

unesp

CAMPUS DE SÃO JOSÉ DO RIO PRETO

O tamanho de faixa ripária florestada influencia os padrões funcionais de peixes de riachos?

Mariana Correia Molina

MESTRADO

PÓS GRADUAÇÃO
EM BIOLOGIA ANIMAL

BIOLOGIA ANIMAL
Sistemática e Evolução
Biologia Estrutural
Ecologia e Comportamento
PÓS-GRADUAÇÃO

Biologia
Estrutural

Mariana Correia Molina

O tamanho da faixa ripária florestada influencia os padrões funcionais de peixes de riachos?

Dissertação apresentada como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Biologia Animal, junto ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, Linha de pesquisa – Ecologia e Comportamento, Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas, da Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Campus de São José do Rio Preto.

Financiadora: CAPES

Orientadora: Lilian Casatti

São José do Rio Preto

2017

Molina, Mariana Correia.

O tamanho da faixa ripária florestada influencia os padrões funcionais de peixes de riachos? / Mariana Correia Molina. -- São José do Rio Preto, 2017

76 f. : il., tabs.

Orientador: Lilian Casatti

Dissertação (mestrado) – Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas

1. Ecologia espacial. 2. Peixe de água doce - Comportamento. 3. Ictiofauna. 4. Florestas ripárias. 5. Florestas - Legislação. 6. Florestas - Medição. I. Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho". Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas. II. Título.

CDU – 597

Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca do IBILCE
UNESP - Câmpus de São José do Rio Preto

Mariana Correia Molina

O tamanho da faixa ripária florestada influencia os padrões funcionais de peixes de riachos?

Dissertação apresentada como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Biologia Animal, junto ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, Linha de pesquisa – Ecologia e Comportamento, Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas, da Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Campus de São José do Rio Preto.

BANCA EXAMINADORA

Prof^a Dra. Lilian Casatti
Universidade Estadual Paulista – S. J. Rio Preto
Orientadora

Prof. Dr. Fabio de Oliveira Roque
Universidade Federal do Mato Grosso do Sul – Campo Grande, MS

Prof. Dr. Fábio Cop Ferreira
Universidade Federal de São Paulo – Santos, SP

São José do Rio Preto

29 de março de 2017

Dedico aos meus pais, Adinael e Maria Aurora, ao
meu irmão Victor e à minha fonte de amor e sorrisos
inesgotáveis, vó Birinha.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, a Deus e Maria por estarem ao meu lado me abençoando e me amparando, e a todos meus Santinhos que não deixei um só dia em paz.

Aos meus pais, por serem minha base, por me darem amor e apoio desmedidos e serem meus exemplos de caráter. À minha mãe, em especial, por cada reza e abraço. Cheguei até aqui por vocês! Espero um dia poder retribuir toda luta que encaram por mim. Amo vocês incondicionalmente.

Ao meu irmão Victor, meu anjo mais velho, minha saudade diária, por ser um grande exemplo de objetividade e nunca permitir que eu desista.

A um dos maiores e mais fortes amores que terei na vida, minha vó Bibi. Não importa que a senhora nunca consiga ler e não entenda uma única palavra que está aqui, a senhora é uma das minhas maiores incentivadoras, maiores forças e razões do dia a dia. A senhora é o sorriso que espero ao acordar e quando chego em casa, não importa quantas vezes no dia eu saia, seu sorriso estará ali para mim. É a minha fonte inesgotável de amor e zelo. Obrigada por me permitir retribuir um pouco de cuidado que já teve comigo.

Ao Kenny Henrique, por ser a realização do meu primeiro sonho, ter um cachorro. Obrigada por ser meu companheirinho e grande fonte de amor sincero.

Ao Alexandre, por toda a paciência nos dias de insanidade (não só acadêmica), pelo apoio, dedicação e toda ajuda. Seu amor e carinho foram essenciais para essa caminhada. Obrigada também ao carinho dos seus pais, Dulce e Lourenço.

À minha família de modo geral: Tia Shirley e Caroline para representar todos. E à Tia Sueli, que olha sempre por mim.

Aos meus amigos de graduação: Dianelli, Gauy, Brisa, Jéssica, Lucas, Manu, Goias, Jacque e Fer; aos amigos não acadêmicos: Josiane, Rafa Kaxt, Isadora, Eliz, Murilo, Raissa, Iara, Pedrão e Sarah. Por todo o apoio, amizade, carinho e pelos desabafos. Vocês são os melhores.

À Jaqueline, pois sem você eu não teria conseguido. Minha coorientadora que nunca foi para o papel. Mesmo no Texas se fazia presente e me socorria em momentos de desespero. Para você, eu realmente não encontrei as palavras suficientes que pudessem agradecer. Seu amparo, conselhos, colo, ombro, broncas, patadas foram fundamentais para o meu crescimento acadêmico. Você fez papel de irmã, amiga e mãe; você chorou comigo, sorriu comigo, me abraçou quando eu precisei, me estendeu a mão sem pedir nada em troca, apenas por amor.

Ao Camilo, nosso colombiano preferido, meu eterno coorientador, que hoje faz uma falta imensa. Obrigada por ter me ensinado tanto, pela paciência conosco nas coletas, por nos ter passado seus valores, sua paz e sabedoria. O que aprendi com você levarei para a vida toda.

À Carol, por ter sido meu ombro amigo e irmã nesses dois anos de mestrado. Essa experiência não teria sido especial como foi sem você. Obrigada por ter dividido cada momento comigo, por ter aguentado meus dramas, meus choros, por ter me alegrado com suas risadas, por ter dividido momentos de gordices, pelos momentos de tomar sol, por cada post cômico, e por cada “Vamos? Vamos!!”. Muitas coisas só foram possíveis, pois tinha você do outro lado.

À professora Lilian (mamis amada), por ter acreditado em mim, por ter me acolhido com todo amor e ter aguentado os inúmeros abraços e carência emocional. Você é meu grande exemplo de mulher, de profissional e de ser humano. Muito obrigada por me orientar e por todos os conhecimentos transmitidos durante esse percurso. Obrigada por ter sido alguém além do meio acadêmico, pelo papel de mãe tão bem desempenhado, por cada carinho, preocupação e por estar sempre disposta a ajudar cada um de nós. “Se, por acaso, alguma tristeza passar por aí, saiba que estou por aqui.”

Aos amigos e família do laboratório: Mônica, por cada conselho, lições de vida cômicas e pela alegria que transborda, contagia e conquista; Angélica, por sempre me ensinar a respirar fundo; Angelão, pela parceria e ajudas; Bruno (Tiazinha) pelas conversas descontraídas; Cris, por cada ajuda e carinho; Gabriel, por me inserir no mundo ArcGis, por cada esclarecimento e boa vontade em ajudar; Jaque e Camilo, por serem grandes responsáveis pelo conhecimento maravilhoso de campo, pelas histórias e toda ajuda que nada no mundo pagaria; Carol, por ser

minha grande companheira neste mestrado e pelas risadas que mudam o dia; e Daya, pelas comidas gourmet maravilhosas.

Aos amigos sistemátas: Arturo; Alaina; Breno; Arieli, por ouvir meus chororôs no lab; Mari Therezinha, não só pela convivência diária no lab como companheirismo no handebol e na vida, levarei sua amizade e risadas para sempre comigo, por ser a que diante do desespero me deu um incentivo: “Você reclama igual, mas agora tá correndo atrás”; Fernandinha (Bia e Miguel), por sempre estar disponível a ajudar e fazer piadas; Fernandinho “pescado” Carvalho pelas conversas e ajuda desmetida; Ana pelas risadas, conversas e coletas lá em 2013; ao Gui “é o tchan” por aliviar a tensão diária com risadas, danças, palhaçadas e ajudas; à Rosi, por toda dedicação; e ao chefão ictiológico Kiko, pelos sorrisos e ser sempre tão solícito.

Aos professores Francisco Langeani Neto (Kiko) e Eduardo Fernando dos Santos por suas recomendações e valiosos comentários durante a elaboração desta dissertação. E Eduardo pela grande ajuda após a qualificação e pela imensa paciência ao me ensinar a lidar com os desafios da estatística e modelos mistos.

Ao professor Dr. Ricardo M. C. Castro, por abrir as portas do seu laboratório para mim, por toda ajuda fundamental neste trabalho, por compartilhar as experiências das coletas dos dados, pelo livro e almoço.

Ao pessoal do LIRP, André e Hertz, por terem me recebido de forma tão acolhedora e ajuda desmedida.

Ao professor Dr. Fernando Carvalho, Prof.Dr. Flávio Bockmann, prof. Dr. Cláudio Henrique Zawadzki, Filipe S. R. Pereira e Fernanda O. Martins pela ajuda na identificação dos peixes.

Ao professor Dr. Milinho Cezar Ribeiro pelas dicas durante o desenvolvimento do trabalho. À Julia Ohima, Carla Cassiano e ao Kauã Duarte, pela ajuda e paciência com imagens de satélite.

À professora Eliane Gonçalves de Freitas, pelo apoio desde a graduação.

Aos professores Dr. Fábio de Oliveira Roque e Dr. Fabio Cop Ferreira, membros da banca examinadora, por aceitarem contribuir com esse trabalho.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa concedida durante este período.

À FAPESP, pois para o desenvolvimento deste estudo foram utilizados dados e exemplares coletados durante a vigência do Auxílio à Pesquisa nº 98/05072-8 vinculado ao Programa BIOTA/FAPESP. Também foram utilizados equipamentos adquiridos por meio do Auxílio à Pesquisa nº 01/13340-7.

À FAPERP pelo auxílio financeiro em congressos.

À Pro-Reitoria de Pós-Graduação da UNESP e à seção de Pós-Graduação do Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas (UNESP-IBILCE) pelo apoio acadêmico.

Muito obrigada!!!!

RESUMO

As florestas ripárias são fundamentais para a manutenção da diversidade funcional de ambientes aquáticos. Elas apresentam relação direta com a entrada de materiais alóctones e disponibilidade de nichos nos riachos. Apesar do tamanho da floresta ripária provavelmente ser um fator determinante para as funções ecossistêmicas em riachos, ainda é necessário ampliar o conhecimento sobre como as configurações de largura de floresta ripária influenciam as comunidades aquáticas na região Neotropical. Nesse estudo, testamos se há relação da largura e da extensão da faixa ripária florestada e de variáveis locais (largura do canal, profundidade e velocidade) com os índices de diversidade e redundância funcional da ictiofauna. Para isso, utilizamos 43 trechos de riachos das bacias dos rios Paranapanema, Grande e Paraná, todos pertencentes à bacia do Alto Paraná. Para cada trecho de riacho nós obtivemos imagens de satélite referente ao ano de cada coleta e extraímos as larguras das faixas ripárias florestadas em duas escalas: 100 m (local), e 500 m. Baseado em dados de ecomorfologia, tamanho padrão, dieta, táticas alimentares e preferência por substrato, como atributos funcionais de 78 espécies, nós calculamos a distância média entre pares de espécies na comunidade (MPD), distância média entre uma espécie e seu táxon mais próximo (MNTD) e Redundância Funcional (FR). A composição de espécies entre as bacias foi testada por meio da Análise de Similaridade. Testamos a relação das variáveis ambientais (locais e de faixa ripária) com a diversidade e redundância funcional a partir de Modelos Mistos Aditivos Generalizados. Nossos resultados indicaram que as três bacias possuem um conjunto de espécies similar provavelmente devido a filtros ambientais e homogeneização de hábitat similares. Encontramos também comunidades menos redundantes em riachos com maior largura de floresta ripária na escala de 500 m, associados também à menores larguras do canal. Nesses riachos é possível que exista maior diversidade de nichos, e conseqüentemente maior ocorrência de espécies funcionalmente distintas. Dessa forma, este estudo demonstra que a maior largura da faixa florestada influencia no padrão funcional das comunidades (menor redundância funcional), reforçando que medidas de recuperação da floresta ripária são necessárias e traz subsídios para aumentar a efetividade de políticas públicas, como o Código Florestal Brasileiro.

Palavras-chave: Agroecossistemas. Redundância funcional. Ictiofauna. Código florestal.

ABSTRACT

Riparian forests are essential to the maintenance of functional diversity in freshwater streams, since they are related to the input of allochthonous materials and niches availability. Thus, riparian forest size may be one important factor to ecosystem functioning on streams. However, it is still necessary to expand the knowledge about how riparian forest widths influences aquatic systems in the Neotropical region. Our aim was to identify the relationship between width and extension of forested riparian strip along with local variables (channel width, depth and velocity) and functional diversity and redundancy of the ichthyofauna. To do this, we used 43 stream reaches from the Paranapanema, Grande and Paraná river basins, in the Alto Paraná basin. For each stream reach, we obtained satellite images and extracted the widths of the forested riparian buffer in two different scales: 100 m (local) and 500 m. Based on ecomorphology, standard length, diet, feeding tactics and substrate preference, as functional traits of 78 species, we calculated the mean pairwise distance (MPD), the mean nearest taxon distance (MNTD) and functional redundancy (FR). Species composition among basins was tested using Similarity Analysis. We tested the relationship between environmental variables (local and riparian strip) and functional diversity and redundancy using Generalized Additive Mixed Models. Our results indicated all three basins have a similar set of species probably due to similar environmental filters and habitat homogenization. We also found less redundant communities in streams with greater width of riparian forest in the scale of 500 m, also associated to the smaller channel widths. Probably, these streams show a greater diversity of niches, and consequently higher occurrence of functionally distinct species. The present study demonstrated that greater riparian forested width led to smaller functional redundancy of ichthyofauna, which, reinforces the necessity of riparian forest recovery measures and brings subsidies to increase the effectiveness of public policies, as the Brazilian Forest Code.

Key words: Agroecosystems. Functional redundancy. Ichthyofauna. Forest code.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	1
2	MATERIAIS E MÉTODOS	5
2.1	Área de estudo.....	5
2.2	Seleção dos trechos amostrados e obtenção de dados de imagem de satélite ...	7
2.3	Amostragem das variáveis ambientais e dos peixes (cf. CASTRO et al., 2003; 2004 e 2005)	9
2.4	Matriz de espécies	10
2.5	Obtenção dos atributos de diversidade funcional	13
2.6	Análise dos dados	17
2.6.1	Cálculo das medidas de diversidade funcional	17
2.6.2	Análises estatísticas	18
3	RESULTADOS	19
4	DISCUSSÃO	23
5	CONCLUSÃO.....	27
	REFERÊNCIAS	28
	APÊNDICES	39

1 INTRODUÇÃO

Os rios e riachos, por serem importantes recursos hídricos, são intensamente explorados em todo o mundo e, por isso, apresentam uma longa história de degradação, resultante da influência humana direta e indireta (MADDOCK, 1999). Por serem sistemas abertos, são coletores naturais da paisagem que os circundam (GERGEL et al., 2002). Logo, as mudanças no clima, na vegetação e uso do solo influenciam as características físicas e químicas desses ambientes e, conseqüentemente, afetam o conjunto de espécies presente na comunidade (ALLAN & CASTILLO, 2007). Uma das alterações mais comuns em ecossistemas aquáticos é a supressão da vegetação ripária, que afeta direta e indiretamente as suas comunidades (BOJSEN & BARRIGA, 2002; LORION & KENNEDY, 2009; SWEENEY & NEWBOLD, 2014). A ligação entre esses sistemas é tão forte que Fisher et al. (1998) considerou a zona ripária como um “subsistema do ecossistema aquático”.

As zonas ripárias ocupam as margens e as cabeceiras dos corpos d’água e possuem um importante papel na manutenção dos recursos hídricos, na qualidade da água e sua vazão, e fortes influências no ecossistema aquático (LIMA & ZAKIA, 2006). A vegetação ripária é composta por enorme variedade arbóreo-arbustiva, resultante das relações hidrológicas, adaptadas ao regime fluvial, e que variam de acordo com o bioma que está inserida (LIMA & ZAKIA, 2006; TERESA & ROMERO, 2010).

Diversos estudos demonstram a importância das florestas ripárias para a manutenção da integridade biológica de ambientes aquáticos (p.ex. PUSEY & ARTHINGTON, 2003; SWEENEY et al. 2004; SWEENEY & NEWBOLD 2014; FERREIRA & CASATTI, 2006; CASATTI et al., 2009; TERESA & CASATTI, 2010; PAULA et al., 2013). Em comunidades de peixes, essa relação pode ser definida por três aspectos: luminosidade e energia solar que chega ao ambiente aquático; trocas de material orgânico entre os sistemas aquático e terrestre; e trocas de materiais inorgânicos, interceptação de sedimentos e nutrientes que adentram os corpos d’água (para detalhes veja PUSEY & ARTHINGTON, 2003). O excesso de luminosidade afeta a ictiofauna de diversas maneiras como: o aumento da temperatura que afeta o metabolismo de peixes, a falta de sombreamento para fuga de predadores em manchas de luz no hábitat (PUSEY & ARTHINGTON, 2003) e a eutrofização da água (Tundisi & Matsumura-Tundisi, 2008).

O incremento da complexidade estrutural interna se dá por meio da oferta de recursos alóctones, tais como sementes, insetos, troncos e folhiços (TERESA & CASATTI, 2010;

PAULA et al., 2013), que são processados pelos organismos aquáticos e fornecem sítios para forrageamento e abrigo, e influenciam o perfil hidráulico (PUSEY & ARTHINGTON, 2003). Além disso, essas estruturas exercem papel crítico na mitigação dos impactos causados pelas alterações de uso e cobertura do solo, tais como o escoamento superficial de sedimentos ou agroquímicos que adentram os riachos (DWIRE & LOWRENCE, 2006; LORION & KENNEDY, 2009). Por consequência, diminuem as chances de homogeneização de habitats devido ao assoreamento. Apesar disto, a retirada da vegetação nativa das bacias hidrográficas é uma das alterações cujos efeitos ainda não são completamente compreendidos, principalmente em ecossistemas tropicais (BOJSEN & BARRIGA, 2002; LORION & KENNEDY, 2009). Portanto, a conservação e a restauração das florestas ripárias tornam-se elementos importantes para a proteção do canal e das comunidades aquáticas.

A despeito da importância das florestas ripárias relatada acima, a atual Lei de Proteção da Vegetação Nativa (Lei nº 12.651, BRASIL, 2012), conhecida como “Novo Código Florestal”, traz retrocessos comparados à antiga versão de 1965 (Lei nº 4.471, BRASIL, 1965). Em ambas as leis figuram a existência de uma área de preservação permanente (APP) ao redor de cursos d’água e nascentes, definida como “área protegida, coberta ou não por vegetação nativa, com a função ambiental de preservar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica e a biodiversidade, facilitar o fluxo gênico de fauna e flora, proteger o solo e assegurar o bem-estar das populações humanas” (Artigo 3º, BRASIL, 2012). Caso necessário, essa faixa de APP pode ser recuperada através de reflorestamento, porém, no caso de rios e riachos, a largura a ser recuperada depende da largura do canal e do tamanho da propriedade (Artigo 61A da Lei nº 12.651), também incorporando o conceito de módulo fiscal (BRASIL, 1979). Outra novidade é que a lei vigente define que a largura da APP ao redor de riachos e rios deve ser medida a partir do leito regular do rio, fora da época de chuvas (CASATTI, 2010; SOARES-FILHO et al., 2014; BRANCALION et al., 2016). Isso pode diminuir pela metade a área de proteção da vegetação e trazer impactos, principalmente a riachos de terrenos com menores declives, que ficarão desprotegidos em épocas de cheias, devido a pequena faixa de vegetação ripária estar submersa (GARCIA et al., 2013; BRANCALION et al., 2016). Além disto, os proprietários de até quatro módulos fiscais ficam isentos da necessidade de recuperação florestal das APPs caso atestem que já utilizavam essas áreas antes de 22 de julho de 2008 (data em que foi aprovada a Lei de Crimes Ambientais), conforme dispõe o artigo 61B da Lei nº 12.651 (BRASIL, 2012).

No Brasil, 53% da vegetação nativa remanescente está em propriedades rurais particulares (SOARES-FILHO et al., 2014), sendo que o Estado de São Paulo apresenta apenas 13,94% da cobertura florestal original (NALON et al., 2008) e 25% (500 km²) de florestas ripárias nas sete principais bacias hidrográficas (SILVA et al., 2007b). Diante deste panorama, a diminuição da faixa florestada ao longo de rios e riachos é um fato que pode ser agravado com o amparo do Novo Código Florestal. Através dele, é permitida a consolidação de atividades agropastoris nessas faixas ao longo dos cursos d'água, o que resulta em estreitíssimas e desiguais as faixas de vegetação nativa (BRANCALION et al., 2016), com consequências desastrosas para as comunidades aquáticas. Por exemplo, Beltrão et al. (2009) registraram que a presença de cana de açúcar nas APPs diminui a oferta de habitats para a comunidade de peixes; Ferreira & Casatti (2006) concluíram que a substituição de floresta ripária por gramíneas altera a estrutura física dos canais, diminui a oferta de meso-habitats e da ictiofauna, resultando no aumento da abundância de espécies tolerantes a ambientes mais homogêneos; e Ceneviva-Bastos & Casatti (2014) mostraram que há alterações na rede trófica e na oferta de material alóctone em locais com vegetação ripária degradada. Segundo Bracalion et al. (2016), é essencial recuperar as florestas que foram eliminadas das áreas protegidas das propriedades rurais e assim garantir os serviços ecossistêmicos (vide SWEENEY et al., 2004). Os autores também reforçam a necessidade de gerar mais conhecimentos científicos, com novas abordagens que auxiliem tomadores de decisão, quanto às consequências da aplicação das leis contidas no Novo Código Florestal (BRASIL, 2012).

Segundo uma recente revisão bibliográfica (SWEENEY & NEWBOLD, 2014), a largura mínima ideal da vegetação ripária, em ambientes temperados, é de pelo menos 30 m. Porém, pouco se sabe sobre a largura mínima necessária da vegetação ripária para a manutenção da integridade biótica e funcional da ictiofauna em riachos tropicais, que tem funcionamento e metabolismo distinto daqueles de regiões temperadas (BOULTON et al., 2008). Assim, torna-se ainda mais importante entender o papel dos diferentes tamanhos da faixa florestada em condições onde a supressão e alteração da vegetação ripária vem acontecendo há séculos, como ocorre no interior do Estado de São Paulo (SILVA et al., 2007b).

O longo histórico de supressão e alteração das florestas ripárias (SILVA et al., 2007a) resulta então na perda de integridade física (CASATTI et al., 2006) e biológica dos habitats aquáticos (CASATTI et al., 2009). De fato, espécies especialistas respondem mais negativamente à perda de habitat e fragmentação da paisagem, e ao distúrbio que as

generalistas (DEVICTOR et al., 2008), pois estão fortemente associadas a espaços de nichos mais restritos. Por outro lado, as espécies generalistas podem tolerar a perda de diversidade de habitats e tem a capacidade de ocupar nichos mais amplos (VILLÉGER et al., 2010). O aumento da similaridade de habitat, provocada por alterações ambientais, está relacionado com espécies adaptadas ou com atributos similares (POFF, 1997). Isto leva à alteração nos padrões de diversidade funcional e de redundância ecológica das comunidades, pois, com o declínio das espécies especialistas, as possíveis novas espécies adicionadas após a degradação podem ser funcionalmente redundantes com aquelas já existentes naquele ecossistema (VILLÉGER et al., 2010; CASATTI et al., 2015).

A abordagem funcional traz dados mais sensíveis das comunidades frente às alterações ambientais, em relação abordagens taxonômicas, que levam em consideração número de espécies e sua contribuição relativa (CIANCIARUSO et al., 2009; VILLÉGER et al., 2010). A diversidade funcional é um componente da biodiversidade que expressa o grau de diferenças funcionais entre espécies (TILMAN et al., 2001), ou seja, a forma na qual elas utilizam os recursos disponíveis (BARRAGÁN et al., 2011) ou como suas características influenciam o funcionamento das comunidades (TILMAN et al., 2001). Os padrões de complementaridade ou redundância funcional (FALK et al., 2006) podem ser alterados ao longo de gradientes ambientais, pois as variáveis ambientais estão intimamente ligadas a qualidade do habitat (DIANA et al., 2006). A complementaridade funcional é caracterizada por duas ou mais espécies que utilizam os recursos disponíveis no ambiente de maneira complementar (BLÜTHGEN & KLEIN, 2011), enquanto que a redundância funcional é dada por diferentes espécies que utilizam os mesmos recursos disponíveis em um ecossistema, de forma a desempenhar o mesmo papel (PILLAR et al., 2013).

Dessa forma, é plausível presumir que a perda de integridade física desses ambientes aquáticos (homogeneização), agravada pela supressão da faixa ripária florestada, pode tornar as suas comunidades funcionalmente redundantes. Nesse sentido, o tamanho da floresta ripária pode ser um fator determinante para a manutenção das funções ecossistêmicas associadas à ictiofauna, o que torna de extrema relevância compreender, na prática, quais são os efeitos das dimensões dessa floresta às margens dos riachos.

Assim, nosso objetivo foi avaliar se existe uma relação entre a largura e a extensão da faixa ripária florestada com os índices de diversidade e redundância funcional de comunidade de peixes de riachos. Nossa hipótese é que, quanto maior a largura da faixa ripária florestada, maior a complementaridade funcional e, conseqüentemente, menor

redundância funcional, uma vez que essas condições ripárias devem promover habitats internos mais complexos (ALLAN, 2004; SWEENEY et al., 2004; TERESA & CASATTI, 2010) e, logo, favorecer a coexistência de espécies com diferentes papéis funcionais. Em relação à extensão da faixa ripária, analisamos duas escalas diferentes: 100 m (trecho local) e 500 m (250 m à montante e jusante do trecho local). Nesse contexto, acreditamos que a presença de florestas mais largas na escala local (trecho amostrado – 100 m), influenciará negativamente a redundância funcional em razão da relação mais estreita de elementos alóctones com o meio aquático (BILBY & BISSON, 1998; ALLAN, 2004; PAULA et al., 2013; TERESA & CASATTI, 2015).

Para testar essas hipóteses, estudamos a ictiofauna de riachos amostrados em diferentes bacias no Alto rio Paraná. (i) Verificamos se o conjunto de espécies nas diferentes bacias pode refletir a composição de espécies regional total; (ii) modelamos a relação entre variáveis ambientais, locais e de dimensões da floresta ripária, com índices funcionais, de modo a investigar se há complementaridade ou redundância funcional nas comunidades de peixes.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

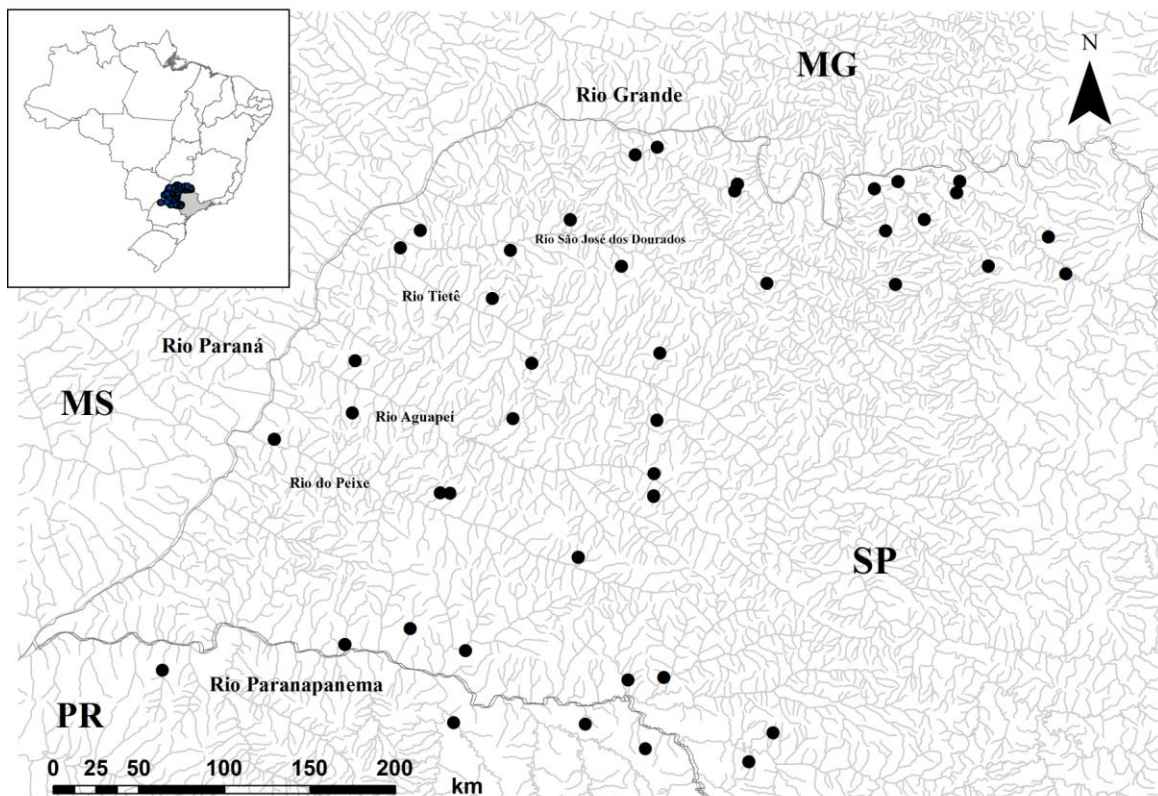
A drenagem do Alto Rio Paraná possui aproximadamente 900.000 km², correspondendo à porção da bacia do Rio Paraná situada à montante de Sete Quedas, hoje, inundada pelo Reservatório de Itaipu (CASTRO et al., 2003). Abrange o norte do Estado do Paraná, sul do Mato Grosso do Sul, a maior parte do Estado de São Paulo, sul de Minas Gerais, sul de Goiás (CASTRO et al., 2003). Esta área inclui frações dos domínios morfoclimáticos dos Cerrados, Planaltos de Araucárias, e Tropical Úmido, além das suas regiões de transição (AB'SÁBER, 1977), com vegetação caracterizada por Cerrados, Floresta Ombrófila Mista (Araucárias), Florestas Estacionais Deciduais e Semideciduais, Campos Rupestres e Matas de Galeria (HUECK & SEIBERT, 1981).

Ao longo de seu curso, o sistema do Alto Rio Paraná inclui a maioria de sistemas de rios de São Paulo (CASTRO et al., 2005) e recebe grandes tributários como os rios Grande e Paranapanema (CASTRO et al., 2003), além de sub-bacias como: rio São José dos Dourados, baixo Tietê, rio Aguapeí e rio Peixe. Todos são parte do Planalto Ocidental Paulista (CASTRO et al., 2003; 2004) e tem como característica um padrão paralelo, com traçado em

superfície aplanada e levemente inclinado para o rio Paraná. (ROSS & MOROZ, 1997). O rio Paranapanema drena cerca de 109.600 km², nascendo na Serra de Paranapiacaba e delimitando a maior parte da fronteira entre os estados de São Paulo e Paraná (ZIESLER & ARDIZZONE, 1979; CASTRO et al., 2003). Por sua vez, o rio Grande nasce na Serra da Mantiqueira nos limites entre os Estados de Minas Gerais e São Paulo, drenando cerca de 143 mil km² (CEMIG & CETEC, 2000). Já o rio Aguapeí drena uma área de 13.196 km², o rio Peixe uma área de 10.769 km², o Baixo Tietê drena 15.588 km² e o rio São José do Dourados abrange uma área de 6.805,20 km² (SigRH) (Figura 1).

A base de dados para nossa pesquisa foram os estudos de Castro et al. (2003; 2004; 2005) que entre 1999 e 2001, amostraram seis bacias pertencentes à bacia do Alto rio Paraná, nos estados de São Paulo. Estas amostras foram feitas de forma padronizada (ver 2.3) ao longo de 100 m de extensão em 59 trechos de riachos de primeira à quinta ordem.

Figura 1 – Mapa da área de estudo e localização dos 43 trechos de riachos selecionados (•) nos estados de São Paulo e Paraná a partir da base de dados de Castro et al. (2003, 2004 e 2005).



Fonte: Elaborada pela autora.

2.2 Seleção dos trechos amostrados e obtenção de dados de imagem de satélite

O principal critério usado por Castro et al. (2003; 2004; 2005) para a seleção dos riachos amostrados foi a proximidade a remanescentes florestais de áreas privadas em meio à paisagem rural, conhecidos por “reservas legais” (R. M. C. CASTRO, informação pessoal), visíveis em cartas 1:50.000 do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística e do Instituto Geográfico e Geológico de São Paulo (CASTRO et al., 2003). Apesar deste critério buscando selecionar as melhores áreas disponíveis, os autores descrevem alguns trechos de vegetação das faixas ripárias como estreitas e altamente degradadas e cercadas por áreas agropastoris. Isso ocorreu, principalmente, na bacia do rio Grande, que continha a menor porcentagem de cobertura de floresta original dentre todas as bacias amostradas. Na bacia do Paranapanema, por outro lado, havia dois riachos associados a fragmentos florestados de tamanho significativo (S06 e S10, APÊNDICE A) (CASTRO et al., 2003), que representam as melhores condições existentes. Estes dois trechos foram mantidos, pois atenderam aos critérios adotados para seleção.

Da base de dados construída por esses autores, selecionamos 43 trechos de riachos, de primeira a quarta ordem (Figura 1 e APÊNDICE A), que representam três grupos de riachos, sendo: 11 riachos que drenam para o rio Paranapanema, 15 que drenam para o rio Grande e 17 para o rio Paraná (contendo as sub-bacias do rio Aguapeí, rio do Peixe, baixo Tietê e rio São José dos Dourados). Essa seleção de trechos foi orientada pela disponibilidade de imagens de satélites com alta resolução, para medidas mais fiéis das larguras da faixa ripária, em anos próximos aos das amostragens (selecionadas até 2006), no software Google Earth Pro. Além das medidas de largura, consideramos duas diferentes escalas da faixa ripária: escala local de 100 m, que corresponde ao trecho coletado pelos autores, e escala de 500 m, selecionada de maneira relativamente subjetiva, levando em conta o carreamento de estruturas ao longo do fluxo do curso d'água que auxiliam na estruturação interna (PAULA et al., 2011).

Cada trecho de riacho foi identificado na rede hidrográfica a partir de sua coordenada geográfica (ponto médio do trecho foi georreferenciado – APÊNDICE A) pelo Google Earth Pro. Após isto e a seleção de trechos de riachos, obtivemos os dados de largura das faixas ripárias por meio dos softwares Google Earth Pro e ArcGis 10.4.1, através dos seguintes passos:

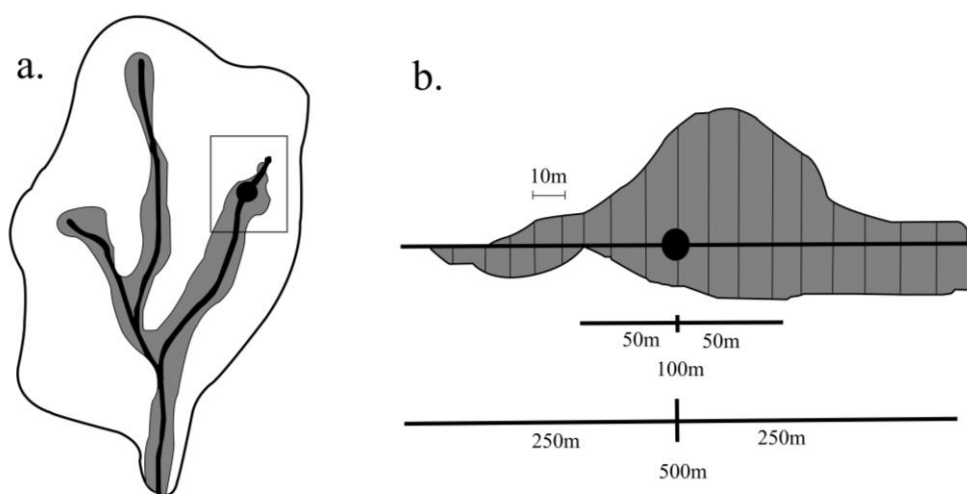
- Google Earth Pro:
 1. Localizamos o ponto médio georreferenciado de cada trecho de riacho;

2. Traçamos (desenho), com a ferramenta “Caminho”, o trecho de riacho de 100 m de extensão (representando o trecho de coleta dos autores), sendo 50 m à montante e 50 m à jusante do ponto médio;
 3. Traçamos, com a ferramenta “Caminho”, o trecho de riacho de 500 m de extensão, sendo 250 m à montante e 250 m à jusante do ponto médio, de maneira a abranger uma maior extensão e dimensão da faixa florestada;
 4. Salvamos os segmentos de riachos traçados (escala de 100 m e 500 m) como arquivo *.kml*;
 5. Com a ferramenta “Polígono”, delimitamos polígonos da floresta ripária ao entorno dos segmentos de riachos (trechos traçados) de 100 m e 500 m;
 6. Salvamos os polígonos de floresta ripária (nas escalas de 100 m e 500 m) como arquivo *.kml*;
 7. Altitude de visão foi padronizada para todos os pontos, +/- 700 m no desenho dos trechos e +/- 350 m no desenho dos polígonos. A direção para o “Norte” também foi padronizada.
- ArcGis 10.4.1:
 1. Convertemos os arquivos *.kml* em arquivos *shapefile (.shp)*;
 2. Realizamos a junção de todos os polígonos, trechos de riachos e pontos médios, a fim de fazer um único mapa (único arquivo);
 3. Padronizamos o sistema de projeção da camada para ALBERS, de modo a não ocorrer distorções;
 4. Utilizamos a régua, com medidas em metros, a fim de obter a metragem das larguras das florestas ripárias;
 5. Transformamos o arquivo *shapefile* de trecho de riacho em um *shape* de pontos equidistantes (10 m);
 6. Obtivemos as medidas a cada 10 m, a partir do ponto médio de cada trecho, à montante e à jusante, nas margens esquerda e direita, clicando no segmento de riacho traçado até a borda do polígono de maneira perpendicular (Figura 2).

Após estes procedimentos, calculamos os valores de mediana (em metros) da floresta ripária para cada trecho de riacho nas escalas de 100 m e 500 m e geramos gráficos com esses valores (Figura 7A e 7B), de modo a esclarecer a variação das larguras nos diferentes riachos.

A mediana foi calculada, pois os trechos de riachos estavam distribuídos em três grupos com números amostrais desiguais. Nosso trabalho não envolveu escala de microbacia, somente a escala do corredor ripário à jusante e montante de cada ponto.

Figura 2 – a. Uma microbacia hipotética mostrando a faixa ripária florestada (cinza) desenhada (polígono), no entorno dos riachos (linhas pretas). O círculo preto dentro do retângulo indica um ponto médio georreferenciado e o retângulo, a área demonstrada por “b”. **b.** Esquema de como traçamos os segmentos de 10 m em 10 m, ao longo dos 50 m e 250 m à montante e à jusante (referentes à escala de 100 m e 500 m), a partir do ponto georreferenciado, para obtenção da largura da faixa ripária florestada, nas margens direita e esquerda



Fonte: Elaborada pela autora.

2.3 Amostragem das variáveis ambientais e dos peixes (cf. CASTRO et al., 2003; 2004 e 2005)

Dentre as variáveis ambientais obtidas por Castro et al. (2003; 2004; 2005), selecionamos as seguintes, por terem sido obtidas da mesma maneira em todos os trechos (L. Casatti, comunicação pessoal): coordenada geográfica georreferenciada (ponto médio), hierarquia fluvial, altitude, largura média, profundidade média e velocidade média da água (APÊNDICE A). Nos estudos de Castro et al. (2003; 2004; 2005), as variáveis ambientais foram coletadas de forma padronizada, sendo que as medidas de largura e a profundidade foram obtidas com trena e a velocidade da corrente pelo método do objeto flutuante.

Para a amostragem da ictiofauna foi feita uma combinação de diversos métodos de captura, que foram aplicados de forma padronizada em todos os trechos (CASTRO et al., 2003). Assim, o trecho de 100 m foi fechado por redes de bloqueio, onde foram realizadas três

passagens de pesca elétrica, com duração aproximada de 30 minutos cada, intercaladas a duas passagens com uma rede de arrasto manual e uma com peneiras metálicas (CASTRO et al., 2003). Na pesca elétrica, foi utilizado um gerador portátil de corrente alternada (220 V, 50-60 Hz, 3,4-4,1 A, 1000 W) (CASTRO et al., 2003). No campo, os peixes coletados foram fixados em solução de formol 10% e, após 48 horas, transferidos para uma solução de álcool 70%. As espécies foram identificadas e todos os espécimes depositados na coleção de peixes (LIRP) do Departamento de Biologia da FFCLRP – Universidade de São Paulo, Ribeirão Preto, São Paulo, Brasil.

2.4 Matriz de espécies

A partir de Castro et al. (2003; 2004; 2005) compilamos a matriz com a abundância de cada espécie (Tabela 1). Antes disso, realizamos um extenso trabalho de revisão da nomenclatura de cada espécie, para acomodar as diversas revisões taxonômicas feitas destas publicações originais. Essa etapa contou com a colaboração de taxonomistas do Laboratório de Ictiologia do Depto. de Zoologia e Botânica (IBILCE/UNESP) e do Laboratório de Ictiologia da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul (UFMS).

Tabela 1 – Lista de espécies (n = 78) examinadas contendo a classificação taxonômica (Ordem, Família, nome específico e autoria) e a bacia de ocorrência: P = Paranapanema; G = Grande e PR = Paraná.

Ordens e Famílias	Espécies e autores	Ocorrência		
		P	G	PR
CHARACIFORMES				
Acestrorhynchidae	<i>Acestrorhynchus lacustris</i> (Lütken, 1875)			x
Anostomidae	<i>Leporinus friderici</i> (Bloch, 1794)		x	x
	<i>Leporinus lacustris</i> Amaral Campos, 1945		x	x
	<i>Leporinus paranaensis</i> Garavello & Britski, 1987		x	x
	<i>Leporinus striatus</i> Kner, 1858	x	x	
Characidae	<i>Astyanax bockmanni</i> Vari & Castro, 2007	x	x	x
	<i>Astyanax fasciatus</i> (Cuvier, 1819)	x	x	x
	<i>Astyanax lacustris</i> (Lütken, 1875)	x	x	x

Tabela 1 (continuação) – Lista de espécies (n = 78) examinadas contendo a classificação taxonômica (Ordem, Família, nome específico e autoria) e a bacia de ocorrência: P = Paranapanema; G = Grande e PR = Paraná.

Ordens e Famílias	Espécies e autores	Ocorrência		
		P	G	PR
	<i>Astyanax</i> cf. <i>paranae</i> Eigenmann, 1914		x	
	<i>Bryconamericus</i> cf. <i>iheringii</i> (Boulenger, 1887)	x	x	x
	<i>Bryconamericus</i> <i>stramineus</i> Eigenmann, 1908	x	x	
	<i>Gymnocorymbus</i> <i>ternetzi</i> (Boulenger, 1895)			x
	<i>Hasemania</i> cf. <i>hanseni</i> (Fowler, 1949)			x
	<i>Hemigrammus</i> cf. <i>marginatus</i> Ellis, 1911		x	x
	<i>Hyphessobrycon</i> <i>anisitsi</i> (Eigenmann, 1907)		x	x
	<i>Hyphessobrycon</i> <i>bifasciatus</i> Ellis, 1911	x	x	x
	<i>Hyphessobrycon</i> <i>eques</i> (Steindachner, 1882)	x	x	x
	<i>Knodus</i> cf. <i>moenkhausii</i> (Eigenmann & Kennedy, 1903)		x	x
	<i>Metynnis</i> <i>lippincottianus</i> (Coppe, 1870)		x	
	<i>Moenkhausia</i> <i>intermedia</i> Eigenmann, 1908		x	
	<i>Moenkhausia</i> <i>sanctaefilomenae</i> (Steindachner, 1907)		x	x
	<i>Oligosarcus</i> <i>paranensis</i> Menezes & Géry, 1983	x		
	<i>Oligosarcus</i> <i>pintoii</i> Amaral Campos, 1945	x	x	x
	<i>Piabina</i> <i>argentea</i> Reinhardt, 1867	x	x	x
	<i>Planaltina</i> <i>britskii</i> Menezes, Weitzman & Burns, 2003	x		x
	<i>Serrapinnus</i> <i>heterodon</i> (Eigenmann, 1915)	x	x	x
	<i>Serrapinnus</i> <i>notomelas</i> (Eigenmann, 1915)	x	x	x
Crenuchidae	<i>Characidium</i> <i>gomesi</i> Travassos, 1956	x	x	
	<i>Characidium</i> cf. <i>zebra</i> Eigenmann, 1909	x	x	x
Curimatidae	<i>Cyphocharax</i> <i>modestus</i> (Fernández-Yépez, 1948)		x	x
	<i>Cyphocharax</i> <i>vanderi</i> (Britski, 1980)			x
	<i>Steindachnerina</i> <i>insculpta</i> (Fernández-Yépez, 1948)		x	
Erythrinidae	<i>Hoplerythrinus</i> <i>unitaeniatus</i> (Agassiz, 1829)	x	x	x
	<i>Hoplias</i> cf. <i>malabaricus</i> (Bloch, 1794)		x	
Lebiasinidae	<i>Pyrrhulina</i> <i>australis</i> Eigenmann & Kennedy, 1903		x	x
Parodontidae	<i>Apareiodon</i> <i>affinis</i> (Steindachner, 1879)		x	
	<i>Apareiodon</i> <i>ibitiensis</i> Amaral Campos, 1944		x	
	<i>Apareiodon</i> <i>piracicabae</i> (Eigenmann, 1907)	x		
	<i>Parodon</i> <i>nasus</i> Kner, 1959	x	x	x
GYMNOTIFORMES				
Gymnotidae	<i>Gymnotus</i> cf. <i>inaequilabiatus</i> (Valenciennes, 1839)	x	x	x
	<i>Gymnotus</i> cf. <i>sylvius</i> Albert & Fernandes-Matioli, 1999	x	x	x

Tabela 1 (continuação) – Lista de espécies (n = 78) examinadas contendo a classificação taxonômica (Ordem, Família, nome específico e autoria) e a bacia de ocorrência: P = Paranapanema; G = Grande e PR = Paraná.

Ordens e Famílias	Espécies e autores	Ocorrência		
		P	G	PR
Sternopygidae	<i>Eigenmannia virescens</i> (Valenciennes, 1842)	x	x	x
SILURIFORMES				
Callichthyidae	<i>Aspidoras fuscoguttatus</i> Nijssen & Isbrücker, 1976	x	x	x
	<i>Callichthys callichthys</i> (Linnaeus, 1758)			x
	<i>Corydoras aeneus</i> (Gill, 1858)	x	x	x
	<i>Leptoplosternum pectorale</i> (Boulenger, 1895)	x	x	
	<i>Megalechis personata</i> (Ranzani, 1841)		x	
Heptapteridae	<i>Cetopsorhamdia iheringi</i> Schubart & Gomes, 1959	x	x	x
	<i>Imparfinis mirini</i> Haseman, 1911	x	x	x
	<i>Imparfinis schubarti</i> (Gomes, 1956)	x	x	x
	<i>Phenacorhamdia tenebrosa</i> (Schubart, 1964)	x	x	x
	<i>Pimelodella avanhandavae</i> Eigenmann, 1917		x	x
	<i>Pimelodella gracilis</i> (Valenciennes, 1835)	x	x	
	<i>Rhamdia cf. quelen</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	x	x	x
Loricariidae	<i>Hisonotus francirochai</i> (Ihering, 1928)	x	x	x
	<i>Hisonotus insperatus</i> Britski & Garavello, 2003	x	x	
	<i>Hypostomus ancistroides</i> (Ihering, 1911)		x	x
	<i>Hypostomus nigromaculatus</i> (Schubart, 1964)		x	
	<i>Hypostomus regani</i> (Ihering, 1905)	x		
	<i>Hypostomus cf. topavae</i> (Godoy, 1969)	x	x	
	<i>Hypostomus cf. iheringii</i> (Regan, 1908)		x	x
	<i>Neoplecostomus paranensis</i> Langeani, 1990	x		
Pimelodidae	<i>Pimelodus maculatus</i> Lacepède, 1803		x	
Pseudopimelodidae	<i>Microglanis garavelloi</i> Shibatta & Benine, 2005			x
Sternopygidae	<i>Sternopygus cf. macrurus</i> (Bloch & Schneider, 1801)			x
Auchenipteridae	<i>Tatia neivai</i> (Ihering, 1930)			x
Trichomycteridae	<i>Trichomycterus cf. brasiliensis</i> Luken, 1874		x	
	<i>Trichomycterus davisii</i> (Haseman, 1911)			
PERCIFORMES				
Cichlidae	<i>Australoheros cf. tavaresi</i> Ottoni, 2012		x	
	<i>Cichlasoma paranaense</i> Kullander, 1983	x	x	x
	<i>Crenicichla britskii</i> Kullander, 1982	x	x	x
	<i>Crenicichla haroldoi</i> Luengo & Britski, 1974	x	x	

Tabela 1 (conclusão) – Lista de espécies (n = 78) examinadas contendo a classificação taxonômica (Ordem, Família, nome específico e autoria) e a bacia de ocorrência: P = Paranapanema; G = Grande e PR = Paraná.

Ordens e Famílias	Espécies e autores	Ocorrência		
		P	G	PR
	<i>Geophagus cf. brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	x	x	
	<i>Satanoperca pappaterra</i> (Heckel, 1840)		x	
CYPRINODONTIFORMES				
Poeciliidae	<i>Phalloceros harpagos</i> Lucinda, 2008	x	x	x
Rivulidae	<i>Melanorivulus pictus</i> (Costa, 1989)		x	
	<i>Rineloricaria latirostris</i> (Boulenger, 1900)	x	x	
	<i>Rineloricaria pentamaculata</i> Langeani & de Araujo, 1994	x		

2.5 Obtenção dos atributos de diversidade funcional

Os atributos funcionais foram obtidos a partir de características da ictiofauna (Tabela 1). A matriz funcional foi composta por índices ecomorfológicos, uma vez que eles descrevem funções chave realizadas pelos peixes, tais como uso do hábitat e aspectos da alimentação (VILLÉGER et al., 2010); itens da dieta; comprimento padrão; uso de substrato e táticas alimentares (Tabela 2 e APÊNDICE B).

Os atributos ecomorfológicos são inferências entre a performance dos indivíduos e suas características morfológicas (PERES-NETO, 1999). Dez atributos ecomorfológicos (Tabela 2) foram selecionados a fim de descrever a função de interesse, com base em interpretações relacionadas com a especialização dos peixes ao fluxo da água, capacidade de natação, posição na coluna da água, tamanho da presa, entre outros (HORA, 1930; BLAKE 1983; WEBB, 1977; GATZ, 1979; WATSON & BALON, 1984; CASATTI & CASTRO, 2006; COCHRAN-BIEDERMAN & WINEMILLER, 2010). Para tal, foram tomadas 11 medidas corporais (Figura 3, Tabela 2) de cinco indivíduos de cada uma das 78 espécies estudadas (Tabela 1).

Os indivíduos eram adultos de porte semelhante para evitar influências alométricas e as medidas foram obtidas do lado esquerdo do corpo. Foram colocadas etiquetas triangulares enumeradas de 1 a 5 nos opérculos direitos, a fim de identificar cada indivíduo mensurado. Os indivíduos da espécie *Phalloceros harpagos* apresentam dimorfismo sexual acentuado,

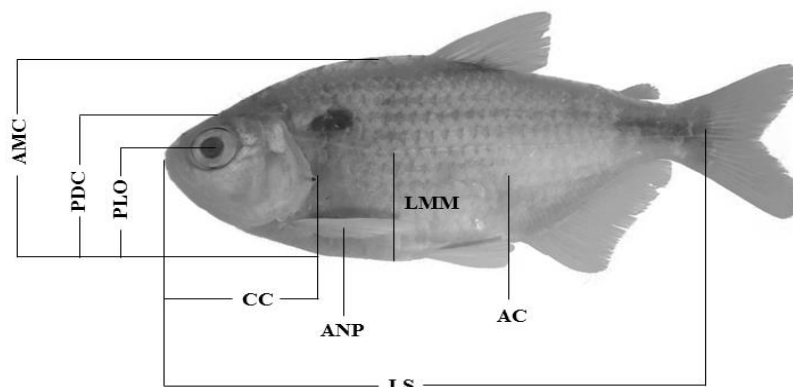
portanto, as medidas foram feitas em indivíduos fêmeas para evitar as diferenças relacionadas ao dimorfismo e também por serem mais numerosas do que os machos.

No caso de espécies que apresentavam número de exemplares menor do que cinco, as amostras foram complementadas por exemplares da Coleção de Peixes do DZSJRP - Departamento de Zoologia e Botânica UNESP/SJRP, buscando sempre a localidade e data de coleta mais próxima daquela em questão. Portanto, utilizamos neste estudo exemplares de peixes da Coleção de Peixes (LIRP) do Departamento de Biologia da FFCLRP-USP/Ribeirão Preto e da Coleção de Peixes (DZSJRP) do Departamento de Zoologia e Botânica da UNESP/São José do Rio Preto.

As medidas corporais (ilustradas na Figura 3) de altura máxima do corpo, comprimento padrão, largura máxima do corpo, altura da linha média máxima do corpo, largura da boca, altura e comprimento da cabeça e altura da linha média do olho foram obtidas com paquímetro digital. A medida do ângulo formado entre o plano tangencial de ambos os lábios e o eixo longitudinal do corpo foram obtidas com o auxílio de régua e transferidor. Já as medidas de área do corpo e das nadadeiras peitorais foram obtidas por meio do contorno das estruturas em papel milimetrado, segundo Beaumord & Petrere (1994), e calculadas através do software de imagem Image J.

Os atributos de dieta, comprimento padrão, preferência por uso de substrato e táticas alimentares, assim como suas definições e naturezas estão apresentados na Tabela 2. Os valores dos atributos funcionais para cada espécie estão apresentados no APÊNDICE B.

Figura 3 – Diagrama esquemático das medidas morfométricas lineares obtidas a partir de cada exemplar, para cálculo dos atributos ecomorfológicos (definições na Tabela 2). *AMC*: Altura máxima do corpo; *CC*: Comprimento da cabeça; *LMM*: Linha média máxima; *LS*: Comprimento padrão; *PDC*: Altura da cabeça; *PLO*: Altura da linha média do olho. Além de *LB*: Largura da boca; *LMC*: Largura máxima do corpo e *OB*: Orientação da boca. Medidas de área também foram obtidas. *ANP*: Área da nadadeira peitoral e *AC*: Área corporal.



Fonte: Elaborada pela autora (*Astyanax lacustris* – DZSJRP 5307).

Tabela 2 – Atributos funcionais obtidos da ictiofauna. ¹Teresa & Casatti (2012), ²Romero & Casatti (2013), ³Sazima (1986), ⁴Casatti (2002), ⁵Casatti et al. (2015).

Atributos	Tipo	Cálculo/Interpretações
Índice de Compressão corporal (IC)	Quantitativo	Altura máxima do corpo dividida por sua largura máxima. Altos valores indicam peixes comprimidos lateralmente, esperado em peixes ocupantes de habitats de águas lentas (WATSON & BALON, 1984).
Altura relativa (AR)	Quantitativo	Altura máxima do corpo dividida pelo comprimento padrão. Valores menores indicariam peixes habitando águas rápidas. Está diretamente relacionada com a capacidade de realizar giros verticais (GATZ, 1979).
Índice de achatamento ventral (IAV)	Quantitativo	Altura da linha média máxima dividida pela altura máxima do corpo. Baixos valores estariam associados a vida em águas rápidas por assegurar a manutenção da posição espacial sem grandes esforços (WATSON & BALON, 1984).
Coefficiente de finura (CF)	Quantitativo	Comprimento padrão dividido pela raiz da altura máxima do corpo multiplicada pela largura máxima do corpo. Avalia a influência da forma do corpo sobre a capacidade de nado. Valores de 2 a 6 indicam arraste reduzido; a relação ótima para o nado eficiente é 4,5 (BLAKE, 1983).
Área relativa da nadadeira peitoral (ARP)	Quantitativo	Área da nadadeira peitoral dividida pela área do corpo. Valores altos indicam nadadores lentos que usam as nadadeiras peitorais pra se manterem na coluna d'água e para realizar manobras, ou peixes que habitam águas rápidas e que as usam para desviar as correntes para acima e deste modo mantendo-se junto ao substrato (WATSON & BALON, 1984).
Relação do aspecto da nadadeira peitoral (RAP)	Quantitativo	Comprimento máximo da nadadeira peitoral dividido por sua largura máxima. Altos valores indicam uma nadadeira peitoral longa e estreita, esperada entre peixes que nadam ativamente (WATSON & BALON, 1984).
Posição relativa dos olhos (PRO)	Quantitativo	Altura da linha média do olho dividida pela altura da cabeça. Peixes bênticos possuem olhos localizados dorsalmente, enquanto peixes nectônicos possuem olhos localizados lateralmente (WATSON & BALON, 1984).

Tabela 2 (conclusão) – Atributos funcionais obtidos da ictiofauna. ¹Teresa & Casatti (2012), ²Romero & Casatti (2013), ³Sazima (1986), ⁴Casatti (2002), ⁵Casatti et al. (2015).

Atributos	Tipo	Cálculo/Interpretações
Largura relativa da boca (LRB)	Quantitativo	Largura da boca dividida pelo comprimento padrão. Valores elevados indicam peixes com a capacidade de alimentar-se de presas relativamente grandes (GATZ, 1979).
Orientação da boca (OB)	Quantitativo	Ângulo formado entre o plano tangencial de ambos os lábios e o eixo longitudinal do corpo. Indica local de alimentação da espécie, e, portanto, a posição da espécie na coluna d'água (WATSON & BALON, 1984).
Dieta	<i>Fuzzy</i>	Itens de alimentação: peixe (peixe), algas (algas), perifiton (per), plantas (plan), detritos (det), invetebrados autóctones (autinv), e invertebrados alóctones (allinv). Cada item foi classificado como 0, 1 ou 2, dependendo da predominância no estômago na amostra. 0 = ausente ou raro, 1 = presente, mas não predominante na dieta, 2 = item predominante na dieta. ⁵
Classes de tamanho padrão	Ordinal	Valores 1, 2, ou 3 foram atribuídos para cada espécie, de acordo com o maior tamanho comum para adultos, citado em Graça & Pavanelli (2007), Froese & Pauly (2013): 1 = até 50 mm, 2 = de 51 a 100 mm, 3 = maior que 100 mm.
Preferência de substrato	Binário	Valores de 0 ou 1 foram atribuídos para cada espécie, de acordo com a preferência com diferentes substratos: 0 = principalmente substrato de areia; 1 = substratos grossos, principalmente cascalho e pedras. ^{1, 2}
Táticas alimentares	Ordinal	Valores de 1 a 12 foram atribuídos para cada espécie para representar sua principal tática alimentar: 1 = Escavadores, durante a movimentação no substrato, alimentam-se de animais de fundo ³ ; 2 = Catadores, coletam itens da coluna d'água ⁴ ; 3 = Predadores crepusculares-noturnos de animais menores ³ ; 4 = Predador de emboscada entre raízes de vegetação submersa ⁴ ; 5 = Cavadores de escavações, se alimentam de animais de fundo ³ ; 6 = Raspadores ⁴ ; 7 = Catadores da superfície ³ ; 8 = Predadores “senta e espera”, alimentam-se de animais de fundo ³ ; 9 = Comedores de lama ³ ; 10 = Beliscadores ³ ; 11 = Predadores da coluna d'água ³ ; 12 = Nadadores de meia água que se alimentam de pedaços de plantas ³ .

2.6 Análise dos dados

2.6.1 Cálculo das medidas de diversidade funcional

Para que cada atributo tenha o mesmo peso, padronizamos os valores dos atributos ecomorfológicos de todas as espécies de forma que a média de cada atributo foi 0 e seu desvio padrão foi 1 (VILLÉGER et al., 2010). Após esta padronização, geramos uma matriz de distância funcional entre as espécies estudadas através da Distância de Gower (PAVOINE et al., 2009), devido às diferentes naturezas dos atributos funcionais, utilizando a função "dist.ktab" dos pacotes "ade4" e "vegan" do software R (R Development Core Team, 2011).

De posse desses dados, calculamos as seguintes métricas de diversidade funcional, como Hidasi-Neto et al. (2012): a *distância média entre pares de espécies na comunidade* (MPD, WEBB, 2000) e *distância média entre uma espécie e seu táxon mais próximo* (MNTD, WEBB, 2000), com as funções "ses.mpd" e "ses.mntd" do pacote "picante" (KEMBEL et al., 2010) no software R (R Development Core Team, 2011). Apesar de serem desenvolvidas, a princípio, para análise de estrutura filogenética (WEBB, 2000), podem ser utilizadas para análise de dendrogramas funcionais (HIDASI-NETO et al., 2012). Assim, MPD é média das distâncias funcionais entre as espécies de uma comunidade, sendo mais sensível a táxons próximos a raiz (WEBB, 2000). A MNTD quantifica a distância entre cada espécie e seu vizinho mais próximo no dendrograma, com as espécies que co-ocorrem na comunidade (Webb, 2000; Hidasi-Neto et al., 2012), e é mais sensível a variações nos ramos terminais do dendrograma (WEBB, 2000).

Além das duas métricas acima, calculamos a Redundância Funcional (FR), segundo Pillar et al. (2013) e a Diversidade Funcional (Q, entropia quadrática de Rao), segundo de Bello et al. (2007). FR é definida como diferença entre a diversidade de espécies (D, índice de Gini-Simpson) e diversidade funcional, calculados com os pacotes "vegan" e "ade4" do software R (R Development Core Team, 2011). calculamos a Redundância Funcional (FR), conforme os procedimentos de Pillar et al. (2013). Esta é definida como diferença entre diversidade de espécies (D, índice de Gini-Simpson) e diversidade funcional (Q, entropia quadrática de Rao), segundo de Bello et al. (2007). O valor de D e Q é gerado pelos pacotes "vegan" e "ade4" de software R (R Development Core Team, 2011).

O índice de diversidade de espécies de Gini- Simpson (D) é calculado conforme:

$$D = 1 - \sum_{i=1}^S p_i^2$$

Onde p_i é a proporção de abundância = i , numa comunidade com riqueza de espécies = S .

Já a entropia quadrática de Rao (1982), que será a diversidade funcional, é calculada como:

$$Q = \sum_{i=1}^S \sum_{j=1}^S d_{ij} p_i p_j$$

Sendo que d_{ij} é a dissimilaridade entre as espécies i e j , que varia de 0 a 1, baseada na matriz de atributos funcionais. Dessa forma, a redundância funcional (FR) para cada comunidade foi calculada da seguinte maneira: $FR = D - Q$ (PILLAR et al., 2013).

Sabendo-se que D e Q possuem um intervalo de variação de 0 a 1, FR também varia desta forma. Sendo assim, se $FR = 0$, o conjunto de espécies tem atributos completamente diferentes, gerando comunidades complementares; se $FR = 1$, os atributos são idênticos e, neste caso, as comunidades são redundantes (PILLAR et al., 2013; CASATTI et al., 2015).

2.6.2 Análises estatísticas

Como os riachos estão contidos em bacias distintas, primeiramente testamos se o conjunto de espécies por bacia pode ser usado como *proxy* para o conjunto de espécies total. Para isso, realizamos a Análise de Similaridade (ANOSIM), que é um método não paramétrico proposto por Clarke & Green (1988). Nesta análise, testamos se a similaridade é menor “dentro” do que “entre” grupos definidos numa matriz. Nela, é gerado o valor estatístico de R , que indica o grau de separação entre as amostras e varia de -1 a 1. Quanto mais positivo der o valor de R , maior a diferença entre os grupos de bacias (LEGENDRE & LEGENDRE, 2003). Nós utilizamos a matriz de composição de espécies e calculamos a similaridade com o coeficiente de Jaccard. Esta análise foi realizada no software PRIMER 6.0, adotando nível de significância de 0,05, com 999 permutações. Para ordenar as amostras, foi realizada a Análise de Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NMDS) em dois eixos e com coeficiente de similaridade de Jaccard, no software Primer 6.0 (CLARKE & GORLEY, 2006). As espécies com ocorrência ≤ 2 foram retiradas para evitar ruídos nas análises.

Testamos as relações entre a ictiofauna e as variáveis ambientais (largura e escala da floresta ripária e variáveis locais) com o auxílio de métodos de Modelos Mistos Aditivos Generalizados (GAMMs). Optamos por modelos mistos, pois estes incorporam tanto fatores

de efeitos fixos como aleatórios (ZUUR et al., 2009). Nesses modelos, tratamos as variáveis locais: largura, profundidade e velocidade, e a mediana da floresta ripária nas duas escalas (100 e 500 m) de cada riacho como variáveis independentes. Os índices de diversidade e de redundância funcional foram considerados como variáveis dependentes.

Como a ANOSIM descrita anteriormente indicou que há alguma distinção entre os grupos de riachos das diferentes bacias hidrográficas, optamos por atribuir às bacias um efeito randômico em todos os modelos gerados. Assim, com os modelos mistos eliminamos qualquer efeito de dependência entre as amostras, uma vez que estas foram obtidas em três diferentes bacias hidrográficas. Visto que o conjunto de riachos cobre uma ampla área geográfica, também incluímos a correlação espacial em todos os modelos e, para isso, testamos as cinco estruturas de correlação mais comuns: exponencial, gaussiana, linear, esférica e quadrática racional. Incluímos os dados em coordenadas UTM, latitude e longitude, para obter os resultados de correlação espacial (CRESSIE, 1993; SANTOS et al., 2016). A modelagem realizada com GAMMs utiliza fatores de suavização (smooth (s), tensor (te) e tensor de interação (ti)), que alteram o valor do grau de liberdade (df), a fim de obter uma função mais ajustada à variação das variáveis que foram modeladas (ZUUR et al., 2009; WOOD, 2016).

Para a escolha dos modelos, nós usamos os menores valores de AIC (*Akaike Information Criterion*) (AKAIKE, 1974), o maior valor do coeficiente de determinação ajustado (R^2_{adj}), valores de P significativos das variáveis independentes (adotou-se $P < 0.05$ como critério para o nível de significância) e a estrutura de correlação espacial que apresentou convergência. Realizamos todos os procedimentos das modelagens e análise de variância com auxílio do pacote “mgcv” versão 1.8–16 (WOOD, 2016), que inclui um o pacote obrigatório “nlme”, no programa R versão 3.2.2 (R Development Core Team, 2011).

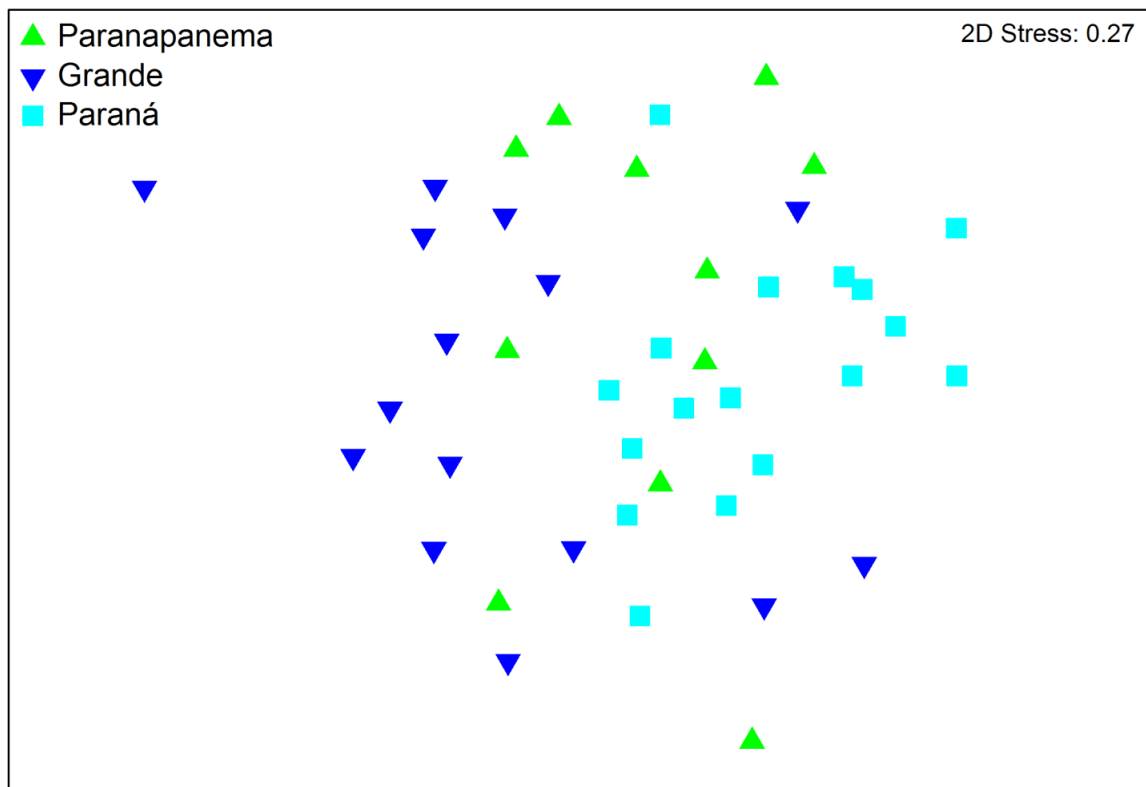
3 RESULTADOS

Os resultados da ANOSIM trazem que, apesar das três bacias analisadas mostrarem alguma dissimilaridade, há sobreposição entre as amostras ($R_{Global} = 0,278$; $P = 0,001$; Tabela 3), indicando que o conjunto de espécies por bacia pode refletir o conjunto regional de espécies. Esses resultados ficam claramente exibidos na ordenação resultante da NMDS (Figura 4).

Tabela 3 – Resultados obtidos da Análise de Similaridade na comparação de composição de espécies das bacias.

Bacias	Valores de R	Níveis de significância
Paranapanema x Grande	0.246	0.002
Paranapanema x Paraná	0.246	0.001
Grande x Paraná	0.322	0.001

Figura 4 – Projeção bidimensional resultante da Análise de Escalonamento Multidimensional Não-Métrico sobre a matriz de composição de espécies, mostrando a relação entre os riachos das três bacias.



Os valores obtidos através da modelagem para as relações da ictiofauna (índices funcionais: MPD, MNTD e FR) com o tamanho da floresta ripária e as variáveis locais estão apresentados no APÊNDICE C. Baseado no AIC, o modelo de melhor ajuste para a redundância funcional, incluiu apenas a mediana da largura da floresta na escala de 500 m (med500) como variável explicativa. Esse modelo, $FR \sim s(\text{med500})$, explicou 7,37% da variação no índice redundância funcional, teve menor valor de AIC (-99.5076) e uma estrutura de correlação espacial esférica (*spherical*) (APÊNDICE C). No entanto, houve um

modelo mais completo, que melhor se ajustou sendo: $FR \sim s(\text{med500}) + te(\text{largura})$. Ele inclui significância em duas variáveis explicativas, mediana na escala do trecho de 500 m (med500) e largura do leito do riacho. Escolhemos este modelo, pois explicou quase 21% da variação da redundância funcional nessas comunidades. Além de ter apresentado um valor de AIC = -101.295, que foi menor que o anterior (APÊNDICE C), a estrutura de correlação deste modelo também foi a esférica (*spherical*).

Neste modelo, a relação entre a redundância funcional e a largura da floresta ripária foi linearmente negativa (Figura 5, APÊNDICE C), indicando que, em locais com maiores larguras de floresta ripária, menos redundantes são as comunidades. A relação com a largura dos riachos, por sua vez, não é linear como acontece com med500; ou seja, após uma determinada largura de riacho a redundância funcional tende a se estabilizar (Figura 6), sendo menor em riachos mais estreitos. Além disso, quando a largura da floresta ripária, na escala de 500 m, esta associada a largura dos riachos obtivemos uma maior explicação da variação da redundância funcional.

Figura 5 – Relação linear entre o índice de Redundância Funcional (*Functional redundancy*) e os valores de mediana da largura da floresta ripária (MFW – *Median Forest Width*) dos trechos de riachos amostrados (círculos vazados). As linhas pontilhadas indicam o limite do erro padrão.

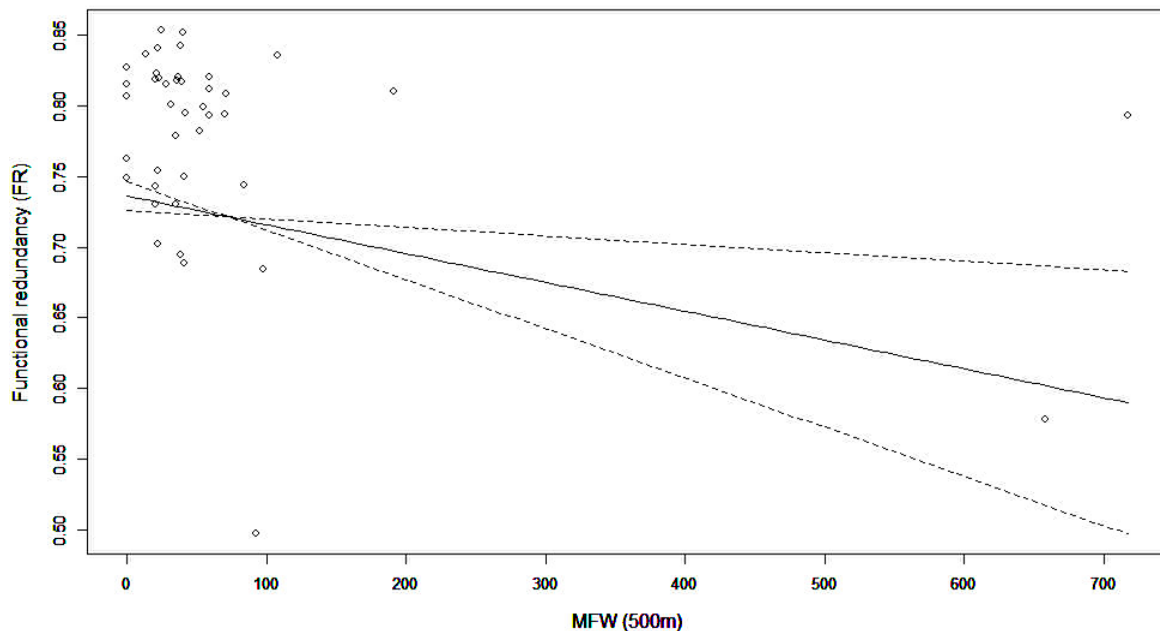
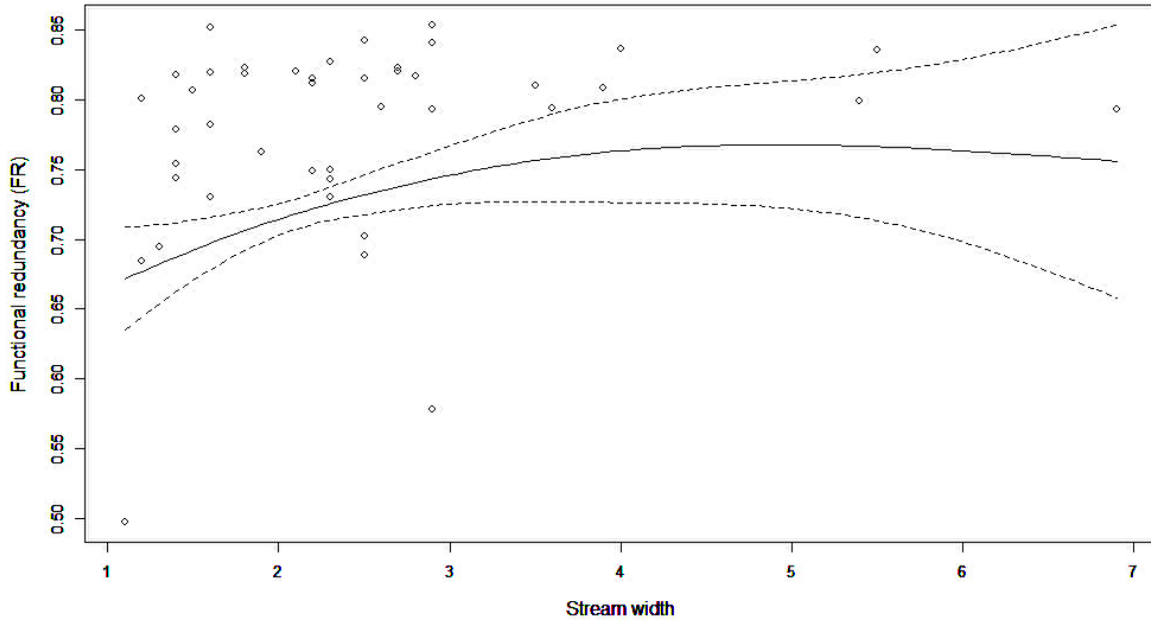


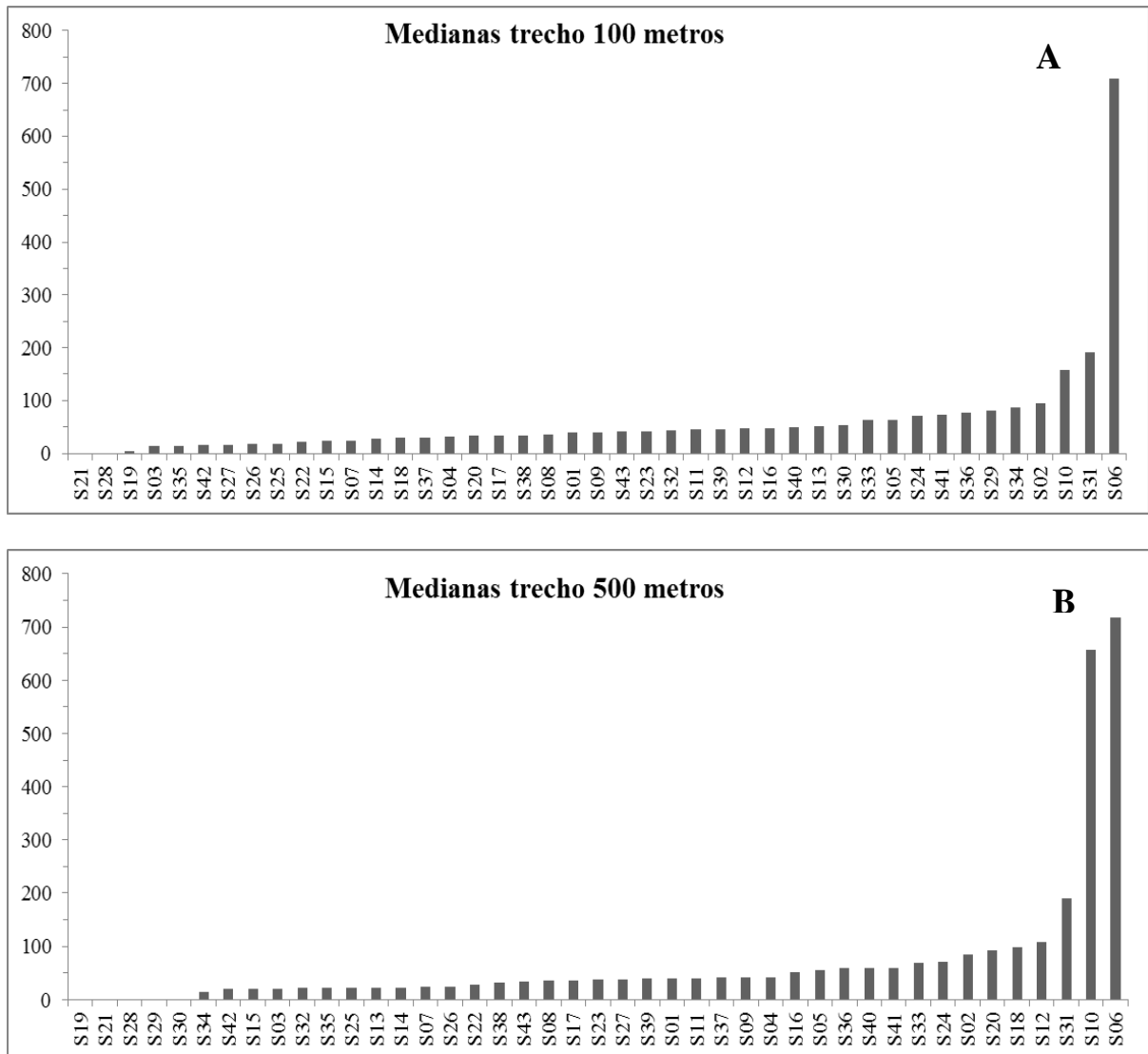
Figura 6 – Relação entre o índice de Redundância Funcional (*Functional redundancy*) e a largura dos trechos de riacho (*Stream Width*) amostrados, sendo eles os círculos vazados. As linhas pontilhadas indicam o limite do erro padrão.



Conforme visto acima apenas dois modelos com FR (índice de Redundância Funcional) foram significativos. Os resultados relativos aos índices MPD e MNTD não apresentaram valores significativos, e devido ao tamanho da tabela gerada pelos modelos, optamos por deixar todos esses valores não significativos na tabela do APÊNDICE C.

A partir da distribuição de trechos de riachos na Figura 5, notamos que não há valores intermediários na largura da faixa ripária. Essas larguras são, em sua maioria, menores que 100 m e muitas são menores que 50 m (Figura 7A, 7B). Na escala de 500 m de extensão, as larguras são menores, exceto em dois riachos na bacia do Paranapanema, que representam as melhores condições florestais de todo o conjunto de riachos explorado.

Figura 7 – Valores, em metros, das medianas da largura da faixa ripária florestada em cada riacho estudado. Em **A**, os valores das medianas dos riachos na escala de 100 m da faixa florestada; em **B** os valores das medianas na escala de 500 m.



4 DISCUSSÃO

Nossos resultados mostram que comunidades menos redundantes estão presentes em riachos com maior largura de floresta ripária. Esse resultado corrobora nossa hipótese e é complementar aos encontrados por Teresa et al. (2015) e Casatti et al. (2015), que verificaram que as assembleias de peixes de riachos com faixas ripárias degradadas apresentam maior redundância funcional (FR). Entretanto, contrário a nossa segunda hipótese, a redundância funcional da ictiofauna não é significativamente influenciada pela floresta ripária no trecho local (100 m), mas sim por florestas ripárias no trecho mais distante (500 m). Além disso,

quando as maiores larguras da faixa ripária florestada estão associadas a canais mais estreitos, as comunidades são menos redundantes.

Os riachos estudados têm uma história semelhante de supressão das florestas ripárias no passado, que ocorreu visando o desenvolvimento de agricultura ou pastagens (CASTRO et al., 2003; 2004; VICTOR et al., 2005). Isso foi feito de modo rápido e desordenado, sem qualquer preocupação com a preservação de áreas florestais (VICTOR et al., 2005; ROSSA-FERES et al., 2012). A degradação e supressão florestal trazem consequências severas para o meio aquático, como a entrada de sedimentos nos cursos d'água (FERREIRA & CASATTI, 2006; TONKIN et al., 2016) e consequente degradação de hábitat. Assim, as alterações que tiveram início no passado, decorrentes da ocupação humana nessas bacias representam filtros ambientais, que selecionam as espécies de peixes mais tolerantes (RAHEL, 2002; TERESA et al., 2015; CASATTI et al., 2015). A atuação de um filtro similar nas três bacias estudadas pode, além de aumentar a similaridade taxonômica das comunidades (Tabela 3 e Figura 4), possibilitar a coexistência de espécies com determinadas características funcionais relacionadas a estas condições ambientais (KEDDY, 1992; ZOBEL, 1997).

Ainda que riachos possuam faixas florestadas degradadas, é possível verificarmos a existência de comunidades distintas das observadas nos riachos totalmente desprovidos de florestas ripárias (TERESA & CASATTI, 2010) e que respondem às variáveis ambientais. De acordo com a literatura, maiores florestas ripárias e com melhor integridade, desempenham melhor suas funções (PUSEY & ARTHINGTON, 2003; LIMA & ZAKIA, 2006; SWEENEY & BOLD, 2014), como por exemplo: mitigar o aporte de sedimentos que podem causar a homogeneização de meso-hábitats (SWEENEY et al., 2004; CASATTI et al., 2009; TERESA & CASATTI, 2010); e fornecer materiais alóctones (e.g. folhas, galhos e troncos) que podem ser utilizados como alimento, sítios de reprodução e abrigo (SCHNEIDER & WINEMILLER, 2008). Essas estruturas também auxiliam na estruturação física do canal tornando-o mais heterogêneo e permitindo a diferenciação de nicho e coexistência de espécies (ALLAN & CASTILHO, 2007; LEVINE & HILLERISLAMBERS, 2009; PAULA et al., 2013; TERESA et al., 2015). A influência da escala de 500 m, provavelmente se deve ao carreamento de materiais alóctones, uma vez que essas estruturas podem ser transportadas pelo fluxo do canal e tem grande importância (FERRAZ et al., 2005; PAULA et al., 2013), mostrando com essa interligação a necessidade de preservação em diferentes escalas. De fato, nossos resultados demonstram que riachos menores e com maiores faixas de floresta ripária, apresentam menor FR, ou seja, maior complementaridade funcional. Essas comunidades apresentam espécies

com maior grau de especialização e utilizando os recursos disponíveis de maneiras distintas (GROSS et al., 2007; BLÜTHGEN & KLEIN, 2011, BORDIGNON et al., 2015), levando, provavelmente, a um funcionamento mais efetivo do ecossistema (FALK et al., 2006).

Riachos com canais mais estreitos tendem a ser mais dependentes do material alóctone e mais estruturados (PUSEY & ARTHINGTON, 2003; Sweeney et al., 2004), devido ao maior aporte de matéria orgânica grossa (VANNOTE et al., 1980; FERREIRA et al., 2010). Canais com estruturas mais diversificadas podem oferecer um maior número de nichos a serem explorados por espécies funcionalmente distintas o que diminui a redundância funcional (TERESA et al., 2015). Por outro lado, riachos maiores com canais mais largos e menos dependentes da vegetação ripária (VANNOTE et al., 1980), podem apresentar uma maior diversidade de nichos (DEUS, 1999) e conseqüentemente uma menor redundância funcional. Entretanto, no presente estudo, a relação entre a largura dos riachos com redundância funcional foi positiva e não linear, atingindo a assíntota aproximadamente em 3,5 m (Figura 6). Provavelmente, nossos riachos mais largos são menos diversificados do ponto de vista estrutural. De acordo com Vannote et al. (1980), riachos mais largos podem apresentar um acúmulo natural de matéria orgânica particulada fina. Nessa região, esse acúmulo pode ser agravado devido à associação entre o histórico de supressão da floresta ripária e a baixa diferença de declividade (NALON, 2005; SILVA et al., 2007a).

Como já citado por Castro et al. (2003; 2004; 2005), a maioria das faixas ripárias florestadas presente nos nossos riachos é de tamanho muito reduzido. De acordo com Brancalion et al. (2016), a redução dessas faixas florestadas compromete o desempenho de funções essenciais aos ecossistemas aquáticos, levando a um maior aporte de sedimentos aos cursos d'água. A sedimentação em riachos é uma das principais causas de homogeneização dos habitats e redução na oferta de diferentes nichos, determinantes para algumas espécies (RAHEL, 2002; NEUMANN & WILDMAN, 2002). Além disso, nesses riachos pode haver um aumento na oferta de um mesmo nicho ou um aumento do número de nichos propícios para as espécies mais tolerantes à degradação (PAUL & MEYER, 2001; CASATTI et al., 2009). Neste contexto, o aumento da largura não levaria a um aumento na diversidade de nichos. Assim, a associação destes fatores pode levar ao declínio de populações de espécies com conjunto de atributos funcionais mais sensíveis as novas condições (RAHEL, 2002; FALK et al., 2006; TERESA et al., 2015), o que acarretaria aumento na redundância funcional das comunidades (CASATTI et al., 2015).

Apesar dos nossos resultados indicarem relação negativa entre a redundância funcional e larguras da faixa ripária florestada, a resposta das comunidades às essas faixas poderia ser maior, caso houvesse larguras intermediárias nos trechos que estudamos (Figura 7A e 7B). A maioria das larguras na escala de 500 m foi menor que 50 m (Figura 7B). Além disso, a ausência de valores intermediários não nos permitiu inferir valores mínimos de largura ripária florestada que garantissem os padrões funcionais das comunidades. Esse fato, provavelmente, está associado ao longo histórico de entrada e consolidação de sistemas agropastoris nas APPs, sem planejamento ambiental e desacordo com as leis ambientais, agravado pela impunidade de fiscalizações (BRANCALION et al., 2016). Como relatado por Silva et al. (2007b), no estado de São Paulo temos uma baixa porcentagem de remanescentes florestais ripários da cobertura original, situação que pode ser agravada com suporte legal. De acordo com a Lei de Proteção da Vegetação Nativa, é possível a consolidação de atividades agropecuárias estabelecidas nas APPs antes do ano de 2008 (BRASIL, 2012; BRANCALION et al., 2016). Nesse sentido, de modo a embasar tomadores de decisão, nossos resultados demonstraram a necessidade de maiores larguras da faixa florestada para assegurar uma maior complementaridade funcional da ictiofauna.

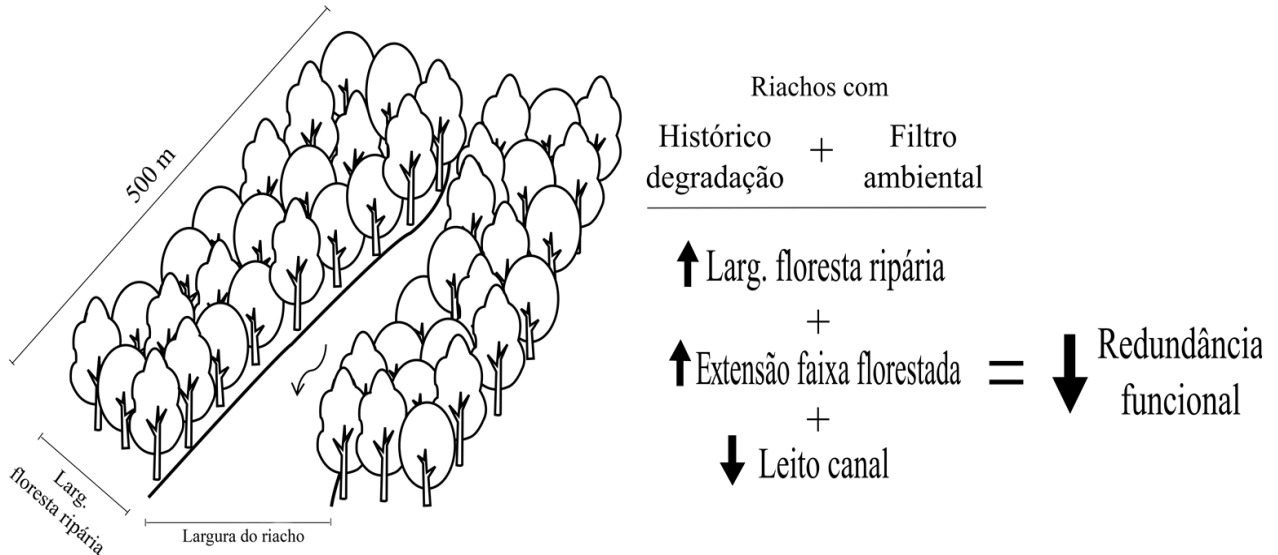
A área de estudo está inserida em uma das regiões agrícolas mais produtivas do país e tem elevado grau de degradação ambiental (FELEMA et al., 2013; VICTOR et al., 2005). Os nossos resultados, em conjunto com outros estudos, demonstram a importância da presença de floresta na área ripária (p. ex.: PUSEY & ARTHINGTON, 2003; Sweeney, 2004; TERESA & CASATTI, 2010; LORION & KENNEDY, 2009; SWEENEY & BOLD, 2014) e na bacia hidrográfica (p. ex.: ALLAN, 2004; GALAS, 2013; PAULA et al., 2013) para a manutenção das funções ecossistêmicas aquáticas e terrestres. Sendo assim, é primordial a restauração e reflorestamento não somente das faixas ripárias, mas também de parte da bacia hidrográfica, já que, segundo Harding et al. (1998), o reflorestamento apenas nas faixas ripárias pode não ser suficiente para garantir a integridade de todo o ecossistema. Além do já mencionado retrocesso que o Novo Código Florestal (BRASIL, 2012) trouxe, com todas as suas implicações, acreditamos que é muito pouco eficiente a determinação por lei de uma largura florestada mínima para um país de grandes extensões e diferentes biomas, como o Brasil. O Novo Código Florestal favorece majoritariamente o setor produtivo, mas deveria levar em conta fatores naturais do ecossistema, como declividade, tipo de vegetação marginal, tamanho do corpo d'água, fauna aquática, transporte de sedimento e tipos de meso-habitats (LEE et al., 2014).

Conforme visto em nossos resultados, a explicação dos modelos mistos gerados não foi alta. Portanto, outras variáveis não incluídas neste estudo podem ter maior efeito sobre a variação dos índices funcionais avaliados. Alguns estudos tem demonstrado uma baixa relação entre variáveis ambientais (paisagem ou locais) e a biodiversidade aquática (e.g. HEINO et al., 2008; ROA-FUENTES & CASATTI, 2017). Na região de estudo, o histórico de degradação possivelmente atuou como um filtro ambiental nessas comunidades, resultando em uma ictiofauna generalista e altamente resiliente (ROA-FUENTES & CASATTI, 2017). Assim, possivelmente, as espécies atualmente presentes nesses riachos são tolerantes a diferentes graus de impacto, o que pode mascarar a relação dos índices biológicos e as variáveis ambientais.

5 CONCLUSÃO

As comunidades menos redundantes estão presentes em riachos com maior largura de floresta ripária. Em adição a isto, contrário ao que esperávamos, essas comunidades estão mais relacionadas com a faixa ripária florestada em trechos mais distantes (escala de 500 m), devido a importância do carreamento de materiais para estruturação daquele local. Associado às variáveis da escala ripária, menores larguras do leito do canal também explicaram a variação da redundância funcional (Figura 8). Entendemos que esse conjunto de características ambientais promove uma estrutura de habitat que pode favorecer a coexistência de espécies com diferentes papéis funcionais, influenciando os padrões funcionais dessas comunidades. Em locais com maiores larguras do leito, acreditamos que houve homogeneização estrutural dos canais, pois há uma estabilização da resposta funcional das comunidades, oferecendo à ictiofauna micro-habitats semelhantes. O longo histórico de degradação e supressão das florestas ripárias funcionam como filtros ambientais nos ecossistemas de riachos resultando em uma composição de espécies muito similares nas bacias estudadas. Portanto, para que a diversidade de funções em riachos de agroecossistemas seja mantida, é necessário manter as faixas ripárias florestadas ao longo de grandes extensões. Uma pergunta que naturalmente emerge a partir de nosso estudo é “qual a largura mínima necessária para garantir tal padrão funcional e diversidade?”. Para respondê-la, é necessário construir bases de dados com maior número de riachos com ampla distribuição geográfica, além de maior variação de larguras e outras variáveis preditoras.

Figura 8 – Esquema com o principal resultado do estudo. Na região do estudo onde ocorreu um longo histórico de degradação florestal e de habitats aquáticos atuando como filtro ambiental, os riachos mais estreitos com maior largura e extensão da faixa ripária florestada dão suporte para comunidades de peixes menos redundantes.



Fonte: Elaborada pela autora.

REFERÊNCIAS

AB’SABER, A. N. Os domínios morfoclimáticos da América do Sul. **Geomorfologia**, v. 52, p. 1-21, 1977.

AKAIKE, H. A new look at the statistical model identification. **IEEE Transactions on Automatic Control**, v. 19, p. 716-723, 1974.

ALLAN, J. D.; CASTILLO, M. M. **Stream ecology: structure and function of running waters**. Dordrecht: Springer, 2007. 436 p.

ALLAN, J. D. Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 35, p. 257-284, 2004.

BARRAGAN, F.; MORENO, C. E.; ESCOBAR, F.; HALFFTER, G; NAVARRETE, D. Negative impacts of human land use on dung beetle functional diversity. **Plos One**, v. 6, n. 3, p. 1-8, 2011.

BEAUMORD, A. C.; PETRERE JR, M. Comunidades de peces del rio Manso, Chapada dos Guimarães, MT, Brasil. **Acta Biologica Venezuelica**, v. 15, n. 2, p. 21-35, 1994.

BELLO, F.; LEPS, J.; LAVOREL, S.; MORETTI, M. Importance of species abundance for assessment of trait composition: an example based on pollinator communities. **Community Ecology**, v. 8, n. 2, p. 163-170, 2007.

BILBY, R. E.; BISSON, P. A. Function and distribution of large woody debris. In: NAIMAN R. J.; BILBY, R. E. (Ed.). **River ecology and management: lessons from the Pacific Coastal Ecoregion**. New York: Springer, 1998, p. 324-346.

BLAKE, R. W. Functional design and burst-and-coast swimming in fishes. **Canadian Journal of Zoology**, v. 61, n. 11, p. 2491-2494, 1983.

BLÜTHGEN, N.; KLEIN, A. M. Functional complementarity and specialisation: the role of biodiversity in plant–pollinator interactions. **Basic and Applied Ecology**, v. 12, n. 4, p. 282-291, 2011.

BOJSEN, B. H.; BARRIGA, R. Effects of deforestation on fish community structure in Ecuadorian Amazon streams. **Freshwater Biology**, v. 47, n. 11, p. 2246-2260, 2002.

BORDIGNON, C. R.; CASATTI, L.; PÉREZ-MAYORGA, M. A.; TERESA, F. B.; BREJÃO, G. L. Fish complementarity is associated to forests in Amazonian streams. **Neotropical Ichthyology**, v. 13, n. 3, p. 579-590, 2015.

BOULTON, A. J.; BOYERO, L.; COVICH, A. P.; DOBSON, M.; LAKE, P. S.; PEARSON, R. G. Are tropical streams ecologically different from temperate streams? In: DUDGEON, D. (Ed.). **Aquatic ecosystems: tropical stream ecology**. London: Elsevier Science, 2008, p. 257-284.

BRANCALION, P. H. S.; GARCIA, L. C.; LOYOLA, R.; RODRIGUES, R. R.; PILLAR V. D.; LEWINSOHN, T. M. A critical analysis of the Native Vegetation Protection Law of Brazil (2012): updates and ongoing initiatives. **Natureza & Conservação**, v. 14, p. 1-15, 2016.

BRASIL. Lei nº 4.771, de 15 de setembro de 1965. Institui o novo Código Florestal Brasileiro. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**. Poder Executivo, Brasília: DF. 1965.

BRASIL. Lei nº 6.746, de 10 de dezembro de 1979. Altera o disposto nos arts. 49 e 50 da Lei nº 4.504, de 30 de novembro de 1964 (Estatuto da Terra), e dá outras providências. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**. Poder Executivo, Brasília: DF. 1979.

BRASIL. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nº 6.938, de 31 de agosto de 1981, nº 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e nº 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nº 4.771, de 15 de setembro de 1965, e nº 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**. Poder Executivo, Brasília: DF. 2012.

BROWER, J. E.; ZAR, J. H.; VON ENDE, C. **Field and laboratory methods for general ecology**. 2. ed. Dubuque: William C. Brown Company Publishers, 1998.

CASATTI, L.; CASTRO, R. Testing the ecomorphological hypothesis in a headwater riffles fish assemblage of the rio São Francisco, southeastern Brazil. **Neotropical ichthyology**, v. 4, n. 2, p. 203-214, 2006.

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

CASATTI, L. Alterações no Código Florestal Brasileiro: impactos potenciais sobre a ictiofauna. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 4, p. 31, 2010.

CASATTI, L.; TERESA, F. B.; ZENI, J. O.; RIBEIRO, M. D.; BREJÃO, G. L.; CENEVIVA-BASTOS, M. More of the same: high functional redundancy in stream fish assemblages from tropical agroecosystems. **Environmental management**, v. 55, n. 6, p. 1300-1314, 2015.

CASATTI, L.; FERREIRA, C. P.; CARVALHO, F. R. Grass-dominated stream sites exhibit low fish species diversity and dominance by guppies: an assessment of two tropical pasture river basins. **Hydrobiologia**, v. 632, n. 1, p. 273-283, 2009.

CASTRO, R. M. C.; CASATTI, L.; SANTOS, H. F.; FERREIRA, K. M.; RIBEIRO, A. C.; BENINE, R. C.; DARDIS, G. Z. P.; MELO, A. L. A.; STOPIGLIA, R.; ABREU, T. X.; BOCKMANN, F. A.; CARVALHO, M.; GIBRAN F. Z.; LIMA, F. C. T. Estrutura e composição da ictiofauna de riachos do rio Paranapanema, sudeste e sul do Brasil. **Biota Neotropica**, v. 3, n. 1, p. 1-31, 2003.

CASTRO, R. M. C.; CASATTI, L.; SANTOS, H. F.; MELO, A. L. A.; MARTINS, L. S. F.; FERREIRA, K. M.; GIBRAN, F. Z.; BENINE, R. C.; CARVALHO, M.; RIBEIRO, A. C.; ABREU, T. X.; BOCKMANN, F. A.; PELIÇÃO, G. Z.; STOPIGLIA R.; LANGEANI, F. Estrutura e composição da ictiofauna de riachos da bacia do rio Grande no estado de São Paulo, sudeste do Brasil. **Biota Neotropica**, v. 4, n. 1, p. 01-39, 2004.

CASTRO, R. M. C.; CASATTI, L.; SANTOS, H. F.; VARI, R. P.; MELO, A. L. A.; MARTINS, L. S. F.; ABREU, T. X.; BENINE, R. C.; GIBRAN, F. Z.; RIBEIRO, A. C.; BOCKMANN, F. A.; CARVALHO, M.; PELIÇÃO, G. Z. P.; FERREIRA, K. M.; STOPIGLIA R.; AKAMA, A. Structure and composition of the stream ichthyofauna of four tributary rivers of the upper Rio Paraná basin, Brazil. **Ichthyological Exploration of Freshwaters**, v. 16, n. 3, p. 193, 2005.

CENEVIVA-BASTOS, M.; CASATTI, L. Shading effects on community composition and food web structure of a deforested pasture stream: evidences from a field experiment in Brazil. **Limnologia-Ecology and Management of Inland Waters**, v. 46, p. 9-21, 2014.

CIANCIARUSO, M. V.; SILVA, I. A.; BATALHA, M. A. Phylogenetic and functional diversities: new approaches to community Ecology. **Biota Neotropica**, v. 9, n. 3, p. 93-103, 2009.

CLARKE, K. R.; GREEN, R. H. Statistical design and analysis for a " biological effects" study. **Marine Ecology Progress Series**, v. 46, n. 1, p. 213-226, 1988.

CLARKE, K. R.; GORLEY, R. N. **Primer**. PRIMER-E Ltd. UK: Plymouth, 2001.

COCHRAN-BIEDERMAN, J. L.; WINEMILLER, K. O. Relationships among habitat, ecomorphology and diets of cichlids in the Bladen River, Belize. **Environmental Biology of Fishes**, v. 88, n. 2, p. 143-152, 2010.

COMPANHIA ENERGÉTICA DE MINAS GERAIS. **Guia ilustrado de peixes da bacia do Rio Grande**. Belo Horizonte: Companhia Energética de Minas Gerais e Fundação Centro Tecnológico de Minas Gerais (CEMIG/CETEC), 2000. 141 p.

CRESSIE, N. **Statistics for spatial data**. John Wiley & Sons, 2015.

DEUS, C. P. **Estrutura, dieta e padrão longitudinal da comunidade de peixes de dois rios da estação ecológica da Juréia-Itatins e sua regulação por fatores bióticos e abióticos**. Tese (Doutorado) – Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1999.

DEVICTOR, V.; JULLIARD, R.; JIGUET, F. Distribution of specialist and generalist species along spatial gradients of habitat disturbance and fragmentation. **Oikos**, v. 117, n. 4, p. 507-514, 2008.

DIANA, M.; ALLAN, J. D.; INFANTE, D. The influence of physical habitat and land use on stream fish assemblages in southeastern Michigan. In: **American Fisheries Society Symposium**. 2006, p. 359-374.

DWIRE, K. A.; LOWRANCE, R. R. Riparian ecosystems and buffers-multiscale structure, function, and management: introduction. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 42, n. 1, p. 1-4, 2006.

ELTRAO, G. B. M.; MEDEIROS, E. S. F.; RAMOS, R. T. C. Effects of riparian vegetation on the structure of the marginal aquatic habitat and the associated fish assemblage in a tropical Brazilian reservoir. **Biota Neotropica**, v. 9, n. 4, p. 37-43, 2009.

FALK, D. A.; PALMER, M. A.; ZEDLER, J. B. **Foundations of restoration ecology**. Washington, DC: Island Press, 2006.

FELEMA, J.; RAIHER, A. P.; FERREIRA, C. R. Agropecuária Brasileira: desempenho regional e determinantes de produtividade. **Revista de Economia e Sociologia Rural**, v. 51, n. 3, p. 555-573, 2013.

FERRAZ, S. F. B.; VETTORAZZI, C. A.; THEOBALD D. M.; BALLESTERD, M. V. R. Landscape dynamics of Amazonian deforestation between 1984 and 2002 in central Rondônia, Brazil: assessment and future scenarios. **Forest Ecology and Management**, v. 204, n. 1, p. 69-85, 2005.

FERREIRA, C. P.; CASATTI, L. Influência da estrutura do hábitat sobre a ictiofauna de um riacho em uma microbacia de pastagem, São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 23, n. 3, p. 642-651, 2006.

FERREIRA, F. C.; SOUZA, U. P.; PETRERE JR, M. Zonação longitudinal da ictiofauna em ambientes lóticos. **Boletim da Sociedade Brasileira de Limnologia**, v. 38, n. 1, p. 1-17, 2010.

FISHER, S. G.; GRIMM, N. B.; MARTI, E.; HOLMES, R. M.; JONES JR., J. B. Material spiraling in stream corridors: a telescoping ecosystem model. **Ecosystems**, v. 1, n. 1, p. 19-34, 1998.

FROESE, R.; PAULY, D. **FishBase**. 2012. Disponível em: <<http://www.fishbase.org>>. Acesso em: 10 de dezembro de 2016.

GALAS, J. Detritus in small streams of the Tatra mountains—the role of abiotic factors. **International Review of Hydrobiology**, v. 98, n. 4, p. 199-205, 2013.

GARCIA, L.C.; SANTOS, J. S.; MATSUMOTO, M.; SILVA, T. S. F.; PADOVEZI, A.; SPAROVEK, G.; HOBBS, R. J. Restoration challenges and opportunities for increasing landscape connectivity under the new Brazilian Forest Act. **Natureza e Conservação**, v. 11, n. 2, p. 1-5, 2013.

GATZ, A. J. Ecological morphology of freshwater stream fishes. **Tulane Studies in Zoology and Botany**, v. 21, n. 2, p. 91-124, 1979.

GERGEL, S. E.; TURNER, M. G.; MILLER, J. R.; MELACK, J. M.; STANLEY, E. H. Landscape indicators of human impacts to riverine systems. **Aquatic Sciences**, v. 64, n. 2, p. 118-128, 2002.

GOVERNO DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Sistema Integrado de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Estado de São Paulo (SigRH)**. São Paulo: Conselho Estadual de Recursos Hídricos Disponível em: <<http://www.sigrh.sp.gov.br>>. Acesso em: 20 novembro 2016.

GRAÇA, W. J.; PAVANELLI, C. S. **Peixes da planície de inundação do alto rio Paraná e áreas adjacentes**. Maringá: Editora da Universidade Estadual de Maringá, 2007. 241 p.

GROSS, N.; SUDINGS, K. N.; LAVOREL, S.; ROUMET, C. Complementarity as a mechanism of coexistence between functional groups of grasses. **Journal of Ecology**, v. 95, n. 6, p. 1296-1305, 2007.

HARDING, J. S.; BENFIELD, E. F.; BOLSTAD, P. V.; HELFMAN, G. S.; JONES, E. B. D. Stream biodiversity: the ghost of land use past. **Proceedings of the national academy of sciences**, v. 95, n. 25, p. 14843-14847, 1998.

HEINO, J.; MYKRÄ, H.; KOTANEN, J. Weak relationships between landscape characteristics and multiple facets of stream macroinvertebrate biodiversity in a boreal drainage basin. **Landscape Ecology**, v. 23, n. 4, p. 417-426, 2008.

HIDASI NETO, J.; BARLOW, J.; CIANCIARUSO, M. V. Bird functional diversity and wildfires in the Amazon: the role of forest structure. **Animal Conservation**, v. 15, n. 4, p. 407-415, 2012.

HORA, S. L. Ecology, bionomics and evolution of the torrential fauna, with special reference to the organs of attachment. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, Containing Papers of a Biological Character**, v. 218, p. 171-282, 1930.

HUECK, K.; SEIBERT, P. **Vegetationskarte von Südamerika**. Band IIa. Stuttgart: Fischer, 1981.

KASYAK, P. F. **Maryland biological stream survey: sampling manual**. Maryland Department of Natural Resources, Monitoring and Non-tidal Assessment Division, Annapolis, 2001.

KEDDY, P. A. Assembly and response rules: two goals for predictive community ecology. **Journal of Vegetation Science**, v. 3, n. 2, p. 157-164, 1992.

KEMBEL, S. A.; COWAN, P. D.; HELMUS, M. R.; CORNWELL, W. K.; MORLON, H.; ACKERLY, D. D.; BLOMBERG, S. P.; WEBB, C. O. Picante: R tools for integrating phylogenies and ecology. **Bioinformatics**, v. 26, n. 11, p. 1463-1464, 2010.

LEE, P.; SMYTH, C.; BOUTIN, S. Quantitative review of riparian buffer width guidelines from Canada and the United States. **Journal of Environmental Management**, v. 70, n. 2, p. 165-180, 2004.

LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. **Numerical Ecology**. 3. ed. Amsterdam: Elsevier, 2003.

LEVINE, J. M.; HILLERISLAMBERS, J. The importance of niches for the maintenance of species diversity. **Nature**, v. 461, n. 7261, p. 254-257, 2009.

LIMA, W. P.; ZAKIA, M. J. B. O papel do ecossistema ripário. In: LIMA, W. P.; ZAKIA, M. J. B. (Org.). **As florestas plantadas e a água: implementando o conceito da microbacia hidrográfica como unidade de planejamento**. RiMa, 2006.

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

MADDOCK, I. The importance of physical habitat assessment for evaluating river health. **Freshwater biology**, v. 41, n. 2, p. 373-391, 1999.

NALON, M. A.; MATTOS, I. F. A.; FRANCO, G. A. D. C. Meio físico e aspectos da fragmentação da vegetação. In: RODRIGUES, R. R.; BONONI, V. L. R. (Org.). **Diretrizes Para a Conservação e Restauração da Biodiversidade no Estado de São Paulo**. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente e Instituto de Botânica, 2008, p. 17-21.

NEUMANN, R. M.; WILDMAN, T. L. Relationships between trout habitat use and woody debris in two southern New England streams. **Ecology of Freshwater Fish**, v. 11, n. 4, p. 240-250, 2002.

PAUL, M. J.; MEYER, J. L. Streams in the urban landscape. **Annual review of Ecology and Systematics**, v. 32, n. 1, p. 333-365, 2001.

PAULA, F. R.; GERHARD, P.; WENGER, S. J.; FERREIRA, A.; VETTORAZZI, C. A.; FERRAZ, S. F. B. Influence of forest cover on in-stream large wood in an agricultural landscape of southeastern Brazil: a multi-scale analysis. **Landscape ecology**, v. 28, n. 1, p. 13-27, 2013.

PAULA, F. R.; FERRAZ, S. F. B.; GERHARD, P.; VETTORAZZI, C. A.; FERREIRA, A. Large woody debris input and its influence on channel structure in agricultural lands of Southeast Brazil. **Environmental Management**, v. 48, n. 4, p. 750, 2011.

PAVOINE, S.; VALLET, J.; DUFOUR, A. B.; GACHET, S.; DANIEL, H. On the challenge of treating various types of variables: application for improving the measurement of functional diversity. **Oikos**, v. 118, n. 3, p. 391-402, 2009.

PERES-NETO, P. R. Alguns métodos e estudos em ecomorfologia de peixes de riachos. In: CARAMASCHI, E. P.; MAZZONI, R.; PERES-NETO, P. R. (Ed.). **Ecologia de peixes de riachos**. Série Oecologia Brasiliensis, vol. VI. Rio de Janeiro: PPGE-UFRJ, 1999, p. 209-236.

PILLAR, V. D.; BLANCO, C. C.; MÜLLER, S. C.; SOSINSKI, E. E.; JONER, F.; DUARTE, L. D. S. Functional redundancy and stability in plant communities. **Journal of Vegetation Science**, v. 24, n. 5, p. 963-974, 2013.

POFF, N. L. Landscape filters and species traits: towards mechanistic understanding and prediction in stream ecology. **Journal of the north american Benthological society**, v. 16, n. 2, p. 391-409, 1997.

PUSEY, B. J.; ARTHINGTON, A. H. Importance of the riparian zone to the conservation and management of freshwater fish: a review. **Marine and Freshwater Research**, v. 54, n. 1, p. 1-16, 2003.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. Austria: R Foundation for Statistical Computing, 2011.

RAO, C. R. Diversity and dissimilarity coefficients: a unified approach. **Theoretical population biology**, v. 21, n. 1, p. 24-43, 1982.

ROA-FUENTES, C. A.; CASATTI, L. Influence of environmental features at multiple scales and spatial structure on stream fish communities in a tropical agricultural region. **Journal of Freshwater Ecology**, v. 32, n. 1, p. 273-287, 2017.

ROSS, J. L. S.; MOROZ, I. C. **Mapa geomorfológico do estado de São Paulo**. USP, Universidade de São Paulo, 1997.

ROSSA-FERES, D. C. D. A.; SILVA, F. R.; CASATTI, L.; BRANCO, L. H. Z.; NECCHI JR, O.; CASTILHO-NOLL, M. S. M.; FERES, R. J. F.; NOLL, F. B.; RANGA, N. T.; REZENDE, A. A. Padrões de distribuição da riqueza e abundância de espécies de diversos grupos animais e vegetais em fragmentos florestais remanescentes na região noroeste do estado de São Paulo. In: NECCHI JR, O. (Ed.). **Fauna e Flora de Fragmentos Florestais Remanescentes da Região Norte do Estado de São Paulo**. Ribeirão Preto: Holos, 2012, p. 263-279.

SAZIMA, I. Similarities in feeding behaviour between some marine and freshwater fishes in two tropical communities. **Journal of Fish Biology**, v. 29, p. 53-65, 1986.

SANTOS, E. F.; NOLL, F. B.; BRANDÃO, C. R. F. Structural organization of the social paper wasp (Hymenoptera: Polistinae) assemblage along a latitudinal gradient in the Atlantic Rainforest: correlating fauna partitioning to biodiversity centers. **Journal of Insect Conservation**, v. 20, n. 4, p. 597-609, 2016.

SCHNEIDER, K. N.; WINEMILLER, K. O. Structural complexity of woody debris patches influences fish and macroinvertebrate species richness in a temperate floodplain-river system. **Hydrobiologia**, v. 610, n. 1, p. 235-244, 2008.

SILVA, A. M., CASATTI, L.; ALVARES, C. A.; LEITE, A. M.; MARTINELLI, L. A.; DURRANT, S. F. Soil loss risk and habitat quality in streams of a meso-scale river basin. **Scientia Agricola**, v. 64, n. 4, p. 336-343, 2007.

SILVA, A. M.; NALON, M. A.; KRONKA, F. J. N.; ALVARES, C. A.; CAMARGO, P. B.; MARTINELLI, L. A. Historical land-cover/use in different slope and riparian buffer zones in watersheds of the State of São Paulo, Brazil. *Scientia Agricola*, v. 64, n. 4, p. 325-335, 2007.

SOARES-FILHO, B.; RAJÃO, R.; MACEDO, M.; CARNEIRO, A.; COSTA, W.; COE, M.; RODRIGUES, H.; ALENCAR, A. Cracking Brazil's forest code. **Science**, v. 344, n. 6182, p. 363-364, 2014.

SWEENEY, B. W.; NEWBOLD, J. D. Streamside forest buffer width needed to protect stream water quality, habitat, and organisms: a literature review. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 50, n. 3, p. 560-584, 2014.

SWEENEY, B. W.; BOTT, T. L.; JACKSON, J. K.; KAPLAN, L. A.; NEWBOLD, J. D.; STANDLEY, L. J.; HESSION, W. C.; HORWITZ, R. J.; COLMAN, M. G. Riparian deforestation, stream narrowing, and loss of stream ecosystem services. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 101, n. 39, p. 14132-14137, 2004.

TERESA, F. B.; CASATTI, L. Importância da vegetação ripária em região intensamente desmatada no sudeste do Brasil: um estudo com peixes de riacho. **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**, v. 5, n. 3, p. 444-453, 2010.

TERESA, F. B.; CASATTI, L. Influence of forest cover and mesohabitat types on functional and taxonomic diversity of fish communities in Neotropical lowland streams. **Ecology of Freshwater Fish**, v. 21, n. 3, p. 433-442, 2012.

TERESA, F. B.; ROMERO, R. M. Influence of the riparian zone phytophysiognomies on the longitudinal distribution of fishes: evidence from a Brazilian savanna stream. **Neotropical Ichthyology**, v. 8, n. 1, p. 163-170, 2010.

TERESA, F. B.; CASATTI, L.; CIANCIARUSO, M. V. Functional differentiation between fish assemblages from forested and deforested streams. **Neotropical Ichthyology**, v. 13, n. 2, p. 361-370, 2015.

THORP, J. H.; THOMS, M. C.; DELONG, M. D. The riverine ecosystem synthesis: biocomplexity in river networks across space and time. **River research and applications**, v. 22, n. 2, p. 123-147, 2006.

TILMAN, D.; FARGIONE, J.; WOLFF, B.; D'ANTONIO, C.; DOBSON, A.; HOWARTH, R.; SCHINDLER, D.; SCHLESINGER, W. H.; SIMBERLOFF, D.; SWACKHAMMER, D. Forecasting agriculturally driven global environmental change. **Science**, v. 292, n. 5515, p. 281-284, 2001.

TONKIN, J. D.; STOLL, S.; JÄHNIG, S. C.; HAASE, P. Elements of metacommunity structure of river and riparian assemblages: communities, taxonomic groups and deconstructed trait groups. **Ecological Complexity**, v. 25, p. 35-43, 2016.

TUNDISI, J. G., MATSUMURA-TUNDISI, T. **Limnologia**. São Paulo: Oficina de Textos, 2008. 632 p.

VANNOTE, R. L.; MINSHALL, G. W.; CUMMINS, K. W.; SEDELL J. R.; CUSHING, C. E. The river continuum concept. **Canadian journal of fisheries and aquatic sciences**, v. 37, n. 1, p. 130-137, 1980.

VICTOR, M. A. M.; CAVALLI, A. C.; GUILLAUMON, J. R.; FILHO, R. S. **Cem anos de devastação: revisitada 30 anos depois**. Ministério do Meio Ambiente. Brasília: Secretaria de Biodiversidade e Florestas, 2005.

VILLÉGER, S.; MIRANDA, J. R.; HERNÁNDEZ D. F.; MOUILLOT, D. Contrasting changes in taxonomic vs. functional diversity of tropical fish communities after habitat degradation. **Ecological Applications**, v. 20, n. 6, p. 1512-1522, 2010.

WATSON, D. J.; BALON, E. K. Ecomorphological analysis of fish taxocenes in rainforest streams of northern Borneo. **Journal of Fish Biology**, v. 25, n. 3, p. 371-384, 1984.

WEBB, C. O. Exploring the phylogenetic structure of ecological communities: an example for rain forest trees. **The American Naturalist**, v. 156, n. 2, p. 145-155, 2000.

WEBB, P. W. Effects of median-fin amputation on fast-start performance of rainbow trout (*Salmo gairdneri*). **Journal of Experimental Biology**, v. 68, n. 1, p. 123-135, 1977.

WOOD, S. **Package ‘mgcv’ version 1.8-16**. Mixed GAM Computation Vehicle with GCV/AIC/REML Smoothness Estimation. 2016.

ZIESLER, R.; ARDIZZONE, G. D. **The inland Waters of Latin America**. Roma: Copescal Technical Paper No. 1. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), 1979. 171 p.

ZOBEL, M. The relative of species pools in determining plant species richness: an alternative explanation of species coexistence?. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 12, n. 7, p. 266-269, 1997.

ZUUR, A. F.; IENO, E. N.; WALKER, N. J.; SVELIEV, A. A.; SMITH, G. M. **Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R**. New York: Springer, 2009.

APÊNDICES

APÊNDICE A – Dados e variáveis ambientais dos trechos de riachos selecionados: Grupo de bacia (Parapanema – P; Grande – G; Paraná – PR), Estado (São Paulo – SP; Paraná – PR), coordenadas geográficas, ordem, altitude, largura média (Larg), profundidade média (Prof), velocidade da água (Veloc) e ano da imagem utilizada no Google Earth Pro (GEP).

Riacho	Bacia	Estado	Coordenadas em °	Ordem	Altitude	Larg (m)	Prof (m)	Veloc (m/s)	Ano da imagem (GEP)
S01	P	SP	23° 05' 45.2''S / 49° 12' 36.4''W	3	486	2.8	0.44	0.12	2001
S02	P	SP	23° 14' 46.9''S / 49° 20' 20.4''W	2	599	1.38	0.3	1	2004
S03	P	SP	22° 48' 12.4''S / 49° 47' 04.7''W	2	500	2.25	0.72	0.18	2004
S04	P	PR	23° 10' 41.2''S / 49° 52' 52.9''W	2	488	2.58	0.17	0	2004
S05	P	SP	22° 49' 03.1''S / 49° 58' 24.2''W	3	447	5.4	0.15	0.9	2002
S06	P	PR	23° 02' 56''S / 50° 11' 50.7''W	3	421	2.86	0.07	0.46	2000
S07	P	SP	22° 39' 46.9''S / 50° 49' 39.5''W	1	352	1.59	0.16	0.29	2003
S08	P	PR	23° 02' 30''S / 50° 53' 26.3''W	1	358	2.31	0.14	0.23	2003
S09	P	SP	22° 32' 46.3''S / 51° 07' 04.7''W	1	399	2.27	0.19	0.53	2001
S10	P	SP	22° 37' 50.5''S / 51° 27' 44.1''W	2	336	2.86	0.13	0.24	2004
S11	P	PR	22° 45' 54.2''S / 52° 25' 19.0''W	1	287	1.6	0.33	0.42	2001
S12	G	SP	20° 03' 22.1''S / 49° 56' 05.2''W	2	396	5.52	0.40	0.26	2002
S13	G	SP	20° 00' 59.3''S / 49° 49' 12.2''W	2	407	2.90	0.33	0.32	2006
S14	G	SP	20° 12' 36.4''S / 49° 23' 52.2''W	2	474	1.43	0.18	0.3	2002
S15	G	SP	20° 14' 48.3''S / 49° 24' 44.4''W	1	445	1.62	0.18	0.14	2002
S16	G	SP	20° 43' 52.4''S / 49° 14' 35.5''W	3	493	1.56	0.16	0.45	2003
S17	G	SP	20° 38' 29.0''S / 48° 04' 40.7''W	1	577	1.37	0.34	0	2003
S18	G	SP	20° 44' 14.9''S / 48° 33' 59.5''W	2	576	1.23	0.44	2	2003
S19	G	SP	20° 23' 46.8''S / 48° 24' 56.3''W	2	475	2.17	0.37	0.5	2003
S20	G	SP	20° 27' 21.3''S / 48° 37' 06.3''W	2	526	1.12	0.19	0.23	2003
S21	G	SP	20° 11' 49.7''S / 48° 33' 11.6''W	2	462	1.47	0.83	0.18	2003
S22	G	SP	20° 14' 10.2''S / 48° 40' 42.0''W	2	457	2.45	0.17	0.38	2003
S23	G	SP	20° 40' 57.0''S / 47° 40' 18.4''W	1	676	2.06	0.31	1.03	2001

APÊNDICE A (conclusão) – Dados e variáveis ambientais dos trechos de riachos selecionados: Grupo de bacia (Paranapanema – P; Grande – G; Paraná – PR), Estado (São Paulo – SP; Paraná – PR), coordenadas geográficas, ordem, altitude, largura média (Larg), profundidade média (Prof), velocidade da água (Veloc) e ano da imagem utilizada no Google Earth Pro (GEP).

	Bacia	Estado	Coordenadas em °	Ordem	Altitude	Larg (m)	Prof (m)	Veloc (m/s)	Ano da imagem (GEP)
S24	G	SP	20° 29' 20.3"S / 47° 45' 46.8"W	2	652	3.87	0.38	1.34	2004
S25	G	SP	20° 15' 24.3"S / 48° 14' 42.4"W	1	513	2.49	0.7	0.54	2003
S26	G	SP	20° 11' 50.4"S / 48° 13' 42.9"W	1	495	2.89	0.65	0	2003
S27	PR	SP	22° 10' 19.9"S / 50° 14' 4.6"W	4	414	2.5	0.2	0.7	2002
S28	PR	SP	21° 50' 4.1"S / 50° 57' 37.0"W	2	384	1.9	0.4	0.5	2002
S29	PR	SP	21° 33' 7.9"S / 51° 49' 58.7"W	3	288	2.2	0.5	0.4	2002
S30	PR	SP	21° 51' 6.4"S / 49° 50' 20.6"W	3	450	2.3	0.3	0.8	2002
S31	PR	SP	21° 43' 57.2"S / 49° 50' 10.7"W	2	450	3.5	0.1	0.3	2002
S32	PR	SP	21° 26' 35.6"S / 50° 34' 42.4"W	1	400	2.7	0.4	0.9	2001
S33	PR	SP	21° 08' 19.6"S / 51° 24' 27.4"W	3	310	3.6	0.5	0.4	2002
S34	PR	SP	21° 24' 47.2"S / 51° 25' 22.9"W	3	310	4	0.1	0.3	2003
S35	PR	SP	21° 27' 07.5"S / 49° 49' 15.4"W	3	400	1.8	0.3	0.4	2006
S36	PR	SP	21° 05' 58.2"S / 49° 48' 22.0"W	1	410	2.2	0.5	0.1	2006
S37	PR	SP	21° 09' 10.8"S / 50° 28' 43.8"W	2	360	2.5	0.3	0.4	2002
S38	PR	SP	20° 48' 44.2"S / 50° 41' 15.7"W	1	350	1.2	0.3	1	2001
S39	PR	SP	20° 38' 33.4"S / 50° 00' 25.0"W	2	460	1.3	0.4	1.9	2002
S40	PR	SP	20° 23' 53.7"S / 50° 16' 37.0"W	2	410	6.9	0.4	0.4	2002
S41	PR	SP	20° 33' 32.9"S / 50° 35' 29.7"W	4	350	2.7	0.4	0.3	2001
S42	PR	SP	20° 32' 46.1"S / 51° 10' 12.6"W	2	370	1.8	0.2	0.1	2001
S43	PR	SP	20° 27' 15.6"S / 51° 03' 54.0"W	3	370	1.4	0.5	0.2	2000

APÊNDICE B – Valores dos atributos funcionais das 78 espécies de peixes estudadas: ecomorfológicos (IC – CF), itens da dieta (peixes – allinv), tamanho padrão (SL), preferência por substrato (SUB) e tática alimentar (TAT). Obtidos de acordo com Tabela 2.

Espécies	IC	AR	IAV	ARP	RAP	CRC	PRO	LRB	OB	CF	Peixes	algas	per	pla	det	autinv	allinv	SL	SUB	TAT
<i>Acestrorhynchus lacustris</i>	1.7842	0.2318	0.4751	0.0405	2.2070	0.3096	0.6995	0.0770	0.6632	5.7771	2	0	0	0	0	1	0	3	0	11
<i>Apareiodon affinis</i>	1.4552	0.2175	0.6287	0.0762	1.8562	0.2243	0.7135	0.0564	0.4992	6.6045	0	1	2	0	1	0	0	3	1	6
<i>Apareiodon ibitiensis</i>	1.4665	0.2213	0.4412	0.1533	1.7167	0.2256	0.5123	0.0340	0.8727	5.4723	0	1	2	0	1	0	0	3	1	6
<i>Apareiodon piracicabae</i>	1.6461	0.2182	0.5386	0.0897	2.1046	0.2510	0.6167	0.0527	1.0299	5.8921	0	1	2	0	1	0	0	3	1	6
<i>Aspidoras fuscoguttatus</i>	1.1017	0.2761	0.4646	0.1644	1.9569	0.2634	0.7598	0.0660	0.7313	3.8056	0	0	0	0	0	2	0	1	0	1
<i>Astyanax bockmanni</i>	3.1032	0.4087	0.5458	0.0525	2.6233	0.2666	0.5818	0.0745	1.5236	4.3194	0	0	0	0	1	1	2	2	0	2
<i>Astyanax fasciatus</i>	2.9316	0.3400	0.5272	0.0423	3.4741	0.2618	0.6144	0.0713	1.5567	5.0409	0	0	0	0	1	1	2	1	0	2
<i>Astyanax lacustris</i>	3.1087	0.4267	0.5319	0.0417	3.6874	0.2401	0.5803	0.0727	1.5520	4.1420	0	0	0	1	1	1	2	2	0	2
<i>Astyanax cf. paranae</i>	2.4969	0.3310	0.5541	0.0587	2.5599	0.2788	0.5850	0.0757	1.6412	4.7750	0	0	0	0	1	1	2	2	0	2
<i>Australoheros cf. tavaresi</i>	2.2698	0.4520	0.4705	0.1128	2.5563	0.3843	0.5763	0.1009	0.1396	3.3406	0	1	0	0	1	1	0	3	0	5
<i>Bryconamericus cf. iheringii</i>	2.2627	0.3275	0.4628	0.1899	1.9220	0.2659	0.4658	0.0704	0.2967	4.5968	0	0	0	0	1	2	0	1	0	2
<i>Bryconamericus stramineus</i>	1.9920	0.2660	0.5684	0.0670	1.6808	0.2282	0.5023	0.0499	0.2304	5.3045	0	0	0	0	1	2	1	1	0	2
<i>Callichthys callichthys</i>	1.0107	0.2290	0.5177	0.1005	1.2827	0.2375	0.7067	0.0810	0.9943	4.3960	0	0	0	0	2	1	0	2	0	1
<i>Cetopsorhamdia iheringi</i>	1.1623	0.1583	0.3745	0.1638	1.4508	0.2541	0.7798	0.0931	0.7605	6.8370	0	0	0	0	0	2	0	1	1	1
<i>Characidium gomesi</i>	1.6068	0.2173	0.6363	0.1795	2.0797	0.2553	0.6489	0.0435	1.2928	5.8564	0	0	0	0	0	2	0	1	1	8
<i>Characidium cf. zebra</i>	1.4973	0.1950	0.5326	0.1539	2.4323	0.2459	0.6521	0.0308	1.0155	6.2870	0	0	0	0	0	2	0	1	1	8
<i>Cichlasoma paranaense</i>	2.2907	0.4764	0.3553	0.1449	2.2714	0.3425	0.6224	0.0833	1.5130	3.1793	0	1	0	0	1	1	0	3	0	5
<i>Corydoras aeneus</i>	1.3218	0.3662	0.3785	0.1499	2.0790	0.2756	0.7121	0.0472	0.7337	3.1426	0	0	0	0	0	2	0	1	0	1
<i>Crenicichla britskii</i>	1.6798	0.2372	0.4830	0.1817	1.7579	0.3368	0.6971	0.1002	2.1841	5.4741	0	0	0	0	0	2	0	3	0	4
<i>Crenicichla haroldoi</i>	1.1623	0.1583	0.3745	0.1638	1.4508	0.3147	0.7798	0.1022	0.5166	6.8370	0	0	0	0	0	2	0	3	0	4
<i>Cyphocharax modestus</i>	2.1817	0.3773	0.5269	0.0338	2.7793	0.2746	0.5448	0.0698	1.4665	3.9194	0	0	0	0	2	0	0	3	0	9
<i>Cyphocharax vanderi</i>	1.9105	0.3551	0.4834	0.0412	3.0759	0.2541	0.5591	0.0668	1.1277	3.8952	0	0	0	0	2	0	0	3	0	9
<i>Eigenmannia virescens</i>	2.5797	0.1389	0.6077	0.0272	2.3901	0.1208	0.6190	0.0273	1.3463	11.5702	0	0	0	0	0	2	1	3	0	4
<i>Geophagus cf. brasiliensis</i>	2.4895	0.4254	0.3385	0.1534	2.3070	0.3267	0.6951	0.0850	1.2899	3.7098	0	0	0	0	1	2	0	3	0	5

APÊNDICE B (continuação) – Valores dos atributos funcionais das 78 espécies de peixes estudadas: ecomorfológicos (IC – CF), itens da dieta (peixes – allinv), tamanho padrão (SL), preferência por substrato (SUB) e tática alimentar (TAT). Obtidos de acordo com Tabela 2.

Espécies	IC	AR	IAV	ARP	RAP	CRC	PRO	LRB	OB	CF	Peixes	algas	per	pla	det	autinv	allinv	SL	SUB	TAT
<i>Gymnocorymbus ternetzi</i>	4.4704	0.5640	0.5778	0.0579	2.5767	0.3171	0.6459	0.0868	0.6807	3.7526	0	0	0	0	0	0	2	1	0	2
<i>Gymnotus cf. inaequilabiatus</i>	1.7807	0.1329	0.5016	0.0204	1.2150	0.1233	0.7157	0.0564	0.6807	10.1577	0	0	0	0	0	2	1	3	0	4
<i>Gymnotus cf. sylvius</i>	1.7914	0.1350	0.5095	0.0225	1.3670	0.1255	0.6529	0.0511	0.8273	9.9254	0	0	0	0	0	2	1	3	0	4
<i>Hasemania cf. hanseni</i>	2.7630	0.3024	0.5170	0.0887	2.6012	0.2584	0.5297	0.0726	0.5829	5.4957	0	0	0	0	0	0	2	1	0	2
<i>Hemigrammus cf. marginatus</i>	2.7235	0.3228	0.4813	0.0403	3.6863	0.2749	0.5212	0.0807	1.7396	5.1299	0	0	0	0	0	0	2	1	0	2
<i>Hisonotus francirochai</i>	0.8025	0.1508	0.6321	0.2170	2.3706	0.2449	0.6846	0.1185	0.1000	5.9682	0	1	2	0	1	0	0	1	0	6
<i>Hisonotus insperatus</i>	0.9674	0.1900	0.5038	0.1782	2.2953	0.2624	0.7378	0.1265	0.1000	5.1826	0	1	2	0	1	0	0	1	0	6
<i>Hoplerethrinus unitaeniatus</i>	1.2772	0.2296	0.4978	0.1018	1.6100	0.2913	0.6071	0.1459	0.5411	4.9226	1	0	0	0	0	1	2	3	0	4
<i>Hoplias cf. malabaricus</i>	1.5814	0.2151	0.4267	0.0887	1.7418	0.3325	0.7236	0.1071	1.9164	5.8491	1	0	0	0	0	1	2	3	0	4
<i>Hypheobrycon anisitsi</i>	2.9710	0.3429	0.5527	0.0461	2.8887	0.2892	0.5787	0.0754	1.6745	5.0579	0	0	0	0	0	0	2	1	0	2
<i>Hypheobrycon bifasciatus</i>	3.5138	0.4050	0.5105	0.0415	2.8975	0.2013	0.6220	0.0786	0.6850	4.6460	0	0	0	0	0	0	2	1	0	2
<i>Hypheobrycon eques</i>	3.2089	0.3962	0.5324	0.0513	2.4435	0.2986	0.5934	0.0829	1.8154	4.5209	0	0	0	0	0	0	2	1	0	2
<i>Hypostomus ancistroides</i>	0.7602	0.2134	0.2619	0.2527	1.9161	0.2200	0.7601	0.0612	0.1000	4.0949	0	1	1	0	2	0	0	2	1	6
<i>Hypostomus cf. iheringii</i>	0.7209	0.2084	0.5711	0.3449	1.9219	0.3277	0.7783	0.1772	0.1000	4.0738	0	1	1	0	2	0	0	2	1	6
<i>Hypostomus nigromaculatus</i>	0.7074	0.2055	0.3409	0.3745	1.8609	0.3218	0.8168	0.1100	0.1000	4.0988	0	1	1	0	2	0	0	2	1	6
<i>Hypostomus regani</i>	0.7580	0.2204	0.5377	0.3248	1.7643	0.3736	0.7393	0.1922	0.1000	3.9504	0	1	1	0	2	0	0	2	1	6
<i>Hypostomus cf. topavae</i>	0.7419	0.2041	0.5018	0.2516	1.8447	0.3114	0.7532	0.1740	0.1000	4.2272	0	1	1	0	2	0	0	2	1	6
<i>Imparfinis mirini</i>	1.2787	0.1751	0.3680	0.1422	1.4913	0.2216	0.7754	0.0766	1.2059	6.4627	0	0	0	0	0	2	0	1	1	1
<i>Imparfinis schubarti</i>	1.2537	0.1621	0.5171	0.1748	1.3198	0.2380	0.7958	0.0807	1.0531	6.9438	0	0	0	0	0	2	0	1	1	1
<i>Knodus cf. moenkhausii</i>	2.3693	0.2892	0.5529	0.0798	2.1136	0.2284	0.6038	0.0715	1.3329	5.3255	0	1	0	1	1	2	1	1	0	2
<i>Leporinus friderici</i>	2.0602	0.2946	0.4935	0.0628	2.4718	0.2910	0.5611	0.0562	1.4024	4.8768	1	0	0	1	0	1	1	3	0	10
<i>Leporinus lacustris</i>	2.0301	0.3390	0.5019	0.0558	2.1266	0.2832	0.5778	0.0578	1.5045	4.2204	0	0	0	0	0	2	0	2	0	10
<i>Leporinus paranaensis</i>	2.0209	0.3068	0.5642	0.0542	2.0832	0.3108	0.5821	0.0595	1.6218	4.6570	0	0	0	1	0	1	1	3	0	10
<i>Lepthoplosternum pectorale</i>	1.2222	0.3119	0.6054	0.0928	1.9089	0.2796	0.5570	0.0890	1.0632	3.5472	0	0	0	0	2	2	0	1	1	1
<i>Leporinus striatus</i>	1.8108	0.2618	0.5214	0.0581	2.4918	0.2454	0.5688	0.0389	1.5516	5.1714	0	1	0	1	0	1	1	3	0	10
<i>Megalechis personata</i>	0.9723	0.2899	0.4209	0.1116	1.9715	0.2435	0.5210	0.1086	0.5166	3.4058	0	0	0	0	0	2	0	2	0	1
<i>Melanorivulus pictus</i>	1.3597	0.2056	0.5984	0.1162	1.8951	0.2896	0.6863	0.0942	1.9806	5.6821	0	0	0	0	1	2	1	1	0	2

APÊNDICE B (conclusão) – Valores dos atributos funcionais das 78 espécies de peixes estudadas: ecomorfológicos (IC – CF), itens da dieta (peixes – allinv), tamanho padrão (SL), preferência por substrato (SUB) e tática alimentar (TAT). Obtidos de acordo com Tabela 2.

Espécies	IC	AR	IAV	ARP	RAP	CRC	PRO	LRB	OB	CF	Peixes	algas	per	pla	det	autinv	allinv	SL	SUB	TAT
<i>Metynnis lippincottianus</i>	4.8581	0.7542	0.5711	0.0279	2.2975	0.3006	0.5299	0.0850	0.6562	2.9228	0	1	0	2	0	0	0	2	0	12
<i>Microglanis garavelloi</i>	1.0872	0.2278	0.4610	0.1646	1.9426	0.2731	0.8003	0.1459	0.5236	4.6145	0	0	0	0	0	2	0	1	1	3
<i>Moenkhausia intermedia</i>	2.8086	0.3499	0.5169	0.0472	2.4600	0.2231	0.5128	0.0552	0.1920	4.8107	0	0	0	0	1	1	2	1	0	2
<i>Moenkhausia sanctaefilomenae</i>	2.7418	0.4107	0.5418	0.0581	2.7044	0.2957	0.6143	0.0919	1.6854	4.0361	0	0	0	0	1	1	2	1	0	2
<i>Neoplecostomus paranensis</i>	0.7271	0.1595	0.4816	0.2027	1.8387	0.2917	0.7640	0.1881	1.5708	5.3661	0	1	1	0	2	0	0	2	1	6
<i>Oligosarcus paranensis</i>	2.5625	0.2936	0.4857	0.0588	2.2651	0.3037	0.5774	0.0774	0.1815	5.4570	0	0	0	0	0	1	1	1	0	2
<i>Oligosarcus pintoii</i>	3.1734	0.3392	0.4932	0.0576	3.0702	0.2870	0.6146	0.0880	1.6124	5.2584	0	0	0	0	0	1	1	1	0	2
<i>Parodon nasus</i>	1.5864	0.2399	0.4695	0.1205	1.7692	0.2251	0.5835	0.0416	0.3108	5.2528	0	1	2	0	1	0	0	3	1	6
<i>Phalloceros harpagos</i>	1.5656	0.2639	0.6436	0.0665	2.4676	0.2581	0.5900	0.0771	2.1807	4.7553	0	0	0	0	1	2	0	1	0	7
<i>Phenacorhamdia tenebrosa</i>	0.9774	0.1187	0.7048	0.0933	1.7577	0.2374	0.8216	0.0871	1.7300	8.4492	0	0	0	0	0	2	0	1	1	1
<i>Piabina argentea</i>	2.0803	0.2636	0.5020	0.0937	1.6358	0.2440	0.6292	0.0628	0.8438	5.4853	0	0	0	0	0	2	1	1	0	2
<i>Pimelodella avanhandavae</i>	1.4610	0.2158	0.5681	0.0969	2.0059	0.2434	0.6615	0.0741	1.0556	5.8762	0	0	0	0	0	2	0	2	1	3
<i>Pimelodella gacilis</i>	1.0955	0.1926	0.5206	0.1106	2.3995	0.2526	0.6835	0.1018	0.2129	5.4384	0	0	0	0	0	2	0	2	1	3
<i>Pimelodus maculatus</i>	1.3555	0.2241	0.4331	0.1081	1.9660	0.2716	0.6800	0.1005	0.3910	5.2087	0	0	0	0	0	2	0	3	0	3
<i>Planaltina britskii</i>	2.5307	0.2421	0.4971	0.0677	2.2755	0.2139	0.5770	0.0564	1.5854	6.5836	0	0	0	0	1	2	1	1	0	2
<i>Pyrrhulina australis</i>	1.8577	0.2606	0.5492	0.0812	2.1352	0.2674	0.6135	0.0784	1.9667	5.2448	0	0	0	0	0	1	2	1	0	7
<i>Rhamdia cf. quelen</i>	1.1587	0.1967	0.3047	0.1243	1.3842	0.2455	0.8211	0.1046	0.9153	5.4801	0	0	0	0	0	2	2	3	0	3
<i>Rineloricaria latirostris</i>	0.5865	0.0996	0.5711	0.2913	1.5790	0.1878	0.8544	0.0965	0.1000	7.7762	0	1	1	0	2	0	0	3	1	6
<i>Rineloricaria pentamaculata</i>	0.5688	0.0996	0.5586	0.2321	1.6453	0.2099	0.8765	0.1025	0.1000	7.5795	0	1	1	0	2	0	0	3	1	6
<i>Satanoperca cf. papaterra</i>	2.4171	0.3861	0.6747	0.1088	3.0786	0.4120	0.7111	0.1149	1.4994	4.0385	0	0	0	0	2	0	0	3	0	5
<i>Serrapinnus heterodon</i>	2.6646	0.2609	0.4947	0.0465	2.8671	0.2416	0.5051	0.0584	1.6320	6.2602	0	1	0	0	2	0	0	1	0	2
<i>Serrapinnus notomelas</i>	3.2296	0.3814	0.4983	0.0346	3.5511	0.2268	0.5648	0.0470	1.4749	4.7187	0	1	0	0	2	0	0	1	0	2
<i>Steindachnerina insculpta</i>	2.1155	0.3122	0.4692	0.0438	3.1626	0.2751	0.5780	0.0681	0.5227	4.6616	0	0	0	0	2	0	0	3	0	9
<i>Sternopygus cf. macrurus</i>	2.1059	0.1396	0.4772	0.0265	1.8307	0.1549	0.6596	0.0293	0.2967	10.4879	0	0	0	0	0	2	1	3	0	4
<i>Tatia neivai</i>	1.2364	0.2398	0.4890	0.1211	2.6464	0.2363	0.4964	0.1462	0.4625	4.6417	0	0	0	0	0	2	1	1	1	3
<i>Trichomycterus cf. brasiliensis</i>	1.2147	0.1640	0.5293	0.0748	1.7556	0.2031	0.7458	0.1134	0.2862	6.7281	0	0	0	0	0	2	0	1	1	1
<i>Trichomycterus davisi</i>	1.0532	0.1318	0.5547	0.0724	1.4565	0.1963	0.8834	0.1186	0.4328	7.8161	0	0	0	0	0	2	0	1	1	1

APÊNDICE C – Parâmetros diagnósticos de modelos testados para explicar variações dos três índices funcionais (MPD, MNTD e FR) em relação às variáveis da largura da faixa ripária florestada e locais. VR – Variável resposta; VEs – variáveis explanatórias; med) immigration probability in logarithmic scale; *s* = termo de suavização para GAMMs; *te* = tensor total de suavização para GAMMs; “med100” e “med500” valores da mediana da largura da faixa ripária florestada na escala de 100 m e 500 m, respectivamente; largura, profundidade e velocidade são as variáveis locais dos riachos.

Fórmula do Modelo (VR ~ VEs)	Adj. R ²	Estimativa	P	Efeitos randômicos (Residual)	Estrutura de Correlação: Range	AIC
FR ~ s(med100) + te(largura) + te(profundidade) + te(velocidade)	0.223	Intercept: 0.778130 Med100: 1.000 Largura: 3.543 Profundidade: 2.219 Velocidade: 1.000	Intercept: <0.001* Med100: 0.5031 Largura: 0.0479 * Profundidade: 0.1715 Velocidade: 0.5494	2.896 x 10 ⁻⁷ (0.058)	Exponential: 9.5900	-86.523
	0.223	Intercept: 0.778130 Med100: 1.000 Largura: 3.543 Profundidade: 2.219 Velocidade: 1.000	Intercept: <0.001* Med100: 0.5031 Largura: 0.0479 * Profundidade: 0.1715 Velocidade: 0.5494	1.321 x 10 ⁻⁷ (0.058)	Gaussian: 1028.312	-86.523
	0.223	Intercept: 0.778130 Med100: 1.000 Largura: 3.543 Profundidade: 2.219 Velocidade: 1.000	Intercept: <0.001* Med100: 0.5031 Largura: 0.0479 * Profundidade: 0.1715 Velocidade: 0.5494	2.586 x 10 ⁻¹¹ (0.058)	Linear: 4329.505	-86.523
	0.223	Intercept: 0.778130 Med100: 1.000 Largura: 3.543 Profundidade: 2.219 Velocidade: 1.000	Intercept: <0.001* Med100: 0.5031 Largura: 0.0479 * Profundidade: 0.1715 Velocidade: 0.5494	6.767 x 10 ⁻⁰⁸ (0.058)	Rational: 0.3231	-86.523
	0.223	Intercept: 0.778130 Med100: 1.000 Largura: 3.543 Profundidade: 2.219 Velocidade: 1.000	Intercept: <0.001* Med100: 0.5031 Largura: 0.0479 * Profundidade: 0.1715 Velocidade: 0.5494	2.251 x 10 ⁻¹¹ (0.058)	Spherical: 4332.764	-86.523

APÊNDICE C (continuação)

Fórmula do Modelo (VR ~ VEs)	Adj. R²	Estimativa	P	Efeitos randômicos (Residual)	Estrutura de Correlação: Range	AIC
<i>FR ~ s(med100) + te(largura) + te(profundidade)</i>	0.227	Intercept: 0.778130 Med100: 1.000 Largura: 3.588 Profundidade: 1.924	Intercept: <0.001* Med100: 0.636 Largura: 0.039 * Profundidade: 0.253	1.026 x 10 ⁻⁶ (0.059)	Exponential: 0.2028	-90.222
	0.227	Intercept: 0.778130 Med100: 1.000 Largura: 3.588 Profundidade: 1.924	Intercept: <0.001* Med100: 0.636 Largura: 0.039 * Profundidade: 0.253	1.274 x 10 ⁻⁶ (0.0589)	Gaussian: 329.9264	-90.222
	0.227	Intercept: 0.778130 Med100: 1.000 Largura: 3.588 Profundidade: 1.924	Intercept: <0.001* Med100: 0.636 Largura: 0.039 * Profundidade: 0.253	5.621 x 10 ⁻¹¹ (0.0589)	Linear: 4329.507	-90.222
	0.227	Intercept: 0.778130 Med100: 1.000 Largura: 3.588 Profundidade: 1.924	Intercept: <0.001* Med100: 0.636 Largura: 0.039 * Profundidade: 0.253	1.1764 x 10 ⁻⁶ (0.0589)	Rational: 0.7156	-90.222
	0.227	Intercept: 0.778130 Med100: 1.000 Largura: 3.588 Profundidade: 1.924	Intercept: <0.001* Med100: 0.636 Largura: 0.039 * Profundidade: 0.253	4.7348 x 10 ⁻¹¹ (0.0589)	Spherical: 4332.879	-90.222
<i>FR ~ s(med100) + te(largura) + te(velocidade)</i>	0.011	Intercept: 0.77813 Med100: 1.000 Largura: 1.054 velocidade:1.000	Intercept: <0.001* Med100: 0.807 Largura: 0.101 velocidade: 0.507	1.5562 x 10 ⁻⁵ (0.0668)	Exponential: 36.06921	-90.566
	0.011	Intercept: 0.77813 Med100: 1.000 Largura: 1.054 velocidade:1.000	Intercept: <0.001* Med100: 0.807 Largura: 0.101 velocidade: 0.507	2.589 x 10 ⁻⁵ (0.0668)	Gaussian:	-90.566

APÊNDICE C (continuação)

Fórmula do Modelo (VR ~ VEs)	Adj. R²	Estimativa	P	Efeitos randômicos (Residual)	Estrutura de Correlação: Range	AIC
	----	----	----	----	Linear: FC	----
	0.011	Intercept: 0.77813 Med100: 1.000 Largura: 1.054 velocidade:1.000	Intercept: <0.001* Med100: 0.807 Largura: 0.101 velocidade: 0.507	4.4852 x 10 ⁻⁵ (0.0668)	Rational: 17.45994	-90.566
	0.0085	Intercept: 0.77834 Med100: 1.00 Largura: 1.00 velocidade:1.00	Intercept: <0.001* Med100: 0.8159 Largura: 0.0997 velocidade: 0.4914	7.5407 x 10 ⁻¹¹ (0.0668)	Spherical: 7152.894	-90.629
	0.0249	Intercept: 77832 Med100: 1.000 Profundidade: 1.258 Velocidade: 1.870	Intercept: <0.001* Med100: 0.749 Profundidade: 0.358 Velocidade: 0.256	1.5267 x 10 ⁻⁶ (0.0664)	Exponential: NC Gaussian: 3248.136	----
<i>FR ~ s(med100) + te(profundidade) + te(velocidade)</i>	0.0255	Intercept: 0.778 Med100: 1.000 Profundidade: 1.262 Velocidade: 1.877	Intercept: <0.001* Med100: 0.741 Profundidade: 0.348 Velocidade: 0.253	2.0456 x 10 ⁻⁶ (0.0664)	Linear: FC Rational: 0.01219	----
	0.025	Intercept: 0.778 Med100: 1.000 Profundidade: 1.258 Velocidade: 1.871	Intercept: <0.001* Med100: 0.750 Profundidade: 0.359 Velocidade: 0.255	1.3569 x 10 ⁻⁶ (0.0663)	Spherical: 7094.873	-89.420
<i>FR ~ s(med100) + te(largura)</i>	0.0417	Intercept: 0.778 Med100: 1.000 Largura: 1.412	Intercept: <0.001* Med100: 0.723 Largura: 0.122	4.5775 x 10 ⁻²⁹ (0.0667)	Exponential: 9.898 x 10 ⁻¹¹	-94.177

APÊNDICE C (continuação)

Fórmula do Modelo (VR ~ VEs)	Adj. R ²	Estimativa	P	Efeitos randômicos (Residual)	Estrutura de Correlação: Range	AIC
	0.0417	Intercept: 0.778 Med100: 1.000 Largura: 1.412	Intercept: <0.001* Med100: 0.723 Largura: 0.122	3.4366 x 10 ⁻⁹ (0.0667)	Gaussian: 172.4391	-94.177
	----	----	----	----	Linear: FC	----
	0.0417	Intercept: 0.778 Med100: 1.000 Largura: 1.412	Intercept: <0.001* Med100: 0.723 Largura: 0.122	3.8185 x 10 ⁻⁷	Rational: 0.412528	-94.177
	----	----	----	----	Spherical: NC	----
FR ~ s(med100) + te(profundidade)	-0.0322	Intercept: 0.77813 Med100:1.000 Profundidade: 1.000	Intercept: <0.001* Med100: 0.775 Profundidade: 0.400	3.8058 x 10 ⁻⁸ (0.0691)	Exponential: 29.58077	-91.745
	-0.0322	Intercept: 0.77837 Med100: 1.000 Profundidade:1.000	Intercept: <0.001* Med100: 0.785 Profundidade: 0.411	2.7201 x 10 ⁻⁸ (0.0691)	Gaussian: 3446.06	-91.782
	----	----	----	----	Linear: FC	----
	-0.0322	Intercept: 0.77813 Med100:1.000 Profundidade: 1.000	Intercept: <0.001* Med100: 0.775 Profundidade: 0.400	1.0685 x 10 ⁻⁹ (0.0691)	Rational: 0.9090963	-91.745
	-0.0322	Intercept: 0.77837 Med100: 1.000 Profundidade:1.000	Intercept: <0.001* Med100: 0.785 Profundidade: 0.412	1.0514 x10 ⁻¹¹ (0.0691)	Spherical: 7172.091	-91.819
	----	----	----	----	----	----
FR ~ s(med100) + te(velocidade)	0.0097	Intercept: 0.77818 Med100: 1.000 Velocidade: 1.785	Intercept: <0.001* Med100: 0.940 Velocidade: 0.347	1.3578 x10 ⁻⁶ (0.0677)	Exponential: 1219.48	-92.258
	0.0091	Intercept: 0.7785 Med100: 1.000 Velocidade: 1.774	Intercept: <0.001* Med100: 0.936 Velocidade: 0.350	1.3925 x10 ⁻⁶ (0.0677)	Gaussian: 3546.636	-92.331
	----	----	----	----	Linear: FC	----
	0.0098	Intercept: 0.77813 Med100: 1.000 Velocidade: 1.787	Intercept: <0.001* Med100: 0.941 Velocidade: 0.346	1.1907 x10 ⁻⁶ (0.0677)	Rational: 0.4880201	-92.253
	0.0093	Intercept: 0.77843 Med100: 1.000 Velocidade: 1.787	Intercept: <0.001* Med100: 0.935 Velocidade: 0.347	6.3847 x 10 ⁻⁵ (0.067)	Spherical: 7219.476	-92.375

APÊNDICE C (continuação)

Fórmula do Modelo (VR _ VEs)	Adj. R ²	Estimativa	P	Efeitos randômicos (Residual)	Estrutura de Correlação: Range	AIC
FR ~ s(med100)	-0.0244	Intercept: 0.778 Med100: 1.000	Intercept: <0.001* Med100: 0.984	8.5694 x 10 ⁻⁶ (0.0697)	Exponential: 1239.575	-95.016
	-0.0244	Intercept: 0.778 Med100: 1.000	Intercept: <0.001* Med100: 0.991	1.2479 x 10 ⁻⁶ (0.0697)	Gaussian: 3652.954	-95.084
	----	----	----	----	Linear: FC	----
	-0.0244	Intercept: 0.778 Med100: 1.000	Intercept: <0.001* Med100: 0.983	7.5637 x 10 ⁻¹⁰ (0.0697)	Rational: 0.62865	-95.011
	-0.0244	Intercept: 0.778 Med100: 1.000	Intercept: <0.001* Med100: 0.99	1.8771 x 10 ⁻⁷ (0.0697)	Spherical: 7269.447	-95.121
MPD ~ s(med100) + te(largura) + te(profundidade) + te(velocidade)	----	----	----	----	Exponential: SC	----
	-0.0989	Intercept: 0.559065 Med100:1.000 Largura: 1.000 Profundidade:1.000 Velocidade: 2.071	Intercept: <0.001* Med100: 0.426 Largura: 0.583 Profundidade: 0.822 Velocidade: 0.280	0.01536 (0.0265)	Gaussian: 11493.79	-161.606
	----	----	----	----	Linear: FC	----
	-0.096	Intercept: 0.55888 Med100: 1.000 Largura: 1.000 Profundidade:1.000 Velocidade: 1.946	Intercept: <0.001* Med100: 0.481 Largura: 0.555 Profundidade: 0.876 Velocidade: 0.402	0.01523415 (0.02673)	Rational: 7024.026	-160.415
	-0.098	Intercept: Med100: 1.000 Largura: 1.000 Profundidade:1.000 Velocidade:2.081	Intercept: <0.001* Med100: 0.418 Largura: 0.574 Profundidade: 0.814 Velocidade: 0.332	0.01546836 (0.0262)	Spherical: 23538.95	-161.285
MPD ~ s(med100) + te(largura) + te(profundidade)	-0.0681	Intercept: 0.559118 Med100: 1.000 Largura: 1.000 Profundidade:1.000	Intercept: <0.001* Med100: 0.524 Largura: 0.427 Profundidade: 0.683	0.0142897 (0.0271)	Exponential: 4621.463	-163.835

APÊNDICE C (continuação)

Fórmula do Modelo (VR ~ VEs)	Adj. R²	Estimativa	P	Efeitos randômicos (Residual)	Estrutura de Correlação: Range	AIC
	-0.0675	Intercept: 0.558959 Med100: 1.000 Largura: 1.000 Profundidade: 1.000	Intercept: <0.001* Med100: 0.524 Largura: 0.466 Profundidade: 0.685	0.01415494 (0.0274)	Gaussian: 9529.85	-164.444
	----	----	----	-----	Linear: FC	----
	-0.068	Intercept: 0.558929 Med100: 1.000 Largura: 1.000 Profundidade: 1.000	Intercept: <0.001* Med100: 0.546 Largura: 0.438 Profundidade: 0.726	0.0142124 (0.0273)	Rational: 4903.365	-163.758
	-0.0674	Intercept: 0.559044 Med100: 1.000 Largura: 1.000 Profundidade: 1.000	Intercept: <0.001* Med100: 0.515 Largura: 0.475 Profundidade: 0.700	0.01421797 (0.0273)	Spherical: 22520.11	-164.249
	-0.0688	Intercept: 0.559217 Med100: 1.000 Largura: 1.000 velocidade: 1.98	Intercept: <0.001* Med100: 0.469 Largura: 0.550 velocidade: 0.411	0.01538299 (0.0263)	Exponential: 6176.237	-164.336
	-0.0721	Intercept: 0.55911 Med100: 1.000 Largura: 1.000 velocidade: 2.092	Intercept: <0.001* Med100: 0.442 Largura: 0.588 velocidade: 0.263	0.01544004 (0.0265)	Gaussian: 11678.24	-165.555
<i>MPD ~ s(med100) + te(largura) + te(velocidade)</i>	----	----	----	-----	Linear: FC	----
	-0.0691	Intercept: 0.55890 Med100: 1.000 Largura: 1.000 velocidade: 1.97	Intercept: <0.001* Med100: 0.491 Largura: 0.560 velocidade: 0.377	0.01529636 (0.0267)	Rational: 7350.844	-164.392
	-0.071	Intercept: 0.55923 Med100: 1.000 Largura: 1.000 velocidade: 2.105	Intercept: <0.001* Med100: 0.435 Largura: 0.578 velocidade: 0.317	0.01555123 (0.0262)	Spherical: 23694.99	-165.223

APÊNDICE C (continuação)

Fórmula do Modelo (VR ~ VEs)	Adj. R²	Estimativa	P	Efeitos randômicos (Residual)	Estrutura de Correlação: Range	AIC
<i>MPD ~ s(med100) + te(profundidade) + te(velocidade)</i>	-0.0661	Intercept: 0.559142 Med100:1.000 Profundidade: 1.000 Velocidade: 2.056	Intercept: <0.001* Med100: 0.487 Profundidade: 0.823 Velocidade: 0.370	0.01515061 (0.0264)	Exponential: 6512.087	-164.032
	-0.0695	Intercept: 0.559016 Med100:1.000 Profundidade: 1.000 Velocidade: 2.114	Intercept: <0.001* Med100: 0.465 Profundidade: 0.834 Velocidade: 0.249	0.01511458 (0.0266)	Gaussian: 11960.25	-165.305
	----	----	----	----	Linear: NC	----
	-0.0669	Intercept: 0.558813 Med100: 1.000 Profundidade: 1.000 Velocidade: 2.037	Intercept: <0.001* Med100: 0.523 Profundidade: 0.900 Velocidade: 0.335	0.01504278 (0.0269)	Rational: 7680.169	-164.069
	-0.0684	Intercept: 0.559144 Med100: 1.000 Profundidade: 1.000 Velocidade: 2.141	Intercept: <0.001* Med100: 0.455 Profundidade: 0.824 Velocidade: 0.297	0.01525208 (0.0263)	Spherical: 23992.51	-164.966
<i>MPD ~ s(med100) + te(largura)</i>	-0.045	Intercept: 0.559150 Med100: 1.000 Largura: 1.000	Intercept: <0.001* Med100: 0.583 Largura: 0.435	0.01431671 (0.0271)	Exponential: 5028.226	-167.665
	-0.0445	Intercept: 0.559031 Med100:1.000 Largura: 1.000	Intercept: <0.001* Med100: 0.582 Largura: 0.470	0.01422286 (0.0274)	Gaussian: 9738.631	-168.275
	----	----	----	----	Linear: FC	----
	-0.0447	Intercept: 0.5589 Med100:1.000 Largura:1.000	Intercept: <0.001* Med100: 0.599 Largura: 0.446	0.01424167 (0.0274)	Rational: 5573.067	-167.637
	-0.0444	Intercept: 0.559115 Med100: 1.000 Largura: 1.000	Intercept: <0.001* Med100: 0.568 Largura: 0.478	0.01428961 (0.0273)	Spherical: 22810.17	-168.096
<i>MPD ~ s(med100) + te(profundidade)</i>	-0.0442	Intercept: 0.559005 Med100: 1.000 Profundidade: 1.000	Intercept: <0.001* Med100: 0.600 Profundidade: 0.702	0.01386165 (0.0274)	Exponential: 5802.907	-167.206

APÊNDICE C (continuação)

Fórmula do Modelo (VR ~ VEs)	Adj. R²	Estimativa	P	Efeitos randômicos (Residual)	Estrutura de Correlação: Range	AIC
	-0.0442	Intercept: 0.558890 Med100:1.000 Profundidade:1.000	Intercept: <0.001* Med100: 0.588 Profundidade: 0.694	0.01374908 (0.027)		-167.922
	----	----	----	----		----
	-0.0442	Intercept: 0.558772 Med100: 1.000 Profundidade: 1.000	Intercept: <0.001* Med100: 0.626 Profundidade: 0.704	0.01376299 (0.0277)		-167.160
	-0.0443	Intercept: 0.558974 Med100: 1.000 Profundidade: 1.000	Intercept: <0.001* Med100: 0.579 Profundidade: 0.704	0.01380794 (0.0275)		-167.738
	-0.0405	Intercept: 0.559162 Med100: 1.000 Velocidade: 2.083	Intercept: <0.001* Med100: 0.506 Velocidade: 0.352	0.01522831 (0.0264)		-167.983
MPD ~ s(med100) + te(velocidade)	-0.0438	Intercept: 0.559058 Med100:1.000 Velocidade:2.131	Intercept: <0.001* Med100: 0.481 Velocidade: 0.235	0.01519035 (0.0266)		-169.261
	----	----	----	----		----
	-0.0409	Intercept: 0.558825 Med100: 1.000 Velocidade: 2.051	Intercept: <0.001* Med100: 0.530 Velocidade:0.321	0.01509161 (0.0269)		-168.054
	-0.0427	Intercept: 0.559189 Med100: 1.000 Velocidade: 2.161	Intercept: <0.001* Med100: 0.473 Velocidade: 0.283	0.01533137 (0.0263)	Spherical: 24114.18	-168.916
	-0.022	Intercept: 0.559027 Med100:1.000	Intercept: <0.001* Med100:0.661	0.01390367 (0.0274)	Exponential: 6341.014	-171.058
	-0.0221	Intercept: 0.55896 Med100: 1.000	Intercept: <0.001* Med100: 0.649	0.01382566 (0.0277)	Gaussian: 10585.21	-171.763
MPD ~ s(med100)	----	----	----	----	Linear: FC	----
	-0.0219	Intercept: 0.558791 Med100: 1.000	Intercept: <0.001* Med100: 0.678	0.01381105 (0.0278)	Rational: 6531.969	-171.057
	-0.0221	Intercept: 0.55905 Med100: 1.000	Intercept: <0.001* Med100:0.637	0.01388569 (0.0276)	Spherical: 23743.01	-171.589

APÊNDICE C (continuação)

Fórmula do Modelo (VR ~ VEs)	Adj. R ²	Estimativa	P	Efeitos randômicos (Residual)	Estrutura de Correlação: Range	AIC
<i>MNTD</i> ~ <i>s</i> (med100) + <i>te</i> (largura) + <i>te</i> (profundidade) + <i>te</i> (velocidade)	0.239	Intercept: 0.32502 Med100:1.000 Largura: 3.556 Profundidade: 2.515 Velocidade: 1.000	Intercept: <0.001* Med100: 0.0197 * Largura: 0.1761 Profundidade: 0.0639. Velocidade: 0.6566	6.2162 x10 ⁻⁷ (0.0678)	Exponential: 832.7454	-72.3081
	0.239	Intercept: 0.32484 Med100:1.000 Largura: 3.556 Profundidade: 2.514 Velocidade: 1.000	Intercept: <0.001* Med100: 0.0199 * Largura: 0.1798 Profundidade: 0.0646 . Velocidade: 0.6474	6.6928 x10 ⁻⁷ (0.0678)	Gaussian:2815.886	-72.3487
	----	----	----	----	Linear: FC	----
	0.239	Intercept: 0.32503 Med100: 1.000 Largura: 3.556 Profundidade: 2.515 Velocidade:1.000	Intercept: <0.001* Med100: 0.0197 * Largura: 0.1759 Profundidade: 0.0638 . Velocidade: 0.6572	1.5327 x10 ⁻⁶ (0.0678)	Rational: 0.246738	-72.3066
	0.239	Intercept: 0.3247 Med100:1.000 Largura: 3.556 Profundidade: 2.514 Velocidade: 1.000	Intercept: <0.001* Med100: 0.0200 * Largura: 0.1826 Profundidade: 0.0651 . Velocidade: 0.6413	1.5438 x10 ⁻⁶ (0.0678)	Spherical: 6904.66	-72.4362
<i>MNTD</i> ~ <i>s</i> (med100) + <i>te</i> (largura) + <i>te</i> (profundidade)	0.256	Intercept: 0.3250 Med100: 1.000 Largura: 3.600 Profundidade:2.447	Intercept: <0.001* Med100: 0.0225 * Largura: 0.1430 Profundidade: 0.0658 .	1.6034 x10 ⁻⁶ (0.0680)	Exponential: 12.70678	-76.123

APÊNDICE C (continuação)

Fórmula do Modelo (VR ~ VEs)	Adj. R²	Estimativa	P	Efeitos randômicos (Residual)	Estrutura de Correlação: Range	AIC
	0.256	Intercept: 0.32487 Med100: 1.000 Largura: 3.600 Profundidade:2.444	Intercept: <0.001* Med100: 0.0228 * Largura: 0.1447 Profundidade: 0.0675 .	1.5849 x10 ⁻⁶ (0.0680)	Gaussian: 2739.097	-76.1543
	----	----	----	----	Linear: FC	----
	0.256	Intercept: 0.3250 Med100:1.000 Largura: 3.600 Profundidade:2.447	Intercept: <0.001* Med100: 0.0225 * Largura: 0.1430 Profundidade: 0.0658 .	8.4676 x10 ⁻⁷ (0.0680)	Rational: 0.1439671	-76.123
	0.256	Intercept: 0.32470 Med100:1.000 Largura: 3.601 Profundidade: 2.441	Intercept: <0.001* Med100: 0.0231 * Largura: 0.1465 Profundidade: 0.0691 .	1.6827 x10 ⁻⁶ (0.0680)	Spherical: 6886.659	-76.2335
	-0.0018	Intercept: 0.32503 Med100: 1.000 Largura: 1.000 Velocidade:1.000	Intercept: <0.001* Med100: 0.260 Largura: 0.253 velocidade: 0.958	1.02499 x10 ⁻⁷ (0.0792)	Exponential: 18.37676	-75.9639
MNTD ~ s(med100) + te(largura) + te(velocidade)	-0.0018	Intercept: 0.32466 Med100:1.000 Largura: 1.000 velocidade:1.000	Intercept: <0.001* Med100: 0.263 Largura: 0.263 velocidade:0.940	5.5514 x10 ⁻⁹ (0.0792)	Gaussian: 3199.563	-76.0459
	----	----	----	----	Linear: FC	----
	----	----	----	----	Spherical: SC	----
	-0.0018	Intercept: 0.32462 Med100:1.000 Largura: 1.000 velocidade:1.000	Intercept: <0.001* Med100: 0.262 Largura: 0.265 velocidade: 0.940	1.2592 x10 ⁻⁸ (0.0791)	Spherical: 7058.043	-76.1309
MNTD ~ s(med100) + te(profundidade) + te(velocidade)	0.129	Intercept: 0.32503 Med100: 1.000 Profundidade: 2.132 Velocidade: 1.938	Intercept: <0.001* Med100: 0.0599 . Profundidade: 0.1148 Velocidade:0.2625	1.8774 x10 ⁻⁶ (0.0739)	Exponential: 26.07381	-77.9397

APÊNDICE C (continuação)

Fórmula do Modelo (VR ~ VEs)	Adj. R²	Estimativa	P	Efeitos randômicos (Residual)	Estrutura de Correlação: Range	AIC
	0.128	Intercept: 0.32475 Med100:1.000 Profundidade: 2.134 Velocidade: 1.928	Intercept: <0.001* Med100: 0.0611 . Profundidade: 0.1163 Velocidade: 0.2664	1.9716 x10 ⁻⁶ (0.0739)	Gaussian: 3025.187	-78.0101
	----	----	----	-----	Linear: FC	----
	0.129	Intercept: 0.32503 Med100: 1.000 Profundidade: 2.132 Velocidade: 1.938	Intercept: <0.001* Med100: 0.0599 . Profundidade: 0.1147 Velocidade:0.2625	3.5591 x10 ⁻⁷ (0.0739)	Rational: 0.197031	-77.9397
	0.128	Intercept: 0.32466 Med100: 1.000 Profundidade: 2.136 Velocidade: 1.925	Intercept: <0.001* Med100: 0.0615 . Profundidade: 0.1165 Velocidade: 0.2661	1.8654 x10 ⁻⁶ (0.0738)	Spherical: 6984.501	-78.1134
	0.0232	Intercept: 0.32503 Med100: 1.000 Largura: 1.000	Intercept: <0.001* Med100: 0.261 Largura: 0.249	8.7676 x10 ⁻⁷ (0.0792)	Exponential: 1.372958	-79.9611
	0.0232	Intercept: 0.32503 Med100: Largura:	Intercept: <0.001* Med100: 0.261 Largura: 0.249	4.0071 x10 ⁻⁶ (0.0792)	Gaussian: 728.5216	-79.9611
MNTD ~ s(med100) + te(largura)	----	----	----	-----	Linear: FC	----
	0.0232	Intercept: 0.32503 Med100: 1.000 Largura:1.000	Intercept: <0.001* Med100: 0.261 Largura: 0.249	1.8861 x10 ⁻⁶ (0.0793)	Rational: 3.5946 x10 ⁻³	-79.9611
	0.0232	Intercept: 0.32463 Med100: 1.000 Largura: 1.000	Intercept: <0.001* Med100: 0.263 Largura: 0.260	5.6074 x10 ⁻⁸ (0.0791)	Spherical: 7050.783	-80.1251
	0.0758	Intercept: 0.3250 Med100: 1.000 Profundidade: 2.028	Intercept: <0.001* Med100: 0.0708 Profundidade: 0.1792	3.3487 x10 ⁻⁶ (0.0771)	Exponential: 27.78547	-80.3117
MNTD ~ s(med100) + te(profundidade)	0.0756	Intercept: 0.32472 Med100: 1.000 Profundidade: 2.024	Intercept: <0.001* Med100: 0.0734 Profundidade: 0.1843	3.3064 x10 ⁻⁶ (0.0771)	Gaussian: 3088.391	-80.3871
	----	----	----	-----	Linear: FC	----

APÊNDICE C (continuação)

Fórmula do Modelo (VR ~ VEs)	Adj. R²	Estimativa	P	Efeitos randômicos (Residual)	Estrutura de Correlação: Range	AIC
	0.0758	Intercept: 0.3250 Med100: 1.000 Profundidade: 2.028	Intercept: <0.001* Med100: 0.0708 Profundidade: 0.1792	3.7661 x10 ⁻⁶ (0.0771)	Rational: 0.06864113	-80.3117
	0.0756	Intercept: 0.32464 Med100: 1.000 Profundidade: 2.026	Intercept: <0.001* Med100: 0.0739 Profundidade: 0.1848	2.7346 x10 ⁻⁶ (0.0770)	Spherical: 7009.589	-80.485
	0.0533	Intercept: 0.227 Med100: 1.000 Velocidade: 1.997	Intercept: <0.001* Med100: 0.227 Velocidade: 0.345	4.306565 x10 ⁻³ (0.0779)	Exponential: 170.6009	-79.5696
	0.0528	Intercept: 0.32468 Med100: 1.000 Velocidade: 1.99	Intercept: <0.001* Med100: 0.230 Velocidade: 0.351	2.570465 x10 ⁻³ (0.0779)	Gaussian: 3147.913	-79.6660
MNTD ~ s(med100) + te(velocidade)	----	----	----	-----	Linear: FC	----
	0.0533	Intercept: 0.32511 Med100: 1.000 Velocidade: 1.997	Intercept: <0.001* Med100: 0.227 Velocidade: 0.345	4.30545 x10 ⁻³ (0.0779)	Rational: 0.2434556	-79.5696
	0.0528	Intercept: 0.32461 Med100: 1.00 Velocidade: 1.99	Intercept: <0.001* Med100: 0.230 Velocidade: 0.349	2197016 x10 ⁻³ (0.0778)	Spherical: 7031.096	-79.7723
	0.016	Intercept: 0.32526 Med100: 1.000	Intercept: <0.001* Med100: 0.2	7.9224 x10 ⁻³ (0.0801)	Exponential: 20.31185	-82.6134
	0.016	Intercept: 0.32453 Med100: 1.000	Intercept: <0.001* Med100: 0.201	2.636 x10 ⁻⁴ (0.0804)	Gaussian: 3331.404	-82.716
MNTD ~ s(med100)	----	----	----	-----	Linear: FC	----
	0.016	Intercept: 0.32526 Med100: 1.000	Intercept: <0.001* Med100: 0.2	7.9223 x10 ⁻³ (0.0801)	Rational: 0.7071998	-82.6134
	0.016	Intercept: 0.32472 Med100: 1.000	Intercept: <0.001* Med100: 0.202	6.7238 x 10 ⁻³ (0.0801)	Spherical: 7096.685	-82.8257
	----	----	----	-----	Linear: FC	----

APÊNDICE C (continuação)

Fórmula do Modelo (VR ~ VEs)	Adj. R²	Estimativa	P	Efeitos randômicos (Residual)	Estrutura de Correlação: Range	AIC
	0.0317	Intercept: 1.88736 Med100:1.000 Velocidade: 1.394	Intercept: <0.001 Med100: 0.769 Velocidade: 0.151	1.1592 x 10 ⁻⁸ (0.5724)	Rational 1.448545	90.59948
	0.0308	Intercept: 1.8928 Med100: 1.000 Velocidade: 1.375	Intercept: <0.001 Med100: 0.755 Velocidade: 0.139	1.5883 x 10 ⁻⁵ (0.5698)	Spherical: 7206.784	90.1440
	----	----	----	-----	Exponencial: SC	----
FR ~ s(med500) + te(largura) + te(profundidade) + te(velocidade)	0.167	Intercept: 0.77813 Med500: 1.000 Largura: 1.828 Profundidade: 1.000 Velocidade:1.000	Intercept: <0.001* Med500: 0.0121 * Largura: 0.0435 * Profundidade:0.9797 Velocidade: 0.6102	1.234 x 10 ⁻⁸ (0.0605)	Gaussian: 34.15681	-93.5214
	----	----	----	-----	Linear: FC	----
	----	----	----	-----	Rational: SC	----
	0.166	Intercept: 0.778306 Med500: 1.000 Largura: 1.828 Profundidade: 1.000 Velocidade:1.000	Intercept: <0.001* Med500: 0.0121 * Largura: 0.0474 * Profundidade: 0.9921 Velocidade: 0.6002	4.278 x 10 ⁻¹² (0.0606)	Spherical: 7057.173	-93.5672
	0.187	Intercept: 0.778130 Med500: 1.000 Largura: 1.932 Profundidade:1.000	Intercept: <0.001* Med500: 0.0115 * Largura: 0.0298 * Profundidade: 0.9879	5.9133 x 10 ⁻⁸ (0.0606)	Exponential: 7.563932	-97.2636
FR ~ s(med500) + te(largura) + te(profundidade)	0.187	Intercept: 0.778130 Med500: 1.000 Largura: 1.932 Profundidade:1.000	Intercept: <0.001* Med500: 0.0115 * Largura: 0.0298 * Profundidade: 0.9879	7.8023 x 10 ⁻⁸ (0.0606)	Gaussian: 205.7885	-97.2636
	----	----	----	-----	Linear: FC	----
	----	----	----	-----	Rational: SC	----
	----	----	----	-----	Spherical: NC	----

APÊNDICE C (continuação)

Fórmula do Modelo (VR ~ VEs)	Adj. R²	Estimativa	P	Efeitos randômicos (Residual)	Estrutura de Correlação: Range	AIC
FR ~ s(med500) + te(largura) + te(velocidade)	0.189	Intercept: 0.778130 Med500: 1.000 Largura: 1.831 velocidade:1.000	Intercept: <0.001* Med500: 0.00757 ** Largura: 0.04304 * velocidade: 0.61043	5.2065 x10 ⁻⁷ (0.0605)	Exponential: 26.30892	-97.5207
	0.189	Intercept: 0.778130 Med500: 1.000 Largura: 1.831 velocidade:1.000	Intercept: <0.001* Med500: 0.00757 ** Largura: 0.04304 * velocidade: 0.61043	6.7660 x10 ⁻⁷ (0.0605)	Gaussian: 205.8766	-97.5207
	----	----	----	----	Linear: FC	----
	0.189	Intercept: 0.778130 Med500: 1.000 Largura: 1.831 velocidade:1.000	Intercept: <0.001* Med500: 0.00757 ** Largura: 0.04304 * velocidade: 0.61043	6.6507 x 10 ⁻⁸ (0.0605)	Rational: 1.411743	-97.5207
	0.188	Intercept: 0.778306 Med500: 1.000 Largura: 1.815 velocidade:1.000	Intercept: <0.001* Med500: 0.0076 ** Largura: 0.0470 * velocidade: 0.6002	5.8707 x10 ⁻¹⁰ (0.0606)	Spherical: 7057.519	-97.5671
FR ~ s(med500) + te(profundidade) + te(velocidade)	0.0916	Intercept: 0.778219 Med500: 1.000 Profundidade: 1.000 Velocidade: 1.836	Intercept: <0.001* Med500: 0.0584 . Profundidade: 0.7735 Velocidade: 0.2738	1.1057 x10 ⁻⁷ (0.0640)	Exponential: 1394.77	-92.9747
	0.0907	Intercept: 0.778542 Med500: 1.000 Profundidade: 1.000 Velocidade: 1.821	Intercept: <0.001* Med500: 0.056 . Profundidade: 0.798 Velocidade: 0.279	1.1999 x10 ⁻⁷ (0.0640)	Gaussian: 3642.257	-93.0795
	----	----	----	----	Linear: FC	----

APÊNDICE C (continuação)

Fórmula do Modelo (VR ~ VEs)	Adj. R ²	Estimativa	P	Efeitos randômicos (Residual)	Estrutura de Correlação: Range	AIC
	0.0918	Intercept: 0.778130 Med500: 1.000 Profundidade: 1.000 Velocidade: 1.841	Intercept: <0.001* Med500: 0.059 . Profundidade: 0.767 Velocidade: 0.272	5.40195 x10 ⁻⁹ (0.0640)	Rational: 8.743794	-92.962
	0.0911	Intercept: 0.77848 Med500: 1.000 Profundidade: 1.000 Velocidade:1.828	Intercept: <0.001* Med500: 0.0561 Profundidade: 0.7955 Velocidade: 0.2756	1.4666 x10 ⁻⁷ (0.0639)	Spherical: 7280.379	-93.1265
	0.208	Intercept: 0.778130 Med500: 1.000 Largura: 1.935	Intercept: <0.001* Med500: 0.00723 ** Largura: 0.02925 *	9.0465 x10 ⁻⁷ (0.0606)	Exponential: 4.386402	-101.263
	0.208	Intercept: 0.77821 Med500:1.000 Largura: 1.931	Intercept: <0.001* Med500: 0.00723 ** Largura: 0.03056 *	9.5376 x 10 ⁻⁷ (0.0606)	Gaussian: 2816.211	-101.267
**FR ~ s(med500) + te(largura)	----	----	----	----	Linear: FC	----
	0.208	Intercept: 0.778130 Med500:1.000 Largura: 1.935	Intercept: <0.001* Med500: 0.00723 ** Largura: 0.02925 *	1.3393 x 10 ⁻⁷ (0.0606)	Rational: 0.5556444	-101.263
	0.208	Intercept: 0.778264 Med500: 1.000 Largura: 1.926	Intercept: <0.001* Med500: 0.00725 ** Largura: 0.03186 *	1.2286 x10 ⁻¹⁰ (0.0606)	Spherical: 6989.077	-101.295
	0.0509	Intercept: 0.77825 Med500: 1.000 Profundidade: 1.000	Intercept: <0.001* Med500: 0.0585 . Profundidade: 0.9203	4.1679 x10 ⁻⁸ (0.0663)	Exponential: 1527.994	-95.3685
FR ~ s(med500) + te(profundidade)	0.0508	Intercept: 0.77858 Med500: 1.000 Profundidade:1.000	Intercept: <0.001* Med500: 0.0564 . Profundidade: 0.9424	1.6672 x 10 ⁻⁸ (0.0662)	Gaussian: 3793.32	-95.4790
	----	----	----	----	Linear: FC	----

APÊNDICE C (continuação)

Fórmula do Modelo (VR ~ VEs)	Adj. R²	Estimativa	P	Efeitos randômicos (Residual)	Estrutura de Correlação: Range	AIC
	0.0508	Intercept: 0.77869 Med500:1.000 Profundidade: 1.000	Intercept: <0.001* Med500: 0.0564 . Profundidade: 0.9257	6.1336 x10 ⁻⁸ (0.0663)	Rational: 2693.325	-95.3871
	0.0508	Intercept: 0.77850 Med500: 1.000 Profundidade: 1.000	Intercept:<0.001* Med500: 0.0565 . Profundidade: 0.9393	4.0397 x10 ⁻⁷ (0.0662)	Spherical: 7371.459	-95.5136
	0.111	Intercept: 0.778246 Med500:1.000 Velocidade: 1.805	Intercept:<0.001* Med500: 0.0346 * Velocidade: 0.2937	1.2431 x10 ⁻⁶ (0.0641)	Exponential: 1506.73	-96.8913
	0.11	Intercept: 0.778580 Med500: 1.000 Velocidade: 1.792	Intercept:<0.001* Med500: 0.0336 * Velocidade: 0.2966	1.2607 x10 ⁻⁶ (0.0641)	Gaussian: 3710.57	-97.0138
FR ~ s(med500) + te(velocidade)	----	----	----	----	Linear: FC	----
	0.111	Intercept: 0.77820 Med500: 1.000 Velocidade: 1.805	Intercept:<0.001* Med500: 0.0347 * Velocidade: 0.2947	1.2562 x10 ⁻⁶ (0.0641)	Rational:770.6455	-96.8732
	0.111	Intercept: 0.778510 Med500: 1.000 Velocidade:1.801	Intercept: <0.001* Med500: 0.0336 * Velocidade: 0.2926	1.2745 x10 ⁻⁶ (0.0640)	Spherical: 7325.458	-97.0586
	0.0737	Intercept: 0.77825 Med500: 1.000	Intercept: <0.001* Med500: 0.0406 *	1.1441 x10 ⁻⁶ (0.0662)	Exponential: 1567.425	-99.3582
	0.0737	Intercept: 0.77859 Med500: 1.000	Intercept: <0.001* Med500: 0.0396 *	1.5371 x10 ⁻⁶ (0.0662)	Gaussian: 3809.057	-99.4736
FR ~ s(med500)	----	----	----	----	Linear: FC	----
	0.0737	Intercept: 0.77868 Med500: 1.000	Intercept: <0.001* Med100: 0.0391 *	1.5404 x10 ⁻⁶ (0.0663)	Rational: 2707.259	-99.3781
	0.0737	Intercept: 0.77851 Med500: 1.000	Intercept: <0.001* Med500: 0.0396 *	2.1082 x10 ⁻⁷ (0.066)	Spherical: 7383.731	-99.5076

APÊNDICE C (continuação)

Fórmula do Modelo (VR ~ VEs)	Adj. R ²	Estimativa	P	Efeitos randômicos (Residual)	Estrutura de Correlação: Range	AIC
<i>MPD ~ s(med500) + te(largura) + te(profundidade) + te(velocidade)</i>	----	----	----	----	Exponential: Error	----
	-0.106	Intercept: 0.558916 Med500: 1.000 Largura: 1.000 Profundidade:1.000 Velocidade: 1.967	Intercept: <0.001* Med500: 0.993 Largura: 0.658 Profundidade: 0.973 Velocidade: 0.321	0.01499457 (0.0268)	Gaussian: 11509.18	-160.962
	----	----	----	----	Linear: FC	----
	-0.102	Intercept: 0.558687 Med500: 1.000 Largura: 1.000 Profundidade:1.000 Velocidade: 1.835	Intercept: <0.001* Med500: 0.943 Largura: 0.621 Profundidade: 0.963 Velocidade: 0.454	0.01482514 (0.0271)	Rational: 7663.787	-159.926
<i>MPD ~ s(med500) + te(largura) + te(profundidade)</i>	-0.106	Intercept: 0.558928 Med500: 1.000 Largura: 1.000 Profundidade:1.000 Velocidade:1.000	Intercept: <0.001* Med500: 0.974 Largura: 0.508 Profundidade: 0.829 Velocidade: 0.671	0.01420096 (0.0274)	Spherical: 22684.39	-159.997
	-0.0741	Intercept: 0.559016 Med500: 1.000 Largura:1.000 Profundidade: 1.000	Intercept: <0.001* Med500: 0.994 Largura: 0.485 Profundidade: 0.813	0.01414018 (0.0272)	Exponential: 4756.484	-163.415
	-0.0736	Intercept: 0.558865 Med500: 1.000 Largura: 1.000 Profundidade:1.000	Intercept: <0.001* Med500: 0.991 Largura: 0.532 Profundidade:0.814	0.01399816 (0.0275)	Gaussian: 9529.822	-164.023
	----	----	----	----	Linear: FC Rational: SC	----
-0.0736	Intercept: 0.558950 Med500: 1.000 Largura: 1.000 Profundidade:1.000	Intercept: <0.001* Med500: 0.981 Largura: 0.534 Profundidade: 0.827	0.01406283 (0.0275)	Spherical: 22524.31	-163.811	

APÊNDICE C (continuação)

Fórmula do Modelo (VR ~ VEs)	Adj. R²	Estimativa	P	Efeitos randômicos (Residual)	Estrutura de Correlação: Range	AIC
<i>MPD ~ s(med500) + te(largura) + te(velocidade)</i>	-0.0761	Intercept: 0.559017 Med500: 1.000 Largura: 1.000 velocidade:1.000	Intercept: <0.001* Med500: 0.953 Largura: 0.476 velocidade: 0.755	0.01420508 (0.0272)	Exponential: 5231.924	-163.458
	-0.0767	Intercept: 0.558921 Med500:1.000 Largura: 1.000 velocidade: 1.976	Intercept: <0.001* Med500: 0.985 Largura: 0.659 velocidade: 0.311	0.0149998 (0.0268)	Gaussian: 11537.8	-164.961
	----	----	----	----	Linear: SC	----
	-0.0764	Intercept: 0.558718 Med500: 1.000 Largura: 1.000 velocidade:1.000	Intercept: <0.001* Med500: 0.943 Largura: 0.487 velocidade: 0.721	0.0140846 (0.0276)	Rational: 6282.446	-163.488
	-0.0777	Intercept: 0.558957 Med500: 1.000 Largura: 1.000 velocidade:1.000	Intercept: <0.001* Med500: 0.973 Largura: 0.510 velocidade:0.670	0.01419517 (0.0274)	Spherical: 22848.71	-163.95
<i>MPD ~ s(med500) + te(profundidade) + te(velocidade)</i>	-0.0703	Intercept: 0.558954 Med500: 1.000 Profundidade:1.000 Velocidade: 1.914	Intercept: <0.001* Med500: 0.914 Profundidade: 0.980 Velocidade:0.432	0.01473816 (0.0267)	Exponential: 6967.506	-163.562
	-0.0745	Intercept: Med500: 1.000 Profundidade:1.000 Velocidade:2.019	Intercept: <0.001* Med500: 0.936 Profundidade: 0.991 Velocidade: 0.279	0.01476176 (0.0269)	Gaussian: 11943.95	-164.77
	----	----	----	----	Linear: Error	----
-0.0709	Intercept: 0.5586 Med500: 1.000 Profundidade: 1.000 Velocidade: 1.929	Intercept: <0.001* Med500: 0.879 Profundidade: 0.936 Velocidade: 0.376	0.01461719 (0.0272)	Rational: 8235.917	-163.687	

APÊNDICE C (continuação)

Fórmula do Modelo (VR ~ VEs)	Adj. R²	Estimativa	P	Efeitos randômicos (Residual)	Estrutura de Correlação: Range	AIC
	-0.0734	Intercept: 0.558994 Med500: 1.000 Profundidade: 1.000 Velocidade: 2.017	Intercept: <0.001* Med500: 0.945 Profundidade: 0.977 Velocidade: 0.333	0.01487395 (0.0266)	Spherical: 23959.32	-164.409
	-0.0471	Intercept: 0.559022 Med500: 1.000 Largura: 1.000	Intercept: <0.001* Med500:0.946 Largura: 0.491	0.014098 (0.0272)	Exponential: 5018.435	-167.358
	-0.0466	Intercept: 0.558896 Med500: 1.000 Largura: 1.000	Intercept: <0.001* Med500: 0.950 Largura: 0.527	0.01398077 (0.0275)	Gaussian: 9640.645	-167.966
MPD ~ s(med500) + te(largura)	----	----	----	-----	Linear: FC	----
	-0.0467	Intercept: 0.558767 Med500: 1.000 Largura: 1.000	Intercept: <0.001* Med500: Largura:	0.01398092 (0.0275)	Rational: 5843.29	-167.360
	-0.0468	Intercept: 0.558981 Med500: Largura:	Intercept: <0.001* Med500: 0.965 Largura: 0.536	0.01405238 (0.0275)	Spherical: 22682.2	-167.762
	-0.0466	Intercept: 0.558888 Med500: 1.000 Profundidade: 1.000	Intercept: <0.001* Med500: 0.918 Profundidade: 0.837	0.01367949 (0.0275)	Exponential: 5987.191	-166.932
		Intercept: -0.047 Med500: 1.000 Profundidade: 1.000	Intercept: <0.001* Med500: 0.935 Profundidade: 0.825	0.01357595 (0.0278)	Gaussian: 10320.07	-167.625
MPD ~ s(med500) + te(profundidade)	-0.0476	Intercept: 0.55891 Med500: 1.000 Profundidade: 1.000	Intercept: <0.001* Med500: 0.961 Profundidade: 0.849	0.01363347 (0.0279)	Linear: 20556.07	-167.592
	-0.0463	Intercept: 0.55863 Med500: 1.000 Profundidade: 1.000	Intercept: <0.001* Med500: 0.895 Profundidade: 0.885	0.01353586 (0.0278)	Rational: 6437.801	-166.933
	----	----	----	-----	Spherical: Error	----

APÊNDICE C (continuação)

Fórmula do Modelo (VR ~ VEs)	Adj. R²	Estimativa	P	Efeitos randômicos (Residual)	Estrutura de Correlação: Range	AIC
<i>MPD ~ s(med500) + te(velocidade)</i>	-0.043	Intercept: 0.558955 Med500:1.000 Velocidade: 1.923	Intercept: <0.001* Med500: 0.904 Velocidade: 0.422	0.01474233 (0.0267)	Exponential: 7024.069	-167.561
	-0.047	Intercept: 0.55886 Med500: 1.000 Velocidade: 2.025	Intercept: <0.001* Med500: 0.930 Velocidade: 0.273	0.0147636 (0.0269)	Gaussian: 11953.01	-168.769
	----	----	----	----	Linear: Error	----
	-0.0435	Intercept: 0.55861 Med500:1.000 Velocidade: 1.923	Intercept: <0.001* Med500: 0.893 Velocidade: 0.382	0.01459969 (0.0272)	Rational: 8083.579	-167.681
	-0.046	Intercept: 0.558998 Med500: 1.000 Velocidade: 2.025	Intercept: <0.001* Med500: 0.936 Velocidade: 0.326	0.01487876 (0.0266)	Spherical: 23974.63	-168.409
<i>MPD ~ s(med500)</i>	-0.0211	Intercept: 0.558887 Med500:1.000	Intercept: <0.001* Med500: 0.863	0.01365039 (0.0275)	Exponential: 6321.766	-170.89
	-0.0213	Intercept: 0.558822 Med500: 1.000	Intercept: <0.001* Med500: 0.877	0.01356518 (0.0278)	Gaussian: 10418.43	-171.575
	----	----	----	----	Linear: FC	----
	-0.0209	Intercept: 0.558632 Med500: 1.000	Intercept: <0.001* Med500: 0.855	0.01352343 (0.0279)	Rational: 6638.089	-170.913
	-0.0216	Intercept: 0.558905 Med500: 1.000	Intercept: <0.001* Med500: 0.888	0.01363243 (0.0277)	Spherical: 23615.82	-171.379
<i>MNTD ~ s(med500) + te(largura) + te(profundidade) + te(velocidade)</i>	-0.038	Intercept: 0.32503 Med500: 1.000 Largura: 1.000 Profundidade:1.000 Velocidade: 1.000	Intercept: <0.001* Med500: 0.352 Largura: 0.151 Profundidade: 0.716 Velocidade: 0.974	3.3334 x10 ⁻⁶ (0.0796)	Exponential: 4.168988	-71.5524
	-0.038	Intercept: 0.32503 Med500: 1.000 Largura: 1.000 Profundidade:1.000 Velocidade: 1.000	Intercept: <0.001* Med500: 0.352 Largura: 0.151 Profundidade: 0.716 Velocidade: 0.974	2.5975 x10 ⁻⁷ (0.079)	Gaussian: 399.2426	-71.5523
	----	----	----	----	Linear: FC	----

APÊNDICE C (continuação)

Fórmula do Modelo (VR ~ VEs)	Adj. R²	Estimativa	P	Efeitos randômicos (Residual)	Estrutura de Correlação: Range	AIC
	----	----	----	----	Rational:SC	----
	-0.0381	Intercept: 0.32453 Med500: 1.000 Largura: 1.000 Profundidade:1.000 Velocidade:1.000	Intercept: <0.001* Med500: 0.340 Largura: 0.161 Profundidade: 0.690 Velocidade: 0.951	1.6463 X10 ⁻⁹ (0.0794)	Spherical: 7136.785	-71.7777
	-0.0114	Intercept: 0.32503 Med500: 1.000 Largura: 1.000 Profundidade:1.000	Intercept: <0.001* Med500: 0.352 Largura: 0.149 Profundidade: 0.716	3.7857 x10 ⁻⁸ (0.0796)	Exponential: 10.29284	-75.5512
MNTD ~ s(med500) + te(largura) + te(profundidade)	----	----	----	----	Gaussian:SC	----
	----	----	----	----	Linear: FC	----
	-0.0114	Intercept: 0.32503 Med500:1.000 Largura: 1.000 Profundidade:1.000	Intercept: <0.001* Med500: 0.352 Largura: 0.149 Profundidade: 0.716	6.7849 x10 ⁻¹⁰ (0.0796)	Rational: 0.3515533	-75.5513
	-0.0115	Intercept: 0.32453 Med500: Largura: Profundidade:	Intercept: <0.001* Med500: 0.340 Largura: 0.157 Profundidade: 0.690	9.5806 x10 ⁻⁹ (0.0794)	Spherical: 7128.898	-75.7738
	-0.0146	Intercept: 0.32503 Med500: 1.000 Largura: 1.000 Velocidade:1.000	Intercept: <0.001* Med500: 0.390 Largura: 0.154 velocidade: 0.973	4.9529 x10 ⁻⁷ (0.0797)	Exponential: 3.101077	-75.4151
MNTD ~ s(med500) + te(largura) + te(velocidade)	-0.0146	Intercept: 0.32503 Med500: 1.000 Largura: 1.000 Velocidade:1.000	Intercept: <0.001* Med500: 0.390 Largura: 0.154 velocidade: 0.973	5.5378 x10 ⁻⁸ (0.0797)	Gaussian: 885.1987	-75.4151
	----	----	----	----	Linear: FC	----
	-0.0146	Intercept: 0.32503 Med500: 1.000 Largura: 1.000 Velocidade:1.000	Intercept: <0.001* Med500: 0.390 Largura: 0.154 velocidade: 0.973	6.1128 x10 ⁻⁹ (0.0798)	Rational: 0.3733821	-75.4151

APÊNDICE C (continuação)

Fórmula do Modelo (VR ~ VEs)	Adj. R²	Estimativa	P	Efeitos randômicos (Residual)	Estrutura de Correlação: Range	AIC
	-0.0147	Intercept: 0.32456 Med500: Largura: velocidade:	Intercept: <0.001* Med500: 0.384 Largura: 0.164 velocidade: 0.952	2.1208 x10 ⁻⁸ (0.0796)	Spherical: 7130.971	-75.6126
	0.0321	Intercept: 0.32496 Med500: 1.000 Profundidade: 1.54 Velocidade: 1.97	Intercept: <0.001* Med500: 0.693 Profundidade: 0.614 Velocidade: 0.288	4.1976 x10 ⁻⁶ (0.0779)	Exponential: 1138.279	-74.7352
<i>MNTD ~ s(med500) + te(profundidade) + te(velocidade)</i>	0.0323	Intercept: 0.32503 Med500: 1.000 Profundidade: 1.542 Velocidade: 1.972	Intercept: <0.001* Med500: 0.696 Profundidade: 0.613 Velocidade: 0.286	5.7751 x10 ⁻⁶ (0.0779)	Gaussian: 564.1334	-74.7241
	----	----	----	----	Linear: FC	----
	0.0323	Intercept: 0.32503 Med500: 1.000 Profundidade: 1.542 Velocidade: 1.972	Intercept: <0.001* Med500: 0.696 Profundidade: 0.613 Velocidade: 0.286	1.4427 x10 ⁻⁹ (0.0779)	Rational: 0.1812955	-74.7241
<i>MNTD ~ s(med500) + te(largura)</i>	----	----	----	----	Spherical: SC Exponential: Error	----
	0.0107	Intercept: 0.32456 Med500: 1.000 Largura: 1.000	Intercept: <0.001* Med500: 0.385 Largura: 0.159	7.8460 x10 ⁻⁵ (0.0797)	Gaussian: 3334.212	-79.5264
	----	----	----	----	Linear: FC	----
	0.0107	Intercept: 0.32503 Med500: 1.000 Largura: 1.000	Intercept: <0.001* Med500: 0.390 Largura: 0.152	3.7088 x10 ⁻⁷ (0.0797)	Rational: 0.1200256	-79.4139
	0.0107	Intercept: 0.32457 Med500: 1.000 Largura: 1.000	Intercept: <0.001* Med500: 0.385 Largura: 0.160	3085039 x10 ⁻⁴ (0.0796)	Spherical: 7122.529	-79.6088
<i>MNTD ~ s(med500) + te(profundidade)</i>	----	----	----	----	Exponential: Error	----
	-0.0201	Intercept: 0.32439 Med500: 1.000 Profundidade: 1.348	Intercept: <0.001* Med500: 0.553 Profundidade: 0.720	2.101203 x10 ⁻⁴ (0.0809)	Gaussian: 3451.01	-77.6897
	----	----	----	----	Linear: FC	----

APÊNDICE C (conclusão)

Fórmula do Modelo (VR ~ VEs)	Adj. R ²	Estimativa	P	Efeitos randômicos (Residual)	Estrutura de Correlação: Range	AIC
	----	----	----	----	Rational: Error	----
	----	----	----	----	Spherical: Error	----
	----	----	----	----	Exponential: Error	----
	0.0276	Intercept: 0.32454 Med500: 1.000 Velocidade: 1.979	Intercept: <0.001* Med500: 0.512 Velocidade: 0.300	4.914327 x10 ⁻⁴ (0.0789)	Gaussian: 3274.229	-78.6140
MNTD ~ s(med500) + te(velocidade)	----	----	----	----	Linear: FC	----
	0.0279	Intercept: 0.32509 Med500: 1.000 Velocidade: 1.983	Intercept: <0.001* Med500: 0.521 Velocidade: 0.296	5660249 x10 ⁻⁴ (0.0788)	Rational: 0.2362377	-78.4829
	0.0275	Intercept: 0.32455 Med500: 1.000 Velocidade: 1.979	Intercept: <0.001* Med500: 0.511 Velocidade: 0.299	3373404 x10 ⁻³ (0.0788)	Spherical: 7081.346	-78.7251
	-0.0142	Intercept: 0.32516 Med500: 1.000	Intercept: <0.001* Med500: 0.51	0.01046861 (0.0811)	Exponential: 5.978599	-81.3632
	-0.0142	Intercept: 0.32435 Med500: 1.000	Intercept: <0.001* Med500: 0.507	3.2407 x10 ⁻⁷ (0.0816)	Gaussian: 3510.532	-81.4788
MNTD ~ s(med500)	----	----	----	----	Linear: FC	----
	-0.0142	Intercept: 0.32516 Med500: 1.000	Intercept: <0.001* Med500: 0.51	0.01046862 (0.0811)	Rational: 0.4970548	-81.3632
	-0.0142	Intercept: 0.32459 Med500: 1.000	Intercept: <0.001* Med500: 0.502	0.009133701 (0.0810)	Spherical: 7167.121	-81.6111

Nota: * valores significativos **modelo selecionado

TERMO DE REPRODUÇÃO XEROGRÁFICA

Autorizo a reprodução xerográfica do presente Trabalho de Conclusão, na íntegra ou em partes, para fins de pesquisa.

São José do Rio Preto, ____/____/____

Assinatura do autor