 Rosado BHP, Figueiredo MSL, de Mattos EA, Grelle CEV (2016) Eltonian shortfall
1742 due to the Grinnellian view: functional ecology between the mismatch of niche
1743 concepts. *Ecography (Cop)* 39:1034–1041. <https://doi.org/10.1111/ecog.01678>
- 1744 Ru H, Li Y, Sheng Q, et al (2020) River damming affects energy flow and food web
1745 structure: a case study from a subtropical large river. *Hydrobiologia* 847:679–695.
1746 <https://doi.org/10.1007/s10750-019-04130-y>
- 1747 Ruaro R, Conceição EO, Silva JC, et al (2019) Climate change will decrease the range
1748 of a keystone fish species in La Plata River Basin, South America. *Hydrobiologia*
1749 836:1–19. <https://doi.org/10.1007/s10750-019-3904-0>
- 1750 Sallam MF, Al Ahmed AM, Abdel-Dayem MS, Abdullah MAR (2013) Ecological
1751 Niche Modeling and Land Cover Risk Areas for Rift Valley Fever Vector, *Culex*
1752 *tritaeniorhynchus* Giles in Jazan, Saudi Arabia. *PLoS One* 8:19–22.
1753 <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0065786>
- 1754 Schindler DE, Carpenter SR, Cole JJ, et al (1997) Exchange Between Lakes and the
1755 Atmosphere. 277:
- 1756 Schneider, E. K., Fan, M., Kirtman, B. P., Dirmeyer PA (2006) Potential Effects of
1757 Amazon Deforestation on Tropical Climate. 1–29
- 1758 Shabani F, Kumar L, Ahmadi M (2018) Assessing Accuracy Methods of Species
1759 Distribution Models: AUC, Specificity, Sensitivity and the True Skill Statistic. 18:
- 1760 Shi P, Zhang Y, Li Z, et al (2017) Influence of land use and land cover patterns on
1761 seasonal water quality at multi-spatial scales. *Catena* 151:182–190.
1762 <https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.12.017>
- 1763 Shittu AA, Ojo OO, Ado AF, Bamisaiye OA (2019) Human Activities and their
1764 Attendant Impacts on the Riparian Ecosystem of the Stream, a Case Study of
1765 Ogangan Stream in Igede-Ekiti, Ekiti State, Nigeria. *Asian J Geogr Res* 2:1–10.
1766 <https://doi.org/10.9734/ajgr/2019/v2i430091>
- 1767 Silva DC, Vieira TB, da Silva JM, de Cassia Faria K (2018) Biogeography and priority
1768 areas for the conservation of bats in the Brazilian Cerrado. *Biodivers Conserv*
1769 27:815–828. <https://doi.org/10.1007/s10531-017-1464-z>
- 1770 Soares-Filho BS, Nepstad DC, Curran L, et al (2005) Cenários de desmatamento para a
1771 Amazônia. *Estud Avançados* 19:137–152. <https://doi.org/10.1590/S0103-40142005000200008>
1772

- 1773 Southwood T (1977) Habitat, the templet for ecological strategies? *J Anim Ecol*
1774 46:337–365. <https://doi.org/10.2307/3817>
- 1775 Strahler AN (1957) Quantitative Analysis of Watershed Geomorphology. *Am Geophys*
1776 *Union Trans* 38:913–920
- 1777 Sumaila UR, Cheung WWL, Lam VWY, et al (2011) Climate change impacts on the
1778 biophysics and economics of world fisheries. *Nat Clim Chang* 1:449–456.
1779 <https://doi.org/10.1038/nclimate1301>
- 1780 Teresa FB, Casatti L (2011) Importância da vegetação ripária em região intensamente
1781 desmatada no sudeste do Brasil: um estudo com peixes de riacho. *Panam J Aquat Sci*
1782 5:444–453
- 1783 Terra B de F, Hughes RM, Araújo FG (2016) Fish assemblages in Atlantic Forest
1784 streams: the relative influence of local and catchment environments on taxonomic
1785 and functional species. *Ecol Freshw Fish* 25:. <https://doi.org/10.1111/eff.12231>
- 1786 Thomson AM, Calvin K V., Smith SJ, et al (2011) RCP4.5: A pathway for stabilization
1787 of radiative forcing by 2100. *Clim Change* 109:77–94.
1788 <https://doi.org/10.1007/s10584-011-0151-4>
- 1789 Thuiller W (2004) Patterns and uncertainties of species' range shifts under climate
1790 change. *Glob Chang Biol* 10:2020–2027. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2004.00859.x>
- 1792 Toussaint A, Charpin N, Brosse S, Villeger S (2016) Global functional diversity of
1793 freshwater fish is concentrated in the Neotropics while functional vulnerability is
1794 widespread. *Sci Rep* 6:. <https://doi.org/10.1038/srep22125>
- 1795 Val AL, Almeida-Val VMF de, Fearnside PM, et al (2010) Amazônia: Recursos
1796 hídricos e sustentabilidade. *Aguas do Bras Análises Estratégias* 95–109
- 1797 Vannote RL, Minshall GW, Cummins KW, et al (1980) The river continuum concept.
1798 *Can J Fish Aqua* 130–137
- 1799 Villéger S, Brosse S, Mouchet M, et al (2017) Functional ecology of fish: current
1800 approaches and future challenges. *Aquat Sci* 79:783–801.
1801 <https://doi.org/10.1007/s00027-017-0546-z>
- 1802 Ward J V (1989) The Four-Dimensional Nature of Lotic Ecosystems Published by : The
1803 North American Benthological Society The four-dimensional nature of lotic
1804 ecosystems '. *J north Am Benthol Soc* 8:2–8. <https://doi.org/10.2307/1467397>
- 1805 Wilson S, Smith AC, Naujokaitis-Lewis I, et al (2018) Opposing responses to drought
1806 shape spatial population dynamics of declining grassland birds. *J Appl Ecol*
1807 25:2043–2060. <https://doi.org/10.1007/s10841-018-0111-7>
- 1808 Winemiller KO (1991) Ecomorphological Diversification in Lowland Freshwater Fish
1809 Assemblages from Five Biotic Regions. *Ecol Monographs* 61:343–365.
1810 <https://doi.org/10.2307/2937046>
- 1811 Winemiller KO, Fitzgerald DB, Bower LM, Pianka ER (2015) Functional traits,
1812 convergent evolution, and periodic tables of niches. *Ecol Lett* 18:737–751.
1813 <https://doi.org/10.1111/ele.12462>

1814
1815
1816
1817
1818
1819
1820
1821
1822
1823
1824
1825
1826
1827
1828
1829
1830
1831
1832
1833
1834
1835
1836
1837
1838
1839
1840
1841
1842
1843
1844

Cronograma

DESCRIÇÃO DAS ATIVIDADES SEMESTRAIS	2017		2018		2019		2020		2021	
	2º	1º	2º	1º	2º	1º	2º	1º	2º	
Crédito das disciplinas		x	x	x	x				x	
Coletas de variáveis biológicas e ambientais nos sistemas fluviais			x							
Coleta de variáveis ambientais hidrológicas, geomorfológicas, climáticas e outras	x	x	x	x						
Seminários interdisciplinar							x		x	
Exame de qualificação			x							
Estágio docência			x	x						
Análises dos dados		x	x	x	x	x				
Elaboração do artigo do capítulo 1	x	x	x							
Submissão artigo 1			x							
Elaboração do artigo do capítulo 2			x	x	x					

Submissão artigo 2

x

Elaboração do artigo do capítulo 3

x

x

Submissão artigo 3

x

x

Defesa da tese

x

1847 **Conclusão Geral**

1848 Está tese realizou um estudo dos efeitos das mudanças da paisagem e mudanças
1849 climáticas sobre as assembleias de peixes de riachos da Amazônia Oriental. Através de
1850 três abordagem diferentes: cienciométrica, local e macroecológica; ressaltamos a
1851 importância de ferramentas dos estudos ecológicos, como a modelagem de distribuição
1852 de espécies e o sistema de informação geográfica, para a conservação da biodiversidade
1853 amazônica. No capítulo um através de uma análise cienciométrica de estudos que
1854 avaliaram efeitos antrópicos através da modelagem de distribuição de espécies, nós
1855 concluímos que em países megadiversos como o Brasil e África há insuficientes
1856 informações que possam apoiar estudos de conservação da biodiversidade, e isso torna-
1857 se ainda pior quando se trata de ambientes aquáticos. Poucas ecoregiões ou bacias
1858 hidrográficas mundiais são tomadas como áreas de estudo nos estudos que utilizam
1859 essas ferramentas, o que torna mais insipiente as informações para conservação de
1860 espécies aquáticas. Neste estudo pudemos sugerir que em pesquisas com essa
1861 ferramenta no futuro possam utilizar com mais ênfase a abordagem funcional e
1862 filogenética, com aumento considerável dos modelos e podendo resguardar não somente
1863 o número dos indivíduos, assim como, os serviços do ecossistema.

1864 No capítulo dois realizamos uma avaliação da diversidade taxonômica e
1865 funcional de riachos em áreas urbanas e concluímos que é necessário a preservação da
1866 vegetação ripária e a redução da poluição difusa nas cidades amazônicas. Neste estudo
1867 identificamos que as alterações em riachos de áreas urbanas provocam mudanças na
1868 qualidade do habitat e na diversidade de peixes de riacho. Com isso, consideramos
1869 emergente mais estudos nesses ambientes sob influência urbana, através de um
1870 monitoramento temporal e avaliação da poluição difusa ao longo da bacia hidrográfica
1871 dos riachos. Vale ressaltar a importância desses estudos em riachos urbanos pois estes
1872 são considerados os ambientes mais ameaçados do mundo, são áreas heterogêneas,
1873 possuem influência múltiplas, são desamparados quanto a planejamento urbano e não
1874 possuem um sistema de conservação que envolvam comitês de bacias hidrográfica, no
1875 caso da região amazônica .

1876 Já no capítulo três nós inovamos ao realizar o primeiro estudo de modelagem de
1877 distribuição presente e futura de grupos funcionais de peixes de riachos, utilizando a
1878 abordagem funcional, e indicamos quais as áreas prioritárias para conservação de
1879 grupos funcionais de peixes de riacho levando-se em conta condições climáticas e de

1880 desmatamento futuro da região amazônica. Com este estudo verificamos que haverá
1881 perdas de adequação do habitat para mais da metade dos grupos funcionais e
1882 percebemos que com as tomadas de decisão atuais, para conter os altos índices de
1883 desmatamento na Amazônia, serão intensos os impactos negativos sobre a
1884 biodiversidade amazônica. A política atual precisa de mudanças severas em relação a
1885 conservação da biodiversidade amazônica, devendo não realizar mais a anistia aos
1886 desmatadores, perda de fundos importantes para conservação e negação da existência de
1887 desmatamento.

Apêndices

Apêndice 1: Características gerais dos riachos utilizados para a modelagem de distribuição de espécies nas bacias do Acará - Capim, Amazônia Oriental.

Riacho	Latitude	Longitude	Bacia	Largura	Profundidade	Abundância total	Riqueza de espécies	Riqueza de grupos funcionais tróficos selecionados
su1	-2.96	-47.74	Capim	1.94	26.45	680	13	4
su2	-3.03	-47.77	Capim	2.47	24.89	458	30	7
su3	-3.00	-47.77	Capim	1.81	25.11	579	26	7
su4	-3.00	-47.73	Capim	1.67	15.07	720	15	6
su5	-3.26	-47.87	Capim	4.98	60.35	87	13	6
su6	-3.21	-47.78	Capim	5.26	52.79	289	21	5
su7	-3.25	-47.78	Capim	1.71	31.78	115	10	4
su8	-3.28	-47.77	Capim	2.67	49.03	342	30	6
su9	-3.23	-47.75	Capim	4.23	69.96	47	16	4
su10	-3.25	-47.72	Capim	2.45	53.17	189	21	6
su11	-3.26	-47.76	Capim	3.01	48.22	123	14	5
su12	-3.20	-47.75	Capim	3.83	45.09	260	27	6
su13	-3.23	-47.74	Capim	4.47	64.75	25	16	5
su14	-3.24	-47.76	Capim	2.21	14.25	48	8	3

su15	-3.33	-47.73	Capim	1.87	24.99	464	12	5
su16	-3.21	-47.68	Capim	4.14	58.45	309	30	7
su17	-3.28	-47.66	Capim	2.38	29.09	177	22	7
su18	-3.29	-47.67	Capim	3.34	49.51	81	15	5
su19	-3.30	-47.66	Capim	2.49	20.74	208	18	8
su20	-3.17	-47.7	Capim	2.42	21.58	269	14	6
su21	-3.28	-47.62	Capim	3.36	40.21	736	28	4
su22	-3.73	-48.28	Capim	1.95	17.07	313	10	6
su23	-3.72	-48.49	Capim	1.84	16.30	202	17	8
su24	-3.65	-48.47	Capim	2.79	42.87	541	30	7
su25	-3.70	-48.46	Capim	1.75	20.27	579	9	6
su26	-3.03	-47.82	Capim	3.32	58.75	83	8	4
su27	-3.07	-47.81	Capim	1.74	28.37	74	14	7
su28	-2.89	-47.91	Capim	1.93	28.68	351	7	3
su29	-2.92	-47.99	Capim	2.09	29.75	242	14	4
su30	-2.93	-47.92	Capim	2.46	41.71	215	15	5
su31	-2.95	-47.89	Capim	4.15	54.86	493	11	3
su32	-3.11	-47.85	Capim	5.10	57.92	171	9	5
su33	-2.34	-47.53	Capim	2.62	32.88	289	19	7
su34	-2.47	-47.50	Capim	3.95	54.29	95	13	5

su35	-3.04	-47.88	Capim	1.27	25.87	132	15	7
su36	-2.73	-47.48	Capim	4.29	39.88	218	14	6
su37	-2.79	-47.42	Capim	4.17	53.57	168	13	6
su38	-2.55	-47.53	Capim	4.75	30.00	384	26	7
su39	-3.55	-48.75	Capim	2.76	27.31	620	24	8
su40	-2.13	-47.56	Capim	2.31	57.59	148	15	5
su41	-2.31	-48.67	Acará	2.66	32.89	245	25	7
su42	-2.54	-48.80	Acará	2.28	24.85	650	36	8
su43	-2.61	-48.89	Acará	5.99	68.31	371	30	8
su44	-2.6	-48.74	Acará	5.27	65.35	524	27	8
su45	-2.61	-48.77	Acará	4.91	54.11	380	23	8
su46	-2.56	-48.76	Acará	2.35	32.13	543	31	8
su47	-2.27	-48.63	Acará	2.10	28.27	209	17	7
su48	-2.32	-48.69	Acará	3.43	33.25	230	22	8
su49	-2.28	-48.67	Acará	2.05	16.29	347	22	7
su50	-2.58	-48.82	Acará	2.79	19.35	433	34	8
su51	-2.57	-48.58	Acará	2.30	28.68	482	28	8
su52	-2.48	-48.62	Acará	3.60	42.01	751	20	7
su53	-2.56	-48.73	Acará	2.66	32.57	336	22	7
su54	-2.67	-48.93	Acará	3.97	50.89	450	28	6

su55	-2.47	-48.62	Acará	4.75	47.83	670	23	6
su56	-2.58	-48.88	Acará	3.67	41.78	615	21	8
su57	-2.61	-48.85	Acará	3.66	49.97	536	23	8
su58	-2.56	-48.71	Acará	2.90	31.83	252	22	8
su59	-2.48	-48.70	Acará	2.35	23.73	282	19	7
su60	-2.38	-48.80	Acará	2.41	24.77	379	24	7
su61	-2.60	-48.51	Acará	5.36	37.21	281	18	7
su62	-2.52	-48.62	Acará	3.46	10.19	398	18	7
su63	-2.37	-48.70	Acará	3.19	36.28	369	23	8
su64	-2.00	-47.95	Acará	1.89	37.28	105	13	7
su65	-1.99	-48.04	Acará	2.27	13.97	179	17	5
su66	-2.41	-48.15	Acará	3.16	22.45	194	18	7
su67	-2.39	-48.23	Acará	3.92	47.67	183	21	7

1889 **Apêndice 2:** Medidas utilizadas para o cálculo dos atributos ecomorfológicos. Fonte:
 1890 Winemiller, 1991; Casatti & Castro, 2006.

MEDIDA	CÓDIGO	MEDIÇÃO
(1) Altura máxima do corpo	AMC	Máxima distância vertical desde o dorso até o ventre.
(2) Área do corpo	ADC	Área total do corpo, incluindo a cabeça, exceto as nadadeiras. <i>Software Image J.</i>
(3) Área da nadadeira peitoral	ANP	<i>Software Image J.</i>
(4) Comprimento padrão	CP	Distância desde a base da mandíbula superior até a inserção dos ossos hipurais.
(5) Comprimento da cabeça	CC	Distância desde a ponta da mandíbula superior até a extremidade posterior do opérculo.
(6) Largura da boca	LB	Distância máxima horizontal de lado a lado da boca.
(7) Largura do pedúnculo caudal	CPC	Máxima distância horizontal de lado a lado do corpo à altura do pedúnculo caudal.
(8) Largura máxima do corpo	LMC	Máxima distância horizontal de lado a lado do corpo.
(9) Altura da cabeça	AC	Distância vertical desde o dorso até o ventre através da pupila.
(10) Altura do pedúnculo caudal	APC	Mínima distância vertical desde o dorso do pedúnculo caudal até a região ventral do mesmo.
(11) Altura da linha média do olho	ALMO	Distância vertical desde a região média da pupila até a região ventral da cabeça.

1891

1892

Apêndice 3: Descrição das características funcionais resposta de peixes de riachos que foram considerados nas análises estatísticas.

Características respostas	Siglas	Cálculo	Descrição	Tipo
<i>PEIXES</i>				
Uso do habitat				
Índice de compressão do corpo	de do ICC	AMC/LMC	Valores elevados podem indicar peixes comprimidos que preferem habitats com menor velocidade de água (Watson & Balon, 1984).	Numérica
Índice de compressão do pedúnculo caudal	de do ICPC	APC/CPC	Pedúnculos caudais comprimidos indicam que a natação é lenta e pouca manobrabilidade, podendo afetar o desempenho em arrancadas rápidas à medida que aumenta a altura dos corpos entre as diferentes espécies (Gatz, 1979).	Numérica
Área relativa da nadadeira peitoral	ARNP	ANP/ADC	Valores altos são encontrados em nadadores lentos, que usam a nadadeira para manobras e frenagens, ou habitantes de águas correntes que usam como defletores de corrente, possibilitando dessa maneira manterem-se em contato com o substrato (Gatz 1979b).	Numérica

Comprimento relativo da cabeça	CRC	CC/CP	Atributo diretamente relacionado ao tamanho relativo do alimento consumido (Gatz 1979b).	Numérica
Posição relativa dos olhos	PRO	ALMO/AC	A posição dos olhos está relacionada com a preferência de habitats verticais (Gatz, 1979); valores elevados indicam olhos localizados dorsalmente, típico de peixes bentônicos (Mahon, 1984; Watson & Balon, 1984).	Numérica
Largura relativa da boca	LRB	LB/CP	Valores elevados indicam peixes com a capacidade de alimentar-se de presas relativamente grandes (Gatz, 1979).	Numérica
Orientação da boca	OB	<i>ImageJ</i>	A orientação da boca pode indicar o tipo de habitat que as espécies adquirem seu alimento. Será caracterizado da seguinte maneira: Inferior = entre 10° e 80°; terminal = 90°; superior = entre 100° e 170°; ventral= 0°.	Numérica
Período de maior atividade	PCa	-	Diurno, noturno e crepuscular; variável categórica obtida na literatura disponível.	Categórica
Estratificação vertical	Vert. Strat.	-	Relacionado a posição da coluna d'água: Nectobentonico, bentônico e nectônico	Categórica

Preferência de habitat	PH	-	Relacionado a preferência de habitat em sistemas de riacho: lântico, vegetação densa, banco de folha, piscinas, rápidos, vegetação flutuante, substrato, raízes, fundo, folhas, serapilheira, areia e outros.	Categórica
Ecologia Trófica				
Tipo de alimento preferencial	TAP	-	Onívoro, piscívoro, variável <i>fuzzy</i> obtida na literatura disponível.	Categórica
Grupos Tróficos	GT	-	Escavador, predador de espreita, predador de emboscada, pastador, alimentação na superfície e etc.	Categórica
História de vida				
Tipo de Fecundação	TF	-	Interna ou externa; variável categórica obtida na literatura disponível.	Categórica
Comprimento máximo do corpo	T	-	Medido em milímetros; variável contínua mensurada em laboratório.	Numérico
Proteção	P		Relacionado ao tipo de proteção contra predadores: eletricidade, mimetismo, tolerância ecológica, armadura, espinhos e outros.	Categórica

Tolerância a hipóxia				
Tolerância a hipóxia	a	TH	-	Tolerante e não tolerante; variável categórica obtida na literatura disponível. Categórica

Apêndice 4: Lista de espécies de peixes de riachos de oito grupos funcionais da bacia dos Rios Acará e Capim modelados para projeções de distribuição atual e futura (RCP 8.5 e RCP 4.5).

Order	Family	Genus	Species
Characiformes	Acestrorhynchidae	Gnathocharax	<i>Gnathocharax steindachneri</i> Fowler, 1913
		Characidae	
		Bario	<i>Bario steindachneri</i> (Eigenmann, 1893)
		Bryconops	<i>Bryconops</i> cf. <i>caudomaculatus</i>
		Hemigrammus	<i>Hemigrammus</i> cf. <i>belottii</i>
			<i>Hemigrammus levis</i> Durbin, 1908
			<i>Hemigrammus rodwayi</i> Durbin, 1909
			<i>Hemigrammus unilineatus</i> (Gill, 1858)
			<i>Hemigrammus bellottii</i> (Steindachner 1882)
			<i>Hemigrammus ocellifer</i> (Steindachner, 1882)
			<i>Hemigrammus geisleri</i> Zarske & Géry 2007
		Hyphessobrycon	<i>Hyphessobrycon heterorhabdus</i> (Ulrey 1894)
		Iguanodectes	<i>Iguanodectes rachovii</i> Regan 1912
		Knodus	<i>Knodus</i> cf. <i>victoriae</i>
		Melanocharacidium	<i>Melanocharacidium</i> cf. <i>dispilomma</i>
	Moenkhausia	<i>Moenkhausia</i> cf. <i>comma</i>	
		<i>Moenkhausia collettii</i> (Steindachner 1882)	
		<i>Moenkhausia comma</i> Eigenmann 1908	

		<i>Moenkhausia oligolepis</i> (Günther 1864)
	Phenacogaster	<i>Phenacogaster</i> gr. <i>pectinatus</i>
Crenuchidae		<i>Ammocryptocharax elegans</i> Weitzman &
	Ammocryptocharax	Kanazawa 1976
	Characidium	<i>Characidium</i> cf. <i>etheostoma</i>
	Crenuchus	<i>Crenuchus spilurus</i> Günther 1863
	Microcharacidium	<i>Microcharacidium weitzmani</i> Buckup 1993
Curimatidae	Curimatopsis	<i>Curimatopsis crypticus</i> Vari 1982
		<i>Curimatopsis evelynae</i> Géry 1964
Erythrinidae		<i>Erythrinus erythrinus</i> (Bloch & Schneider
	Erythrinus	1801)
		<i>Hoplerythrinus unitaeniatus</i> (Spix & Agassiz
	Hoplerythrinus	1829)
	Hoplias	<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch 1794)
Lebiasinidae	Copella	<i>Copella arnoldi</i> (Regan 1912)
	Nannostomus	<i>Nannostomus eques</i> Steindachner 1876
		<i>Nannostomus nitidus</i> Weitzman 1978
		<i>Nannostomus trifasciatus</i> Steindachner 1876
		<i>Pyrrhulina capim</i> Vieira & Netto-Ferreira
	Pyrrhulina	2019

Cichliformes	Cichlidae	Aequidens	<i>Aequidens tetramerus</i> (Heckel 1840)
		Apistogramma	<i>Apistogramma agassizii</i> (Steindachner 1875)
			<i>Apistogramma</i> gr. <i>regani</i>
			<i>Apistogramma regani</i>
		Crenicara	<i>Crenicara</i> cf. <i>punctulatum</i>
		Crenicichla	<i>Crenicichla</i> gr <i>saxatilis</i>
			<i>Crenicichla regani</i> Ploeg 1989
		Hypselecara	<i>Hypselecara</i> cf. <i>temporalis</i>
		Laetacara	<i>Laetacara curviceps</i> (Ahl 1923)
		Nannacara	<i>Nannacara taenia</i> Regan 1912
<i>Nannacara</i> cf. <i>taenia</i>			
Satanoperca	<i>Satanoperca jurupari</i> (Heckel 1840)		
Cyprinodontiformes	Poeciliidae	Fluviphylax	<i>Fluviphylax</i> cf. <i>palikur</i>
		Poecilia	<i>Poecilia vivipara</i> Bloch & Schneider 1801.
		Melanorivulus	<i>Melanorivulus</i> sp.
Gymnotiformes	Sternopygidae	Eigenmannia	<i>Eigenmannia</i> aff. <i>trilineata</i>
			<i>Eigenmannia</i> gr. <i>trilineata</i>
	Gymnotidae	Gymnotus	<i>Gymnotus anguillaris</i> Hoedeman 1962
	<i>Gymnotus carapo</i> Linnaeus 1758		
	<i>Gymnotus</i> cf. <i>jonasi</i>		

		<i>Gymnotus coropinae</i> Hoedeman 1962
		<i>Gymnotus</i> gr. <i>carapo</i>
		<i>Gymnotus</i> gr. <i>coropinae</i>
Hypopomidae	Brachyhypopomus	<i>Brachyhypopomus</i> aff. <i>bullocki</i>
		<i>Brachyhypopomus brevirostris</i> (Steindachner 1868)
		<i>Brachyhypopomus</i> cf. <i>beebei</i>
		<i>Brachyhypopomus sullivanii</i> Crampton, de Santana, Waddell & Lovejoy 2017
	Hypopygus	<i>Hypopygus lepturus</i> Hoedeman 1962
	Microsternarchus	<i>Microsternarchus</i> aff. <i>bilineatus</i>
		<i>Microsternarchus bilineatus</i> Fernández-Yépez 1968
Rhamphichthyidae	Gymnorhamphichthys	<i>Gymnorhamphichthys rondoni</i> (Miranda Ribeiro 1920)
		<i>Gymnorhamphichthys petiti</i> Géry & Vu 1964
	Steatogenys	<i>Steatogenys duidae</i> (LaMonte 1929)
		<i>Steatogenys elegans</i> (Steindachner 1880)

Siluriformes

Auchenipteridae	Tetranematichthys	<i>Tetranematichthys barthemi</i> Peixoto &
-----------------	-------------------	---

		Wosiacki 2010
		<i>Tetranematichthys wallacei</i> Vari & Ferraris
		2006
	Tracheliopterus	<i>Trachelyopterus galeatus</i> (Linnaeus 1766)
	Megalechis	<i>Megalechis picta</i> (Müller & Troschel 1849)
		<i>Megalechis thoracata</i> (Valenciennes 1840)
Cetopsidae		<i>Denticetopsis epa</i> Vari, Ferraris & de Pinna
	Denticetopsis	2005
	Helogenes	<i>Helogenes marmoratus</i> Günther 1863
Doradidae	Acanthodoras	<i>Acanthodoras cataphractus</i> (Linnaeus 1758)
Heptapteridae		
	Gladioglanis	<i>Gladioglanis conquistador</i> Lundberg, Bornbusch & Mago-Leccia 1991
	Mastiglanis	<i>Mastiglanis asopos</i> Bockmann 1994 <i>Mastiglanis</i> cf. <i>asopos</i>
	Rhamdia	<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard 1824) <i>Rhamdia muelleri</i> (Günther 1864)
Loricariidae	Farlowella	<i>Farlowella amazonum</i> (Günther 1864) <i>Farlowella platorynchus</i> Retzer&Página 1997
	Microglanis	<i>Microglanis poecilus</i> Eigenmann 1912

	Phreatobiidae	Phreatobius	<i>Phreatobius cisternarum</i> Goeldi 1905
	Trichomycteridae	Densocetopsis	<i>Densocetopsis</i> sp.
		Ituglanis	<i>Ituglanis amazonicus</i> (Steindachner 1882)
		Paracanthopoma	<i>Paracanthopoma parva</i> Giltay 1935
			<i>Paracanthopoma</i> sp.
		Potamoglanis	<i>Potamoglanis hasemani</i> (Eigenmann 1914)
	Trichomycterus	<i>Trichomycterus hasemani</i> (Eigenmann 1914)	
Synbranchiformes	Synbranchidae	Synbranchus	<i>Synbranchus marmoratus</i> Bloch 1795

1897 **Apêndice 5:** Avaliação das projeções atual e futura dos grupos funcionais de peixes de
 1898 riachos nas bacias do Acará e Capim.

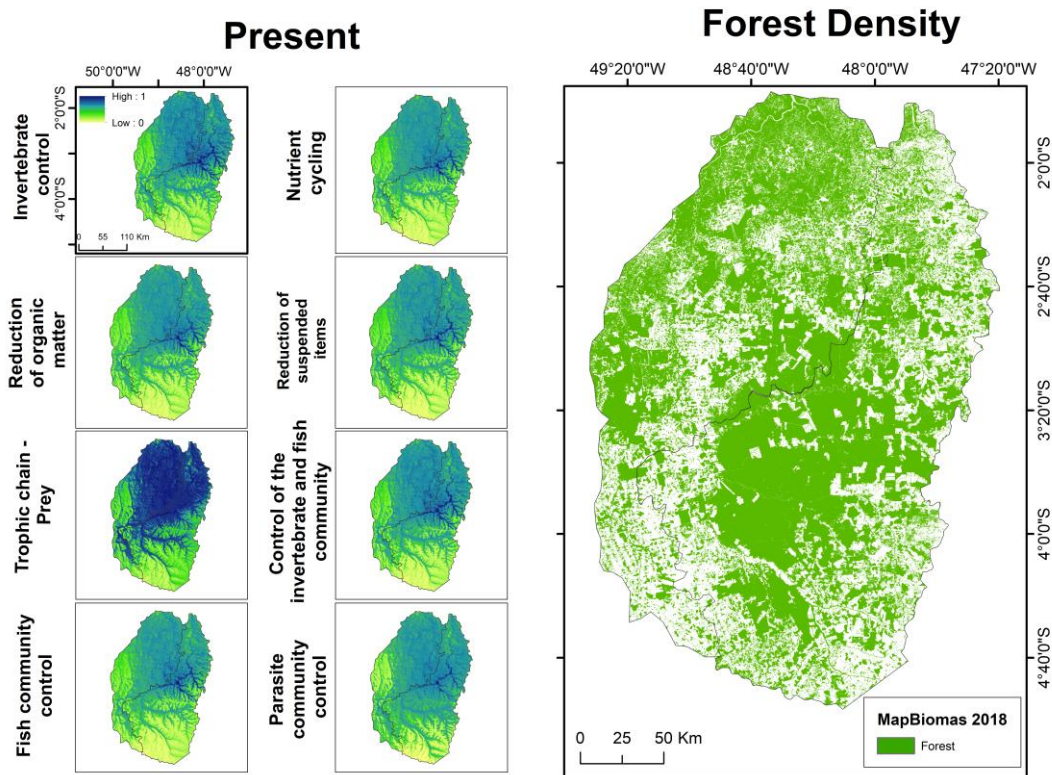
Functional Group	Algorithm	AUC	Kappa	TSS	Jaccard	Sorensen
Invertebrate control	MXD	0.88	0.88	0.73	0.73	1.00
	MLK	0.80	0.80	0.62	0.62	1.00
	RDF	0.99	0.99	0.92	0.92	0.93
	GLM	0.94	0.94	0.84	0.84	1.00
	GAU	1.00	1.00	0.97	0.97	1.00
	PCA	0.99	0.99	0.95	0.95	1.00
Reduction of organic matter	MXD	1.00	1.00	0.99	0.99	1.00
	MLK	0.95	0.95	0.83	0.83	0.81
	RDF	0.97	0.97	0.91	0.91	0.96
	GLM	0.99	0.99	0.94	0.94	1.00
	GAU	0.99	0.99	0.91	0.91	0.85
	PCA	1.00	1.00	0.99	0.99	1.00
Trophic chain - Prey	MXD	1.00	1.00	0.97	0.97	1.00
	MLK	0.90	0.90	0.68	0.68	0.89
	RDF	0.95	0.95	0.83	0.83	0.89
	GLM	0.85	0.85	0.74	0.74	1.00
	GAU	0.99	0.99	0.94	0.94	1.00
	PCA	0.99	0.99	0.94	0.94	1.00
Fish community control	MXD	0.90	0.90	0.72	0.72	0.93
	MLK	0.79	0.79	0.57	0.57	0.86
	RDF	0.93	0.93	0.84	0.84	0.93
	GLM	0.76	0.76	0.55	0.55	0.86
	GAU	0.91	0.91	0.81	0.81	0.86
	PCA	0.93	0.93	0.82	0.82	0.93
Nutrient cycling	MXD	0.88	0.88	0.73	0.73	1.00
	MLK	0.78	0.78	0.57	0.57	0.88
	RDF	0.99	0.99	0.96	0.96	1.00
	GLM	0.79	0.79	0.65	0.65	1.00
	GAU	0.99	0.99	0.96	0.96	0.94
	PCA	0.99	0.99	0.96	0.96	1.00
Reduction of suspended items	MXD	1.00	1.00	0.97	0.97	0.94
	MLK	0.87	0.87	0.69	0.69	0.61
	RDF	0.97	0.97	0.87	0.87	0.89
	GLM	0.96	0.96	0.87	0.87	0.89
	GAU	0.98	0.98	0.93	0.93	0.89
	PCA	1.00	1.00	0.97	0.97	0.94
Control of the	MXD	1.00	1.00	0.98	0.98	0.97

invertebrate and fish community	MLK	0.98	0.98	0.89	0.89	0.88
	RDF	0.98	0.98	0.94	0.94	0.94
	GLM	1.00	1.00	0.94	0.94	1.00
	GAU	1.00	1.00	0.95	0.95	0.91
	PCA	1.00	1.00	0.99	0.99	0.97
Parasite community control	MXD	0.99	0.99	0.98	0.98	1.00
	MLK	0.92	0.92	0.83	0.83	0.94
	RDF	0.98	0.98	0.93	0.93	0.97
	GLM	0.97	0.97	0.92	0.92	0.94
	GAU	0.97	0.97	0.93	0.93	0.97
PCA	0.98	0.98	0.95	0.95	0.97	

1899

1900

1901 **Apêndice 6:** Distribuição de grupos funcionais de peixes de riacho (gradiente de cor –
 1902 azul com maior adequabilidade) em relação a densidade de floresta nas bacias
 1903 hidrográficas dos rios Acará e Capim.



1904

1905

1906

1907

1908

1909

Apêndice 7: Descrições de características e funções ecossistêmicas dos oito grupos funcionais da assembleia de peixes das bacias dos rios Acará e Capim, Amazônia Oriental.

Grupo	Descrição	Funções	Gêneros
Controle Invertebrados	Nectobentônicos. Noturnos. Habitam substrato arenoso, raízes, serapilheira e macrófitas. São de tolerantes a hipóxia. Noturnos. Insetívoros. Proteção: eletricidade e mimetismo. Possuem desova fracionada e alguns esperam o início das chuvas para desovar.	Controle invertebrados/Ciclagem Nutrientes	Brachyhypopomus, Gymnotus, de Hypopygus, Eigenmannia, de Gymnorhamphichthys, Synbranchus, Steatogenys e Microsternarchus
Redução da Matéria Orgânica	Nectobentônicos. Noturnos. Habitam substrato arenoso, bancos de folha, coluna d'água e fluxos rápidos. Predadores de espreita. Predam e buscam presas no fundo de riachos. Proteção com mimetismo e espinhos nas nadadeiras. Tolerantes a hipóxia. Onívoros. Desova ocorre na coluna d'água.	Controle invertebrados/Redução matéria orgânica	Tetranematichthys, Rhamdia, de Denticetopsis, Helogenes, da Ituglanis, Characidium e Mastiglanis

Cadeia Trófica Presa	Bentônicos. Noturnos. Habitam trechos lânticos. Substrato com bancos de folha. Escavadores. Detritívoros/Onívoros. Espinho na nadadeira e armadura corporal. Intolerantes a hipóxia. Desova ocorre no substrato, folhas e a eclosão ocorre em macrófitas.	Remoção da matéria orgânica/Ciclagem Nutrientes/Importante cadeia trófica (presas)	de Acanthodoras, Bunocephalus, na Batrochoglanis e Callichthys
Controle da Comunidade de Peixes	Nectobentônicos. Habitam o fundo de riachos e são associados ao substrato e a bancos de folhas. Piscívoros. Predadores de emboscada. Possuem espinhos nas nadadeiras. Possuem adaptações para respirar fora d'água. Desovam no substrato e na vegetação. Cuidado parental.	Controle da comunidade de peixes	Crenicichla, Hoplerythrinus, Hoplias Farlowella, Erythrinus e Farlowella
Ciclagem Nutrientes	Nectobentônicos. Diurno. Frequentam ambientes lânticos com vegetação densa. Estão associados a substratos arenosos. Escavadores. Onívoros. Alguns são predadores de emboscada. Possuem espinhos nas nadadeiras peitorais para proteção, além de armadura corporal e mimetismo. Desovam em bancos de folhas, raízes, troncos de arvores. São tolerantes a hipóxia.	Ciclagem de Nutrientes	Ammocriptocharax, Aequidens, Hypselecara, Melanocharacidium s, Megalechis, Crenicara, Apistogramma, Satanoperca e Nannacara

Redução de Itens em Suspensão	<p>Nectônicos. Diurno. Habitam riachos e pântanos.</p> <p>Onívoros. Alimentam-se na superfície. Alguns saltam para fugir de predadores. Possuem uma desova perene. Juvenis nascem geralmente em macrófitas flutuantes.</p>	<p>Redução de Itens em Suspensão/Contribui com a produtividade primária</p>	<p>Carnegiella, Anablepsoides e Laimosemion</p>
Controle das Comunidades Invertebrados Peixes	<p>Nectobentônicos. Diurno. Frequentam riachos com fluxos rápidos e no fundo. Habitat em bancos de folhas e macrófitas. Onívoros. Alimentam-se em remansos. São predadores de e emboscada. Possuem dentes afiados. Podem respirar fora d'água. Desovam no período chuvoso em pedras, bancos de folha ou na coluna d'água. Alguns realizam salto nupcial.</p>	<p>Controle da comunidade de invertebrados e peixes.</p>	<p>Curimatopsis, Pyrrhulina, Copella, Nannostomus, Hemigrammus, Gnathocharax, Iguanodectes, Moenkhausia, Microcharacidium, Hyphessobrycon, Bryconops e Crenuchus</p>

Parasitas	<p>Nectobentônicos. Noturnos. Frequentam folhas, galhos e macrófitas. Onívoros. São Controladores da comunidade de selecionadores de superfície. Alguns são parasitas/Ciclagem de predadores de fundo. Escavadores. Alimentam-se Nutrientes de parasitas. Tolerantes a hipóxia.</p>	<p>Trichomycterus, Paracanthopoma, Densocetopsis, Gladioglanis, Potamoglanis, Tetranematichtys, Melanorivulus, Knodus, Phenacogaster, Physopyxis, Poecilia, Synbranchus, Microglanis, Geophagus, Laetacara, Bario, Fluviphylax, Phreatobius e Trachelyopterus</p>
