



Universidade do Estado do Rio de Janeiro
Centro Biomédico
Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes

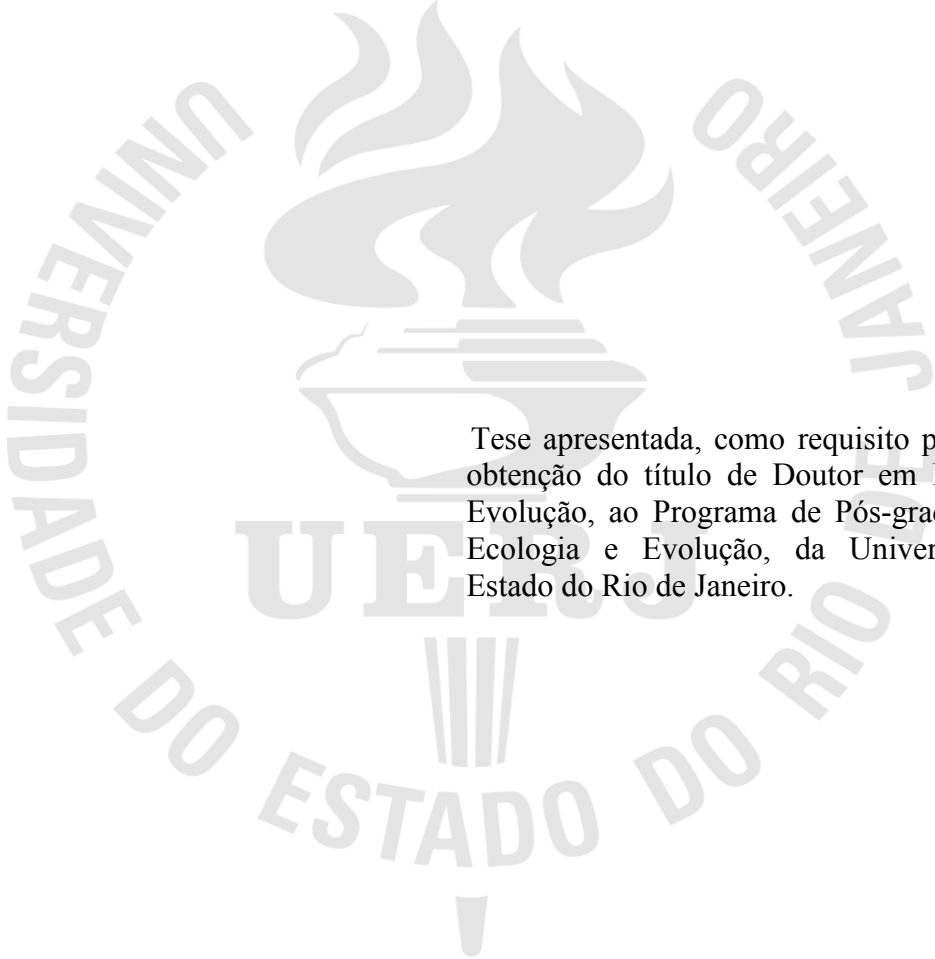
Rafael Feijó de Lima

**Considerações espaciais quanto os efeitos da presença de vegetação ripária
na estrutura e funcionamento de ecossistemas de riachos de Mata Atlântica.**

Rio de Janeiro
2017

Rafael Feijó de Lima

Considerações espaciais quanto os efeitos da presença de vegetação ripária na estrutura e funcionamento de ecossistemas de riachos de Mata Atlântica.



Tese apresentada, como requisito parcial para obtenção do título de Doutor em Ecologia e Evolução, ao Programa de Pós-graduação em Ecologia e Evolução, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro.

Orientador: Prof. Dr. Timothy Peter Moulton

Coorientador: Prof. Dr. Steven Arnold Thomas

Rio de Janeiro

2017

CATALOGAÇÃO NA FONTE
UERJ / REDE SIRIUS / BIBLIOTECA CTC-A

L732 Lima, Rafael Feijó.
Considerações espaciais quanto os efeitos da presença de vegetação ripária na estrutura e funcionamento de ecossistemas de riachos de Mata Atlântica / Rafael Feijó Lima. – 2017.
160f.: il.

Orientador: Timothy Peter Moulton.
Coorientador: Steven Arnold Thomas.
Tese (Doutorado em Ecologia e Evolução) - Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes.

1.Ecologia aquática - Teses. 2. Solo - Uso - Teses. 3.Ecossistema - Mata Atlântica - Teses. 4. Mata ciliar - Teses. I. Moulton, Timothy Peter. II. Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes. III. Título.

CDU 577.472

Rosalina Barros *CRB/7 - 4204* - Responsável pela elaboração da ficha catalográfica.

Autorizo, apenas para fins acadêmicos e científicos, a reprodução total ou parcial desta tese, desde que citada a fonte.

Assinatura

Data

Rafael Feijó de Lima

Considerações espaciais quanto os efeitos da presença de vegetação ripária na estrutura e funcionamento de ecossistemas de riachos de Mata Atlântica.

Tese apresentada, como requisito parcial para obtenção do título de Doutor em Ecologia e Evolução, ao Programa de Pós-graduação em Ecologia e Evolução, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro.

Aprovada em 17 de fevereiro de 2017.

Orientadores

Prof. Dr. Timothy Peter Moulton

Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes - UERJ

Prof. Dr. Steven Arnold Thomas

University of Nebraska - Lincoln

Banca Examinadora:

Prof. Dr. Bruno Henrique Pimentel Rosado

Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes - UERJ

Prof. Dr. Jayme Augusto Prevedello

Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes - UERJ

Prof. Dr. Darcílio Fernandes Baptista

Fundação Oswaldo Cruz

Prof. Dr. Vinicius Neres Lima

Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes - UERJ

Rio de Janeiro

2017

AGRADECIMENTOS

Agradeço ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução da Universidade do Estado do Rio de Janeiro de Janeiro e à Coordenação de Aperfeiçoamento Pessoal de Nível Superior, pelo auxílio e pelo suporte para a realização do trabalho.

Ao meu orientador, Prof. Doutor Timothy Peter Moulton, pelo pleno apoio ao desenvolvimento de ideias novas e pela confiança em mim depositada ao longo destes quase 12 anos de trabalho.

Ao meu co-orientador Dr. Steve Thomas, pelo enorme auxílio no desenvolvimento deste trabalho.

À Prof. Doutora Eugenia Zandona, pela auxílio, a cobrança e o encorajamento a buscar novos objetivos.

Agradeço à família Locke e a todos os profissionais da Reserva Ecológica Guapiaçú pela hospitalidade, o auxílio, e por continuarem desenvolvendo com paixão e perseverança um projeto tão incrível.

Ao revisor Vinícius Neres Lima, pela minuciosa revisão do texto, as discussões construtivas e pelas sugestões relevantes, não somente para este documento, mas ao longo de toda a minha vida acadêmica.

Aos meus pais, Marco Antônio Gomes de Lima e Eloisa Elaine Feijó de Lima, por terem me botado no mundo sempre motivando a minha curiosidade e por sempre acreditarem em mim e em minhas escolhas.

Ao meu irmão, Marcelo Feijó de Lima pelos anos de companheirismo .

À Família McGuinn, Aaron James, Scotty McLeay, Craig Adams e todo mundo que me fez me sentir acolhido no Nebraska.

Aos colegas e amigos, Cristiano Yuji Sasada Sato, Eduardo Francisco da Silva Jr., Leonardo Kleba Lisboa e Thomas Heatherly pela amizade, pelas conversas, discussões e por estar do meu lado, me ajudando nas dúvidas e incertezas.

Aos meus amigos Fausto Machado, Guilherme Figueira, Pedro Zubelli, Gian Cabral, Rômulo Carminatte, Leonardo Goes, Rhuan Carvalho, Tomás Gomes, Thiago de Paula, Vitor Tosta, Romulo Siqueira pela companhia ao longo desta jornada.

À Allison Fritz, por tudo.

Obrigado.

Found a cure for being sure,
And sure, as anything
I'll smile for my reckoning.

The Weakethans - Diagnosis

RESUMO

LIMA, Rafael Feijó de. *Considerações espaciais quanto os efeitos da presença de vegetação ripária na estrutura e funcionamento de ecossistemas de riachos de Mata Atlântica*. 2017. 160f.: il. Tese (Doutorado em Ecologia e Evolução), Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes da Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2017.

O objetivo desta tese foi avaliar o impacto do uso e cobertura do solo em riachos, sob uma abordagem em diversas escalas espaciais. No Capítulo 1 foi realizada uma revisão bibliográfica sobre o tema com o intuito de sistematizar o conhecimento disponível na literatura sobre o tema. No Capítulo 2 foram investigadas as respostas de variáveis físico-químicas e biológicas ao uso e cobertura do solo em diferentes escalas espaciais. No Capítulo 3, foram avaliadas as respostas da estrutura da comunidade e indicadores funcionais e estruturais de comunidades de macroinvertebrados às variáveis que se mostraram alteradas por uso e cobertura do solo e foram avaliadas quais dessas métricas são mais susceptíveis à autocorrelação espacial. No capítulo 4 foi realizada uma modelagem de equações estruturais para indicar através de que mecanismos o uso e cobertura de solos afetam as variáveis estruturais e funcionais de ecossistemas de riachos. No Capítulo 5, foram investigados os impactos de uma transição abrupta entre usos de solo sobre fatores ambientais e a comunidade de invertebrados aquáticos em um riacho da Mata Atlântica, com uma abordagem de modelagem não linear.

Palavras chave: Ecologia aquática. Solo – Uso. Ecossistema. Mata Atlântica. Mata ciliar.

ABSTRACT

LIMA, Rafael Feijó de. *Spatial considerations on the effects of riparian forest on Atlantic Rainforest Stream Ecosystems*. 2017. 160f.: il. Tese(Doutorado em Ecologia e Evolução) - Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2017.

The objective of this thesis was to evaluate the impact of land use and cover in streams, under an approach at different spatial scales. In Chapter 1 a bibliographical review on the subject was carried out in order to systematize the knowledge available in the literature on the subject. In Chapter 2 the responses of physical-chemical and biological variables to soil use and cover at different spatial scales were investigated. In Chapter 3, the responses of the community structure and functional and structural indicators of macroinvertebrate communities were evaluated to the variables that were altered by land use and cover, and evaluated which of these metrics are more susceptible to spatial autocorrelation. In chapter 4 a structural equation modeling was performed to indicate through which mechanisms the use and cover of soils affect the structural and functional variables of streams ecosystems. In Chapter 5, the impacts of an abrupt transition between land uses on environmental factors and the community of aquatic invertebrates in an Atlantic Forest creek with a nonlinear modeling approach were investigated.

Keywords: Stream ecology. Land use. Ecosystem. Atlantic Rainforest. Riparian forest.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Ameaças à segurança de fontes de água para uso humano contrastada às ameaças à biodiversidade de ecossistemas de água doce.	16
Figura 1.1 – Distribuição cumulativa dos estudos sobre uso e cobertura do solo em rios tropicais por continente por ano.	23
Figura 1.2 – Distribuição dos estudos sobre uso e cobertura do solo em rios tropicais quanto à escala espacial estudada.	23
Figura 1.3 – Impactos da mudança de uso e cobertura do solo no meio físico químico reportados.	24
Figura 1.4 – Componentes estruturais abordados pelos estudos encontrados.	24
Figura 2.1 – Localização dos pontos de coleta na bacia do rio Guapiaçú.	36
Figura 2.2 – Representação esquemática das dimensões em que o uso e cobertura do solo foram quantificados.	37
Figura 2.3 – Ilustração do método de estimativa das medidas de tamanho de sedimento.	39
Figura 2.4 – Correlações entre a variável temperatura e a porcentagem de agricultura em todas as escalas espaciais.	43
Figura 2.5 – Correlações entre a biomassa de perifíton e a porcentagem de agricultura em todas as escalas espaciais.	44
Figura 2.6 Correlações entre a largura de rio e a porcentagem de agricultura em todas as escalas espaciais.	45
Figura 2.7 –Correlações entre a mediana de tamanho de substrato (D50%) e a porcentagem de agricultura em todas as escalas espaciais.	46
Figura 2.8 – Correlações entre a menor porcentagem de saturação de oxigênio em 24h e a porcentagem de agricultura em todas as escalas espaciais.	47
Figura 2.9 – Correlações entre a de 84% e a porcentagem de agricultura em todas as escalas espaciais.	48
Figura 2.10 – Correlações entre concentração de NH_4 e a porcentagem de agricultura em todas as escalas espaciais.	49
Figura 2.11 – Correlações entre a proporção de substrato rochoso e a porcentagem de agricultura em todas as escalas espaciais.	50

Figura 2.12 – Correlações entre a profundidade média e a porcentagem de agricultura em todas as escalas espaciais.....	51
Figura 2.13 – Correlações entre pH e a porcentagem de agricultura em todas as escalas espaciais.....	52
Figura 2.14 Correlações entre índice autotrófico do perifíton e a porcentagem de agricultura em todas as escalas espaciais.....	53
Figura 2.15 Correlações entre a cobertura de canópi e a porcentagem de agricultura em todas as escalas espaciais.	54
Figura 2.16 – Correlações entre a razão largura e profundidade e a porcentagem de agricultura em todas as escalas espaciais.....	55
Figura 2.17 – Análise de componentes principais baseada nas variáveis correlacionadas com o uso e cobertura do solo para os 30 pontos de coleta.....	57
Figura 2.18 – Correlações o componente principal 1 e a porcentagem de agricultura em todas as escalas espaciais.	59
Figura 3.1 - Fluxograma das análises envolvidas no processo de realizar a partição da variância para as matrizes de macroinvertebrados	71
Figura 3.2- Ordenações resultantes das pRDAs geradas a partir das variáveis selecionadas para os três conjuntos de métricas.	75
Figura 3.3 – Porcentagem do total da variância explicada atribuível para cada matriz de dados.	76
Figura 4.1 – Modelo hipotético de possíveis caminhos através dos quais a cascata de uso e cobertura do solo pode influenciar as comunidades de invertebrados bentônicos.	86
Figura 4.2 – Modelo de caminhos gerado para a abundância de macroinvertebrados.....	89
Figura 4.3 – Modelo de caminhos gerado para riqueza de famílias.....	90
Figura 4.4 – Modelo de caminhos gerado para riqueza de famílias de tricópteros.	91
Figura 4.5 – Modelo de caminhos gerado para o índice de diversidade de Shannon-Wiener.....	92
Figura 4.6 – Modelo de caminhos gerado para a equitabilidade da comunidade.....	93
Figura 4.7 – Modelo de caminhos gerado para a porcentagem de plecoptera na comunidade.	94
Figura 4.8 – Modelo de caminhos gerado para a porcentagem de Diptera na comunidade.....	95
Figura 4.9 – Modelo de caminhos gerado para a porcentagem de animais particuladores na comunidade.....	96
Figura 4.10 – Modelo de caminho gerado para a porcentagem de animais pastadores na comunidade.....	97

Figura 4.11 – Modelo de caminho gerado para a porcentagem de animais filtradores na comunidade.....	98
Figura 5.1 – Método de cálculo das distâncias penetrância para a os modelos logístico sigmóide (A), o crescimento exponencial (B) e modelos de decaimento exponencial (C).....	110
Figura 5.2 – Regressões lineares entre os principais taxa que representam os três FFGs mais abundantes e as variáveis ambientais mais correlacionadas.....	113
Figura 5.3 – Escala multidimensional não métrica (NMDS) de abundâncias relativas de macroinvertebrados para todos os locais de amostragem.....	113
Figura 5.4 – Exemplos de variáveis para as quais o melhor modelo selecionado foi o linear.	118
Figura 5.5 – Melhores modelos de ajuste e transições detectadas para a cobertura do dossel (A), Clorofila a (B), Proporção de Scrapers-Grazers na comunidade de invertebrados (C) e proporção de Ephemeroptera, Trichoptera e Plecoptera (D).....	120
Figura 5.6 – Os melhores modelos de ajuste e as transições detectadas para D16 (A), D84 (B), Proporção de Coletores na comunidade de invertebrados (C) e filtros de proporção na comunidade (D).	121
Figura 5.7 – Os melhores modelos de ajuste e as transições detectadas para os escores do Eixo NMDS (A) e Equitabilidade	122
Figura 5.8 – Faixas de transição calculadas para todas as variáveis responsivas não-lineares. ..	122

LISTA DE TABELAS

Tabela 2-1 – Lista de variáveis ambientais correlacionadas ao uso e cobertura do solo.	41
Tabela 2-2 – Descrição das variáveis ambientais que tiveram correlação com o uso e cobertura do solo e sumário da análise de componentes principais.	42
Tabela 2-3 – Coeficiente de correlação de Pearson para todas as variáveis responsivas ao uso e cobertura do solo em cada escala.	56
Tabela 3-1 – Caracteres funcionais e níveis das categorias atribuídas aos táxons.	69
Tabela 3-2 – Tabela das RDAs realizadas para cada um dos conjuntos de dados.	74
Tabela 4-1 Possíveis caminhos identificados para os efeitos do uso e cobertura do solo após os testes de correlação.	87
Tabela 4-2. Medidas de ajuste para os modelos de cascata de uso do solo identificados como significativos pela análise de caminhos bayesiana.	88
Tabela 4-3 – Efeitos diretos e indiretos das variáveis estímulo de uso e cobertura do solo nas variáveis resposta de métricas de macroinvertebrados.	99
Tabela 5-1 – Funções e comportamentos esperados dos quatro modelos candidatos para descrever a dependência de uma determinada variável à distância de transição. As áreas cinzentas representam o possível intervalo de transição detectável.	109
Tabela 5-2 – Valores médios das variáveis ambientais da seção "Florestado" e "Pasto" da transição de Itaperiti. A seção fl compreendeu os cinco locais acima da transição estimada visualmente e a seção de pastagem compreendeu os 10 sites abaixo da transição.	112
Tabela 5-3 – Índices BIC dos modelos alternativos para as variáveis que apresentaram variação monotônica ao longo da transição.	115
Tabela 5-4 Resumo das variáveis com modelos de regressão não linear selecionados e respectivos parâmetros do modelo.	115

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL.....	15
1 USO E COBERTURA DO SOLO E ECOSISTEMAS TROPICAIS, MECANISMOS E ESCALAS ESPACIAIS.....	20
1.1 Introdução.....	20
1.2 Objetivos.....	21
1.3 Materiais e métodos.....	22
1.4 Resultados.....	22
1.4.1 <u>Impactos em comunidades de algas.....</u>	<u>25</u>
1.4.2 <u>Impactos em comunidades de macroinvertebrados.....</u>	<u>26</u>
1.4.3 <u>Impactos em comunidades de macroconsumidores.....</u>	<u>27</u>
1.4.4 <u>Impactos em comunidades de peixes.....</u>	<u>288</u>
1.4.5 <u>Impactos no funcionamento de ecossistemas.....</u>	<u>28</u>
1.5 Discussão.....	29
1.6 Conclusão.....	31
2. EFEITO DA AGRICULTURA EM VARIÁVEIS AMBIENTAIS NAS ESCALAS DE TRECHO, BUFFER RIPÁRIO E SUB-BACIA.....	333
2.1 Introdução.....	333
2.2 Objetivos.....	344
2.3 Materiais e métodos.....	344
2.3.1 <u>Área de estudo.....</u>	<u>355</u>
2.3.2 <u>Uso e cobertura do solo.....</u>	<u>377</u>
2.3.3 <u>Variáveis ambientais.....</u>	<u>388</u>
2.3.4 <u>Análises estatísticas.....</u>	<u>40</u>
2.4 Resultados.....	422
2.5 Discussão.....	588
2.6 Conclusão.....	611
3. PARTIÇÃO DA VARIÂNCIA DE MATRIZES DE COMUNIDADE, CARACTERES FUNCIONAIS E MÉTRICAS DE IMPACTO: O PAPEL DA CONECTIVIDADE ESPACIAL E DOS FILTROS AMBIENTAIS.....	622
3.1 Introdução.....	622

3.2	Objetivos	644
3.3	Materiais e métodos	644
3.3.1	<u>Coleta e Triagem de Invertebrados</u>	644
3.3.2	<u>Distância entre pontos de coleta e componentes espaciais</u>	655
3.3.3	<u>Variáveis ambientais selecionadas</u>	666
3.3.4	<u>Pré-tratamento dos dados de invertebrados</u>	666
3.3.5	<u>Partição de variância</u>	68
3.4	Resultados	722
3.4.1	<u>Partição de variância</u>	766
3.5	Discussão	777
3.6	Conclusão	80
4.	CASCATA DE EFEITOS DO USO DO SOLO EM MÉTRICAS DE MACROINVERTEBRADOS: O PAPEL DO USO DO SOLO EM DIFERENTES ESCALAS	811
4.1	Introdução	811
4.2	Objetivos	822
4.3	Materiais e métodos	833
4.3.1	<u>Conjuntos de dados utilizados</u>	833
4.3.2	<u>Construção de modelos</u>	855
4.3.3	<u>Efeitos indiretos</u>	855
4.4	Resultados	86
4.4.1	<u>Caminhos possíveis</u>	866
4.4.2	<u>Qualidade dos modelos gerados</u>	877
4.4.3	<u>Modelos de cascata de uso do solo</u>	888
4.5	Discussão	100
4.6	Conclusão	1022
5.	RESPOSTAS LONGITUDINAIS DE RIOS À MUDANÇAS ABRUTPAS DE COBERTURA RIPÁRIA	1033
5.1	Introdução	1033
5.2	Materiais e métodos	1055
5.2.1	<u>Área de estudo</u>	1055
5.2.2	<u>Amostragem e métodos laboratoriais</u>	1066
5.2.3	<u>Análise estatística</u>	1088

5.3	Resultados	110
5.3.1	<u>Seleção de modelos</u>	1145
5.3.2	<u>Estimativas de distância de transição</u>	1145
5.4	Discussão	120
5.5	Conclusões	1267
	CONCLUSÕES GERAIS	1278
	REFERÊNCIAS	12930
	APÊNDICE A. Dados de uso e cobertura do solo para os 30 pontos de coleta localizados na bacia do rio Guapiaçú.	1478
	APÊNDICE B. Variáveis ambientais físico-químicas e biológicas medidas para os 30 pontos de coleta localizados na bacia do rio Guapiaçú	1489
	APÊNDICE C. Distâncias calculadas pelo pacote Riverdist entre todos os 30 pontos de coleta amostrados.	14950
	APÊNDICE D. Afinidades atribuídas a cada táxon para cada categoria de caracteres funcionais.....	1501
	APÊNDICE E. Abundâncias das famílias de macroinvertebrados.	1512
	APÊNDICE F. Afinidades das categorias de caracteres funcionais por ponto de coleta.	1556
	APÊNDICE G. Métricas calculadas baseadas na comunidade de macroinvertebrados para os pontos de coleta.	1578
	APÊNDICE H. Métodos e resultados das estimativas de parâmetros funcionais para os pontos de coleta.	1589

INTRODUÇÃO GERAL

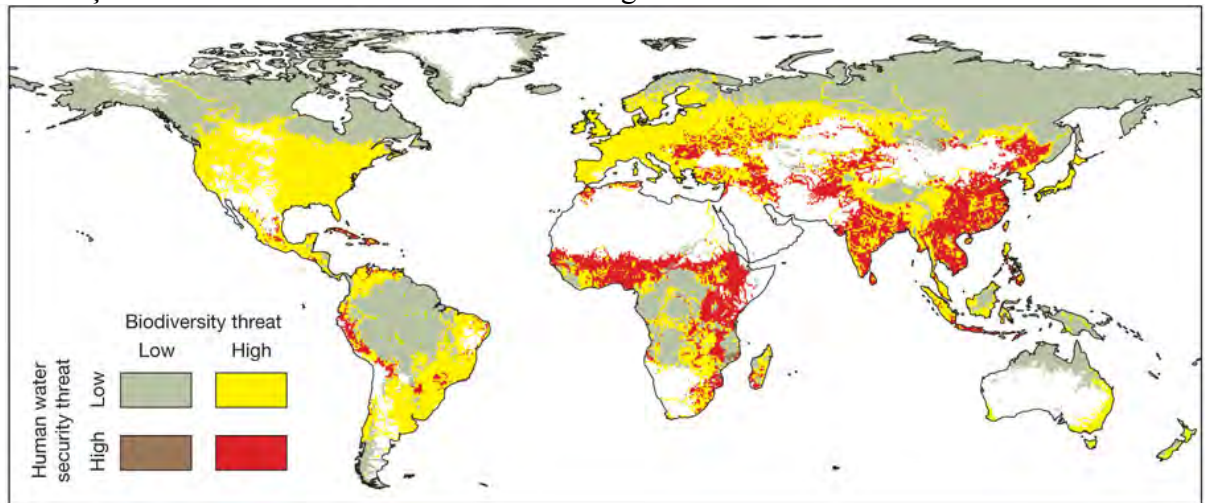
Apesar de ocuparem apenas 0.006% da superfície terrestre (SHIKLOMANOV; RODDA, 2003), ecossistemas de rios são de enorme importância tanto para humanidade quanto para a ciclagem da água no mundo (MALMQVIST; RUNDLE, 2002). No entanto, as atividades humanas já transformaram os sistemas biológicos de tal forma que os efeitos antrópicos sobre todos os ecossistemas mundiais apresentam evidências de alterações causadas pelo homem (MEYBECK, 2003). Conseqüentemente, todas as atividades humanas relacionadas com o uso dos ecossistemas de rios já foram relacionadas a impactos de origem antrópica, tanto na escala local quanto na escala global.

Efeitos antrópicos como: Alterações hidrológicas causadas pelo represamento e a retificação, causam a alteração dos habitats ripários e a uniformização do fluxo (MINSHALL et al., 1985; DUDGEON et al., 2006). A alteração do uso e cobertura do solo em diversas escalas na bacia hidrográfica podem causar aumento do assoreamento e eutrofização dos corpos hídricos (PRINGLE; RINGLE, 2001; DOWNING et al., 2008). O desmatamento das cabeceiras, (FELLOWS, C. et al., 2006; BOTT, THOMAS L; NEWBOLD, 2013; HLÚBIKOVÁ et al., 2014); o pisoteamento das margens e canais pela pecuária extensiva, (HEARTSILL-SCALLEY; AIDE, 2003; HAGEN et al., 2010; MBAKA et al., 2014); a extração de água para uso humano e de irrigação; (WILSON et al., 1999; VOROSMARTY et al., 2013) e os usos recreativos (PHILLIP et al., 2009) contribuem para a perda da capacidade dos rios em prover importantes serviços ambientais (STRAYER et al., 2003; PALMER et al., 2007).

A combinação de todos estes efeitos faz com que quase 80% da população humana esteja exposta a altos níveis de insegurança quanto a disponibilidade de água para os diversos usos, desde o acesso à água potável até o uso de água para irrigação de plantações (Figura 1) (VÖRÖSMARTY et al., 2010b). Dentre estas alterações, as mudanças do uso e cobertura do solo despontam como as mais importantes e ao mesmo tempo as mais complexas. Aproximadamente 50% da cobertura terrestre já foi transformada por ações humanas com consequências direta para a biodiversidade, ciclagem de nutrientes, estrutura dos solos, biologia e o clima (STEFFEN et al., 2015). Enquanto impactos pontuais, como a descarga de esgoto, contaminantes ou o represamento de rios são facilmente identificáveis e, em determinada escala, de simples resolução (AITKENHEAD-PETERSON et al., 2010), os impactos difusos que são conseqüentes dos efeitos do uso e cobertura do solo se apresentam

de forma complexa.

Figura 1 – Ameaças à segurança de fontes de água para uso humano contrastada às ameaças à biodiversidade de ecossistemas de água doce.



Fonte: CJ Vörösmarty et al. Nature 467, 555-561, 2010

Esta complexidade é decorrente do fato de que rios são entidades da paisagem que são espacialmente e temporalmente contínuas aonde as suas interações longitudinais laterais e verticais com o meio terrestre geram uma heterogeneidade que ainda está no processo de ser compreendida (FAUSCH et al., 2002). Outro fator que faz com que os impactos de uso e cobertura do solo se manifestem de forma complexa é a organização hierárquica espacial dos ecossistemas lóticos. Esta organização se dá em estruturas em uma escala espacial menor (micro-habitat), que estão dispostas nas estruturas de canal (poço/corredeira), que por sua vez estão aninhadas dentro dos trechos, segmentos de vale, sub-bacia e região (MCCLUNEY et al., 2014). Consequentemente, os impactos de uso e cobertura do solo variam de acordo com a escala espacial em questão pois diferentes variáveis relacionadas a estes distúrbios são sensíveis a alterações em diferentes escalas (ALLAN, 2004; FELD, 2013). Por exemplo, enquanto sombreamento é uma variável sensível ao desmatamento em uma escala local, o impacto local do desmatamento na temperatura da água pode ser detectado quilômetros abaixo do ponto aonde ocorreu o desmatamento pontual (RUTHERFORD et al., 2004).

Em seu artigo seminal, Hynes, 1975, salientou que, “em todos os aspectos o vale governa o rio”. Mais do que qualquer ecossistema, ecossistemas de rios são determinados pela sua interface com ecossistemas adjacentes (GREGORY et al., 1991). Dentro deste contexto, a presença ou ausência de vegetação na zona ripária influencia desproporcionalmente diversas funções ecológicas em dos ambientes de rios, pois se estas se encontram no ponto culminante de interação entre o rio e o vale (CHAUVET; DÉCAMPS, 1989). A vegetação ripária

influencia os ecossistemas de rios através de diversos mecanismos, como a moderação da temperatura da água pela evapotranspiração e sombreamento, provisão de uma zona de amortecimento que filtra sedimentos (NEWBOLD et al., 1982; SIMON; COLLISON, 2002; SWEENEY; BOTT, 2004; POFF et al., 2006), absorve nutrientes (PETERJOHN W.T.; CORRELL D.L., 1984; THOMAS et al., 2001; VALETT et al., 2002) e dá estabilidade às margens, e modula a entrada de material vegetal no rio que muitas vezes pode ser uma das principais fontes de energia dos ecossistemas aquáticos (FINLAY et al., 2002), além de contribuir com troncos e galhos que também contribuem para a estabilidade física do trecho (BILBY; WARD, 1991; PAULA, DE et al., 2013).

Apesar dos ecólogos de rios reconhecerem há bastante tempo que rios são influenciados pelas paisagens pelas quais eles fluem (VANNOTE et al., 1980; MINSHALL et al., 1985), apenas recentemente inovações nos métodos aplicáveis à ecologia de paisagem resultaram no desenvolvimento de novos paradigmas na ecologia de rios, que apresentam oportunidades para pesquisas interdisciplinares (WIENS, 2002). Nas últimas duas ou três décadas, ideias derivadas da ecologia de paisagens começaram a influenciar a teoria da ecologia de rios, concomitantemente com o desenvolvimento de computadores com alta capacidade de processamento de baixo custo, ferramentas estatísticas multivariadas, sensoriamento remoto e Sistemas de Informações Geográficas (SIGs) (KING; BAKER, 2010).

Este crescimento de estudos de rios no contexto espacial tem evidenciado que existem diversas consequências diretas e indiretas do uso e cobertura do solo que interagem de forma complexa (ALLAN, 2004). Desta forma se faz necessário cada vez mais examinar os impactos antrópicos sob os ecossistemas de rio levando em consideração a variabilidade local e regional, de forma a desenvolver ferramentas diagnósticas que tenham maior poder em orientar o processo decisório em relação a ações de preservação, conservação e recuperação dos ecossistemas de rios. A Mata Atlântica vem sofrendo extensivas mudanças na sua cobertura vegetal durante os últimos 100 anos com uma perda estimada de 0,25% de sua área de cobertura total por ano (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA, 2016). O padrão de desmatamento resultou em uma paisagem fragmentada dominada por florestas secundárias progressivamente mais jovens (TEIXEIRA et al., 2009). Desta forma, os ecossistemas de rios presentes neste bioma apresentam sua mata ciliar descontínua, apresentando trechos de vegetação ripária florestados e outros com ausência dessas áreas de amortecimento.

A Lei de Proteção da Vegetação Nativa (LPVN), popularmente conhecida como Novo Código Florestal Brasileiro, prevê faixas variáveis de vegetação ripária a serem preservadas

sob o título de Áreas de Preservação Permanentes (APPs). Estas faixas, estabelecidas na legislação promulgada em 1965, foram recentemente modificadas no Novo Código Florestal, abrigado sob as leis federais 12.651/2012 e 12.727/2012, e sob os Decretos Presidenciais 7.830/2012 e 8.235/2014, principalmente. As APPs relacionadas ao tamanho das matas ciliares determinavam a manutenção de vegetação em faixas variando entre 30 metros a 500 metros nas margens de nascentes (mesmo que intermitentes), corpos e cursos d'água, dependendo da largura dos rios. No Novo Código Florestal, as APPs variam agora entre 5 metros e 100 metros, sendo também prevista anistia de até 80% nas margens de rios com mais de 600 metros de largura. Em propriedades de 4 a 10 Módulos Fiscais, o perdão pode chegar a 90% do desmatado nas margens de rios entre 100 e 600 metros de largura.

Apesar de toda a discussão gerada pelas possíveis mudanças na legislação, existem poucos dados sobre a importância relativa da presença ou ausência da mata ciliar nos aspectos funcionais e estruturais dos ecossistemas de rios, sendo os argumentos defendidos pela manutenção das antigas dimensões de faixas de mata ciliar, em geral baseados em um princípio precaucionário. A maior parte da discussão sobre o tamanho de APPs e reservas legais na literatura disponível tem enfoque em ambientes terrestres (METZGER, 2010). Por consequência, surge a necessidade de se realizarem estudos que, avaliem os impactos da perda de mata ciliar em ecossistemas de rios de forma espacialmente explícita de forma a subsidiar a definição das dimensões reais em que a preservação ou recuperação da vegetação ripária seja efetiva na manutenção da integridade de ecossistemas de rios.

Objetivos e estrutura da tese

Esta tese possui como objetivo geral investigar a influência dos impactos do uso do solo na estrutura e no funcionamento de córregos em diferentes escalas espaciais. Isto implica no uso de diversas técnicas de forma a identificar variáveis abióticas e bióticas, bem como variáveis relativas ao funcionamento e à estrutura dos ecossistemas que são afetadas pelo uso e cobertura do solo e os mecanismos subjacentes das respostas biológicas ao uso e cobertura do solo.

O Capítulo 1 consiste em uma revisão bibliográfica com enfoque em estudos sobre impactos do uso e cobertura no solo sobre riachos tropicais com o objetivo de sistematizar o conhecimento disponível na literatura científica sobre rios tropicais. Este capítulo tem como objetivo identificar padrões e evidenciar lacunas no conhecimento sobre os impactos de uso do solo em rios e córregos.

O conteúdo baseado em dados originais, nesta tese, é dividido em duas seções. A

primeira seção é composta dos capítulos Capítulos 2, 3 e 4, e tem como enfoque dados obtidos em 30 pontos de coleta distribuídos em quatro rios de Mata Atlântica localizados na bacia do rio Guapiaçú em Cachoeiras de Macacu, estado do Rio de Janeiro.

O Capítulo 2 investiga a correlação de variáveis ambientais físicas, químicas e biológicas com o impacto da agricultura. Através do uso de Sistema de Informação geográfica foram quantificadas as intensidades de impacto para diversas escalas espaciais. Estas escalas compreenderam desde o trecho local, passando por diversas dimensões espaciais de *buffer* ripário, até a escala de sub-bacia hidrográfica. O objetivo deste capítulo foi determinar quais variáveis medidas estão correlacionadas ao uso e cobertura do solo e, num segundo momento, identificar quais escalas espaciais estão mais correlacionadas com estes impactos.

O Capítulo 3 teve como objetivo identificar em que proporção as variáveis relacionadas ao uso e cobertura do solo e a distribuição espacial dos pontos de coleta determinam a composição e estrutura das comunidades de invertebrados bentônicos. Técnicas de partição de variância foram utilizadas para determinar a influência da distribuição espacial dos pontos de coleta e das variáveis ambientais medidas na estrutura da comunidade, bem como em caracteres funcionais e em índices baseados em métricas de impacto. Este capítulo teve, como objetivo secundário, identificar quais métricas baseadas em invertebrados bentônicos são menos suscetíveis à auto-correlação espacial e, por consequência, melhores indicadoras de impactos de uso e cobertura do solo.

No Capítulo 4 são construídos modelos de equações estruturais de forma a investigar os caminhos através dos quais as diferentes escalas espaciais de uso e cobertura do solo influenciam na estrutura e no funcionamento dos ecossistemas de rios. Os modelos foram construídos a partir de matrizes de correlações entre variáveis e baseados na literatura disponível. O objetivo deste capítulo foi identificar através de que mecanismos os distúrbios em diferentes escalas espaciais se traduzem em impactos em métricas funcionais e estruturais e quais escalas espaciais são mais importantes nessa determinação.

A segunda seção tem como objeto de estudo transições abruptas entre tipos diferentes de vegetação ripária. O Capítulo 5 consiste em um artigo já formatado e pronto para submissão. Neste é realizada uma extensiva investigação em uma transição abrupta entre floresta e agricultura em um riacho de Mata Atlântica, com enfoque em variáveis ambientais e dados de comunidades de macroinvertebrados bentônicos. A partir de modelagem não linear e estimativa de distâncias transicionais, foi proposto um novo método para determinar as distâncias em que os efeitos de uma condição ripária à montante podem ser detectados em uma diferente condição à jusante.

1. USO E COBERTURA DO SOLO E ECOSISTEMAS TROPICAIS, MECANISMOS E ESCALAS ESPACIAIS.

1.1 Introdução

A percepção dos impactos humanos nos ecossistemas de rios em países desenvolvidos já está reconhecida, de forma que já existe uma demanda de se preservar as áreas remanescentes e já são realizados esforços de restauração de sistemas degradados. Nos países subdesenvolvidos, no entanto, com o desenvolvimento industrial mais lento o processo de degradação destes ecossistemas ainda está numa fase crescente (MALMQVIST; RUNDLE, 2002; BOYERO et al., 2009). A maior parte do crescimento populacional projetado para o futuro próximo está concentrado para países subdesenvolvidos em áreas tropicais fazendo com que ambientes tropicais sejam mais vulneráveis à superexploração de recursos hídricos. Porém, para estes países, a percepção da vulnerabilidade em relação à degradação de recursos hídricos ainda é incipiente. Para os ambientes tropicais as taxas globais de desflorestamento são estimadas em cerca de 20 milhões de ha/ano (BRUIJNZEEL, 2004), e estão crescendo rapidamente, especialmente em países com elevado crescimento populacional (MELOROSE et al., 2015). Isto faz com que, a conversão de florestas em paisagens agrícolas ou degradadas pela a agricultura seja uma das principais formas de impacto antrópico que podem gerar impactos em rios e córregos (HOUGHTON et al., 2011).

Quanto ao uso do solo para a agricultura rios tropicais são essencialmente diferentes de rios temperados, pois, além das diferenças climáticas e da maior biodiversidade, há três distinções importantes entre o uso e cobertura do solo de regiões temperadas e tropicais: (1) Nos países subdesenvolvidos (que englobam a maior parte dos trópicos) as fontes pontuais de poluição ainda são ubíquitas enquanto para os países desenvolvidos, em sua grande parte, as fontes de poluição difusas são mais proeminentes; (2) O uso de fertilizantes é muito menor nos países em desenvolvimento do que nos desenvolvidos. Por exemplo, várias culturas agrícolas no Brasil recebem menos fertilizantes do que o necessário; portanto, muitas vezes elas são sumidouros de nutrientes, enquanto nos países desenvolvidos, os campos agrícolas são fontes de nutrientes para os corpos d'água (MITSCH et al., 2001; FELD; HERING, 2007); e (3) as culturas cultivadas e as práticas de gestão são muito diferentes entre países tropicais em desenvolvimento em comparação com países desenvolvidos de clima temperado (OMETTO; MARTINELLI, 2000).

No entanto, enquanto a quantidade de informação disponível é limitada para ambientes

tropicais, o tempo está se tornando escasso para se coletar informações para orientar esforços de manejo de ecossistemas de rios. Em muitos locais o ritmo de degradação é mais rápido do que o ritmo em que se adquire informação sobre ecossistemas de rios, ainda mais no que diz respeito à biodiversidade de espécies (DUDGEON et al., 2006). Entender como ecossistemas lóticos tropicais mudam em resposta ao uso da terra é uma das principais prioridades para a gestão e conservação. Recentemente, diversos de estudos têm documentado associações entre o uso da terra e as medidas da condição ambientais em ambientes tropicais, utilizando comparações entre lugares prístinos e impactados ou modelos empíricos. Em geral esses estudos fornecem forte evidência da importância da paisagem circundante e as atividades humanas para a integridade ecológica de rios e córregos tropicais (INFANTE; ALLAN, 2010). Desta forma esta revisão foi realizada com o intuito de organizar parte do conhecimento disponível sobre o tema de mudança de uso e cobertura do solo em ecossistemas de rios tropicais de forma a dar subsídio ao desenvolvimento desta tese de doutorado.

1.2 **Objetivos**

O objetivo deste estudo foi, através de pesquisa na literatura disponível, identificar quais são os padrões descobertos para as respostas de rios tropicais aos impactos de mudança de uso e cobertura do solo de forma a responder as seguintes perguntas:

- Aonde estão sendo realizados os estudos sobre impactos de uso e cobertura do solo em ambientes tropicais?
- Em qual escala espacial estes estudos estão sendo realizados?
- Quais são os impactos causados pela mudança de uso e cobertura do solo estão sendo reportados para o meio físico químico?
- Quais são os impactos na estrutura e no funcionamento de ecossistemas de rios tropicais causados pela mudança do uso e cobertura do solo.
- Quais foram os mecanismos físico químicos que levaram às tais mudanças na estrutura e no funcionamento?

1.3 Materiais e Métodos

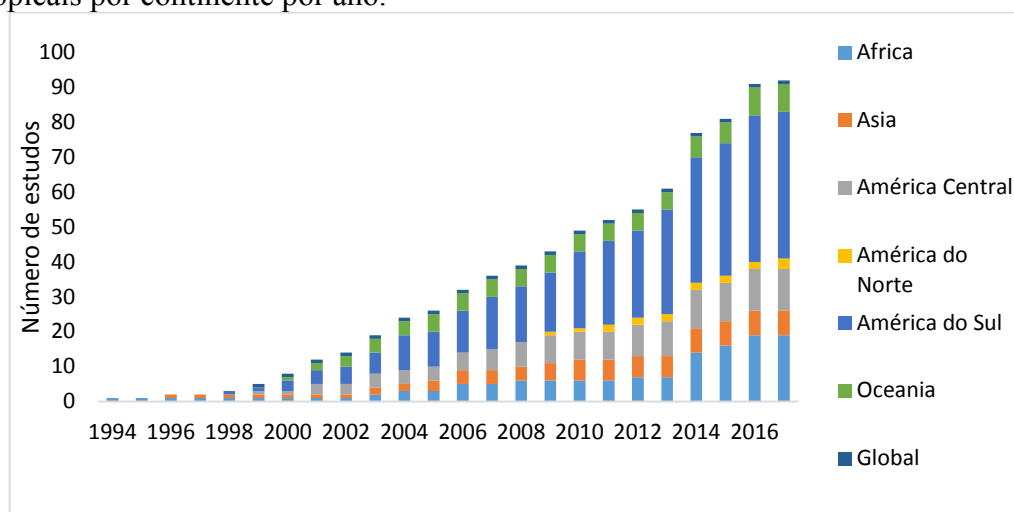
Foi realizada uma revisão sistemática da literatura disponível na base de dados Web of Knowledge usando como palavras-chave: "Land Use", "River" "Stream" e "Tropical". Dentre os artigos encontrados foram selecionados aqueles relevantes para responder as perguntas supracitadas. Foram selecionados artigos que reportaram impactos do uso e cobertura do solo indicando pelo menos a escala em que o uso e cobertura do solo foi quantificado e que quantificaram efeitos em algum componente da estrutura e/ou funcionamento dos ecossistemas estudados.

1.4 Resultados

Foram encontrados 254 artigos como resposta para a pesquisa. Destes após leitura preliminar, 92 foram considerados relevantes para responder as perguntas propostas. A maior parte dos estudos encontrados foram realizados em rios da América do Sul. Em seguida o continente com mais trabalho sobre rios tropicais foi a África e a América Central. Diversos estudos foram realizados em rios de altitude e em áreas de savana, entretanto a maior parte dos estudos foram realizados em florestas tropicais. Recentemente, pode se notar um aumento do número de artigos provenientes de países africanos.

Quanto à escala espacial, os trabalhos estudados focaram suas análises no uso e cobertura de solo dos trechos estudados ou da bacia hidrográfica na qual os estudos foram realizados. Em sua maioria, os estudos que investigaram os efeitos do uso e cobertura do solo na escala de trecho de rio realizaram avaliações visuais do impacto. Poucos estudos investigaram a presença ou ausência de vegetação ripária ao longo de um trecho acima dos pontos de coleta, quantificando o uso do solo de forma explícita. Somente 12 estudos compararam os efeitos do uso e cobertura do solo em mais de uma escala espacial nas variáveis medidas (Figura 1.2).

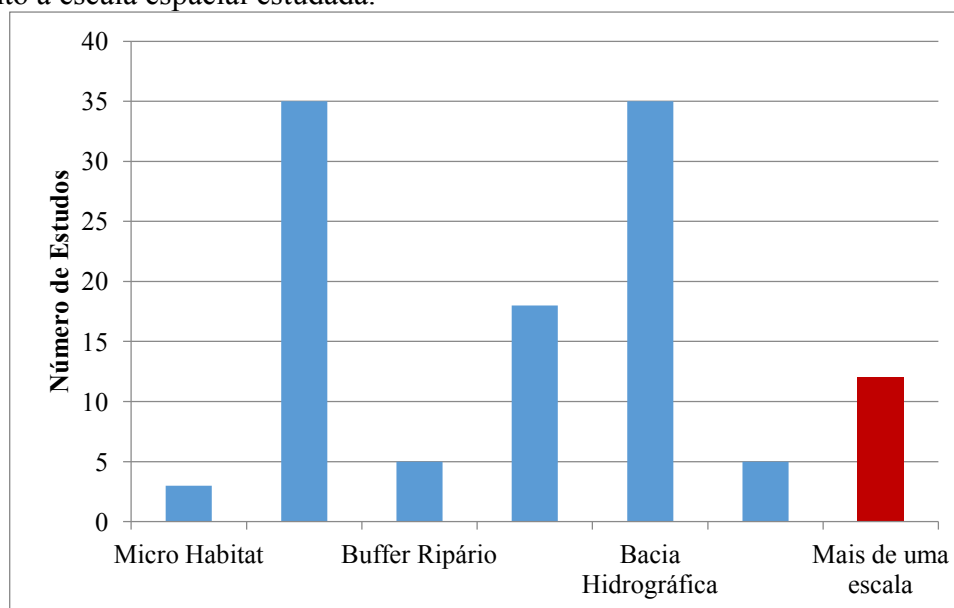
Figura 1.1 – Distribuição cumulativa dos estudos sobre uso e cobertura do solo em rios tropicais por continente por ano.



Fonte: O autor, 2017.

Dos estudos levantados, o tipo de impacto mais reportado pela mudança de uso e cobertura do solo foi o aumento da entrada de nutrientes. A entrada de sedimentos também foi considerada importante para diversos estudos, sendo as variáveis de entrada de matéria orgânica e de perda de conectividade as alterações menos reportadas (Figura 1.3).

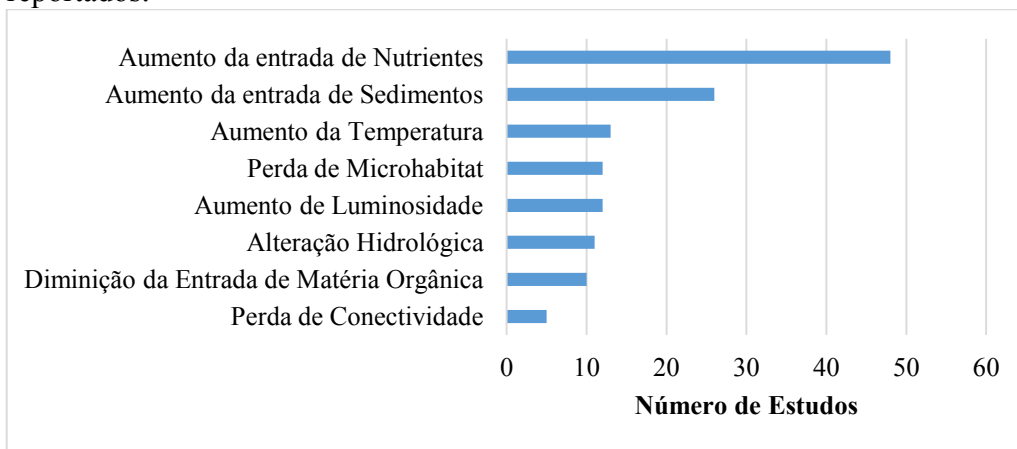
Figura 1.2 – Distribuição dos estudos sobre uso e cobertura do solo em rios tropicais quanto à escala espacial estudada.



Fonte: O autor, 2017.

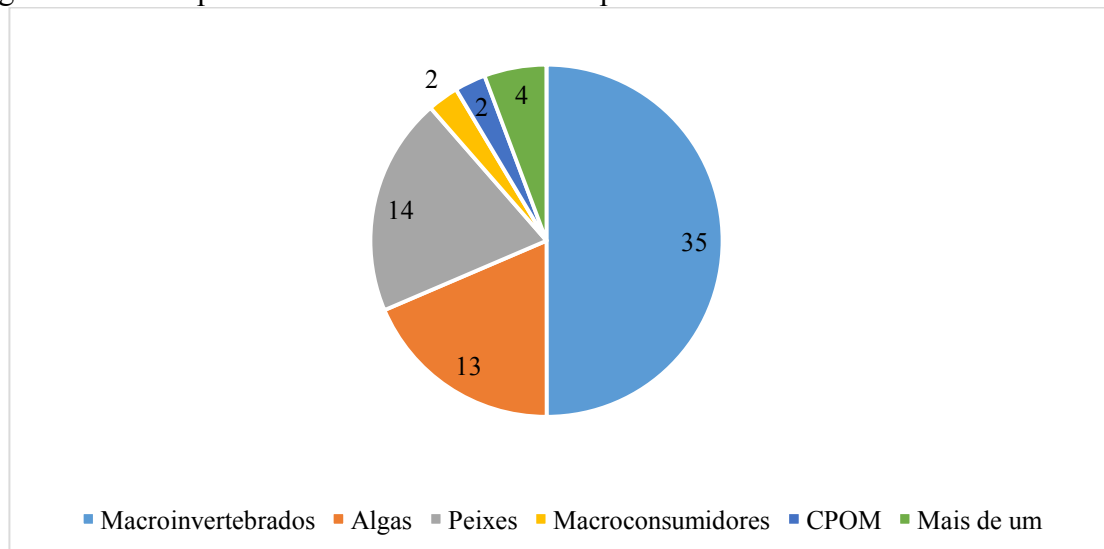
A maior parte dos artigos que trataram de impactos da mudança de uso e cobertura do solo em ecossistemas de rios tropicais usaram macroinvertebrados como indicadores. Do total de 92 artigos, 70 trataram sobre componentes estruturais dos ecossistemas, sendo desses, 35 eram sobre macroinvertebrados bentônicos ou abrangiam esse tema também. Também foram encontrados diversos estudos sobre impactos em algas e peixes, enquanto os estudos sobre estoque de matéria orgânica e as comunidades de macroconsumidores que não são peixes foram raros (Figura 1.4).

Figura 1.3 – Impactos da mudança de uso e cobertura do solo no meio físico químico reportados.



Fonte: O autor, 2017.

Figura 1.4 – Componentes estruturais abordados pelos estudos encontrados.



Fonte: O autor, 2017.

1.4.1 Impactos em comunidades de algas

Ao todo, 14 estudos reportaram respostas de algas bentônicas às mudanças de uso e cobertura do solo. Em geral para rios tropicais os impactos causados pela mudança de uso e cobertura do solo em comunidades de algas bentônicas negativos e as principais vias físico-químicas reportados são o aumento da entrada de nutrientes, o aumento da luminosidade e as alterações hidrológicas. Quanto à abundância, a maior parte dos estudos apontou um aumento da biomassa de algas bentônicas correlacionadas com o gradiente de impacto (BOJSEN; BARRIGA, 2002). Tanto o aumento da luminosidade (SONNEMAN; WALSH, 2001; BENSTEAD et al., 2003; VÁZQUEZ et al., 2011) quanto da disponibilidade de nutrientes (NEILL et al., 2001; GÜCKER et al., 2009; VÁZQUEZ et al., 2011) se apresentaram como fatores explicadores deste aumento. Entretanto, houveram evidências que graus avançados de impacto com um aumento muito grande da entrada de sedimentos em rios pode levar a uma diminuição da biomassa algal bentônica pela abrasão das partículas e a inibição da fotossíntese por sombreamento (SONNEMAN; WALSH, 2001).

Em relação à riqueza de espécies em geral, existe uma perda de espécies pouco tolerantes ao longo do gradiente de impacto (JÜTTNER et al., 2003; NDIRITU et al., 2006; KASANGAKI et al., 2008). Em níveis de impacto intermediário, ou em zonas de transição entre áreas preservadas e áreas impactadas, pode haver um aumento da riqueza de espécies. Este fenômeno pode ocorrer devido ao fato que níveis intermediários de impacto podem trazer nutrientes e luz enquanto nestas zonas de transição a diversidade de micro habitats ainda está presente no rio (VÁZQUEZ et al., 2011)

A diversidade de algas bentônicas também pode ser maior em níveis de impacto intermediário (BOJSEN; BARRIGA, 2002; VÁZQUEZ et al., 2011), porém a perda de espécies e a diminuição da equitabilidade se apresentam em níveis mais intensos de impacto (WALSH et al., 2002; BOTT, THOMAS L; NEWBOLD, 2013). Ndiritu e colaboradores (2006) encontraram que para comunidades de algas bentônicas de um rio urbano no Quênia a diversidade de algas estava positivamente correlacionada com a o aumento de fosfato na água, porém negativamente relacionada com a presença de nitrogênio.

Ainda, a maior parte dos estudos teve enfoque na substituição de espécies pouco tolerantes por espécies tolerantes aos impactos reportados. Como padrão geral, foi reportado o aumento de algas filamentosas e cianofíceas em detrimento de diatomáceas e algas pouco tolerantes ao aumento de luz, principalmente. A composição das comunidades de algas

bentônicas se mostrou um eficiente indicador de impacto do uso do solo em um estudo comparativo entre algas bentônicas, macroinvertebrados e peixes, (MANGADZE et al., 2016).

1.4.2 Impactos em comunidades de macroinvertebrados.

O estoque ou abundância de macroinvertebrados mostrou padrões dissimilares em relação aos estudos. Entretanto assim como para as algas bentônicas, na maior parte dos casos o aumento da abundância local de invertebrados ao longo do gradiente de aumento de impacto se deu devido a impactos de ordem intermediária, estando principalmente associados com o aumento de biomassa de algas como fonte basal de recursos (HELSON et al., 2006; TURNER et al., 2008; ROSA et al., 2013; MACEDO et al., 2014). No entanto, um estudo encontrou uma correlação positiva das comunidades de invertebrados com aumento da temperatura ao longo de um gradiente de impacto (INIGUEZ-ARMIJOS et al., 2016). A maior parte dos estudos, entretanto, associou a diminuição de estoque de macroinvertebrados devido aos impactos de mudança de uso e cobertura do solo (BENSTEAD et al., 2003; NDARUGA et al., 2004; TURNER et al., 2008; MESA, 2010; ZHANG et al., 2010; BÜCKER et al., 2010; BERE; TUNDISI, 2010; SUGA; TANAKA, 2013; KILONZO et al., 2014; MASESE, FRANK O et al., 2014; DOCILE et al., 2015).

Entre os principais impactos reportados como responsáveis pela diminuição da abundância de invertebrados bentônicos foram reportados a perda de micro-habitat devido ao assoreamento dos rios (BENSTEAD et al., 2003; CASTRO VASCONCELOS, DE; MELO, 2008; KASANGAKI et al., 2008; KILONZO et al., 2014; AGUIAR et al., 2015). Ainda como impactos negativos foram reportados o aumento da temperatura (NDARUGA et al., 2004) e a diminuição da entrada lateral de matéria orgânica (MASESE et al., 2014).

Quanto à riqueza de espécies, dois estudos demonstraram um aumento relativo da riqueza de espécies com o impacto, ambos relacionados com o aumento na disponibilidade de recursos alimentares em situações de impacto intermediário (BENSTEAD et al., 2003; DOCILE et al., 2015). Os demais estudos todos demonstraram uma perda da riqueza de espécies de macroinvertebrados tanto no nível taxonômico de espécie quanto em outros níveis acima (THORPE; LLOYD, 1999; OMETO et al., 2000; SUBRAMANIAN et al., 2005; HELSON et al., 2006; CASTRO VASCONCELOS, DE et al., 2008; PRAMUAL; KUVANGKADILOK, 2009; MESA, 2010; ZHANG et al., 2010; BÜCKER et al., 2010; MESA et al., 2013; BERNADET et al., 2013).

Como mecanismos da diminuição de riqueza de espécies foram reportados principalmente Alteração Hidrológica (THORPE; LLOYD, 1999), o aumento de luminosidade (BENSTEAD et al., 2003; HELSON et al., 2006), o aumento da temperatura (PRAMUAL; KUVANGKADILOK, 2009; INIGUEZ-ARMIJOS et al., 2016), 2016, o aumento da entrada de sedimentos (CASTRO VASCONCELOS, DE et al., 2008; CONNOLLY et al., 2016), a perda de micro-habitat ou da heterogeneidade de substratos (BENSTEAD et al., 2003; MASESE, FRANK O. et al., 2014), o aumento da entrada de nutrientes (HELSON et al., 2006; INIGUEZ-ARMIJOS et al., 2016; MWEDZI et al., 2016) e a diminuição da entrada de matéria orgânica (MASESE, FRANK O. et al., 2014; CONNOLLY et al., 2016).

Dois estudos reportaram o aumento da diversidade ao longo do gradiente de impacto. Entretanto estes estudos também estavam associados com o baixo nível de impacto causado por pastagens em trechos de rios próximos a áreas pristinas ou de presença de vegetação, onde a colonização de macroinvertebrados é facilitada e o aumento da presença de macrófitas aquáticas nas margens dos rios causa um aumento na complexidade de micro habitats com refúgios principalmente para macroinvertebrados maiores como larvas de Odonata e Coleoptera (ANSAH et al., 2012; SUGA; TANAKA, 2013) e também o aumento de algas como fonte basal de recurso (ANSAH et al., 2012). Em geral a tendência da diversidade de invertebrados bentônicos foi de queda com o aumento do impacto através dos mesmos mecanismos reportados como causadores da perda de riqueza de espécies.

1.4.3 Impactos em comunidades de macroconsumidores

Somente foram encontrados dois estudos sobre o impacto do uso e cobertura do solo sobre macroconsumidores (não peixes) em ecossistemas tropicais. Fièvet et al. 2001 associou a perda de riqueza de espécies de camarões anfítrons em riachos de cabeceira com impactos de mudança de uso e cobertura na do solo causando a perda de conectividade entre áreas de estuários e as porções à jusante. Péres-Reyes e colaboradores, 2016, estudando camarões de água doce em Porto Rico, detectaram impactos de diversas fontes na diversidade e biomassa de camarões anfítrons, destacando-se a eutrofização, alteração hidrológica e a diminuição de aporte de material alóctone pela remoção da vegetação ripária.

1.4.4 Impactos em comunidades de peixes.

Dos 14 estudos encontrados sobre impactos de uso e cobertura do solo em peixes somente dois encontraram uma relação positiva entre a abundância de indivíduos e o aumento de impactos de uso e cobertura do solo. Entretanto, ambos os estudos estão relacionados com a presença de espécies generalistas que possuem alta tolerância ao aumento de temperatura e à eutrofização em áreas eutrofizadas (BOJSEN; BARRIGA, 2002; ALEXANDRE et al., 2010). Estas, na ausência de predadores, tendem a ter um aumento de biomassa por área em locais eutrofizados.

Em geral a abundância de peixes foi menor estando principalmente associada à perda de micro-habitat (BOJSEN; BARRIGA, 2002; ENGMAN; RAMÍREZ, 2012) à perda de conectividade e o aumento da entrada de sedimentos nos rios (TOHAM; TEUGELS, 1999; BOJSEN; BARRIGA, 2002). A riqueza de espécies teve uma relação negativa com o distúrbio em três estudos (CUNICO et al., 2012; ENGMAN; RAMÍREZ, 2012; TERRA et al., 2016). O aumento da temperatura e a perda de micro-habitat foram os principais fatores relacionados com a diminuição do número de espécies.

A diversidade de peixes mostrou ter uma relação negativa com o aumento do impacto de uso e cobertura do solo em cinco estudos (BLANCO; SCATENA, 2006; PINTO et al., 2006; CARVALHO et al., 2007; CASATTI et al., 2009; CUNICO et al., 2012; TERRA et al., 2016) estando esta associada, além dos mecanismos relacionados com a perda de riqueza de espécies, às alterações hidrológicas, e à perda de micro-habitat e de conectividade.

1.4.5 Impactos no funcionamento de ecossistemas

Foram encontrados 13 estudos tendo como foco o impacto de mudanças de uso e cobertura do solo em processos ecossistêmicos para rios tropicais. Em geral os estudos trataram sobre metabolismo de ecossistema, havendo também estudos sobre decomposição foliar e absorção de nutrientes. Seis estudos encontraram respostas do metabolismo de ecossistemas aos impactos de mudança de uso e cobertura do solo. O padrão das respostas foi um aumento da produtividade primária bruta associada ao aumento da luminosidade (SILVA-JUNIOR; MOULTON, 2011; BOTT, THOMAS L; NEWBOLD, 2013; CARLSON et al., 2014) e ao aumento da entrada de nutrientes (BOTT, THOMAS L; NEWBOLD, 2013; ROSA et al., 2013). Entretanto, Gücker e colaboradores, 2009 encontraram uma relação negativa entre o impacto relacionado principalmente com o aumento da entrada de sedimentos

causando abrasão nas comunidades de algas bentônicas. Foi encontrado também um aumento da respiração do ecossistema em quatro trabalhos, estando associada ao aumento da concentração de nutrientes em rios impactados por fazendas de produção de peixes (ROSA et al., 2013) e do aumento da temperatura em rios urbanos (RAMÍREZ et al., 2009). Quanto à produtividade primária líquida, Bott & Newbold, 2013 encontraram uma diminuição indicando que o aumento da respiração do sistema foi maior do que o aumento da produtividade primária causado pelo impacto de mudança de uso e cobertura de solo.

Foram encontrados quatro estudos que tratam de decomposição foliar. Em três dos estudos, o impacto do uso e cobertura do solo causou uma diminuição nas taxas de decomposição de folhas em rios tropicais. Entretanto, há controvérsia quanto aos mecanismos através dos quais estes processos acontecem e que ainda não foram investigados. Em alguns casos, o impacto do uso e cobertura do solo foi claramente relacionado com a diminuição de animais rasgadores/particuladores, fazendo com que as taxas de decomposição fossem menores (MASESE, FRANK O. et al., 2014; INIGUEZ-ARMIJOS et al., 2016). No entanto, outros estudos encontraram taxas de decomposição similares entre tratamentos com e sem insetos. Somente três estudos foram encontrados que apresentavam uma resposta consistente do impacto de mudança de uso e cobertura do solo na absorção de nutrientes por ecossistemas de riachos tropicais (BOTT, THOMAS L; NEWBOLD, 2013; ROSA et al., 2013; MARWICK et al., 2014). Em ambos os estudos a incorporação de nutrientes foi maior em rios impactados, estando essa maior incorporação associada com maiores taxas de metabolismo do ecossistema.

1.5 **Discussão**

Foram encontrados 92 estudos sobre impactos da mudança de uso e cobertura do solo em rios e córregos tropicais. O número de estudos sobre este tema tem crescido constantemente, com preponderância de estudos realizados na América do Sul, mas um crescimento grande de estudos realizados em países tropicais africanos. Em geral, os estudos reportaram como principais impactos físico químicos da mudança de uso e cobertura do solo o aumento da entrada de nutrientes e de sedimentos. Estes efeitos estão associados à perda de vegetação nativa tanto na escala de bacia hidrográfica quanto na perda da vegetação ripária em si.

A principal comunidade que foi abordada pelos estudos foram as comunidades de macroinvertebrados. Tradicionalmente, o uso de invertebrados bentônicos como indicadores

de impactos antrópicos é bem estabelecido para estudos em ecossistemas de rios temperados (MERRITT et al., 2008) e diversos países já desenvolveram programas de biomonitoramento de rios através do uso de macroinvertebrados (BUSS et al., 2015). O uso de macroinvertebrados como ferramentas para o biomonitoramento se deve a alguns motivos. Invertebrados bentônicos são componentes chave das cadeias tróficas de rios, ligando recursos alimentares basais, como algas e matéria orgânica alóctone, com níveis tróficos mais elevados, como peixes e macroconsumidores, e inclusive os ambientes terrestres circundantes. Estes organismos tendem a serem sedentários em relação aos pontos de coleta. Enquanto peixes possuem ampla área de território devido à sua vagilidade, invertebrados bentônicos frequentemente completam o seu ciclo de vida em áreas pequenas, fazendo com que a composição das comunidades represente as condições ecológicas locais. Ainda, possuem grande diversidade, havendo espécies com diversos níveis de tolerância a diferentes impactos. Esta sensibilidade às diversas fontes de impacto ficou evidenciada nos diversos estudos levantados. Desta forma, a estrutura das comunidades acumula diversas informações sobre o estado de conservação dos rios nos quais se encontram.

Dos 92 estudos encontrados somente 45 deles ofereceram dados quanto aos mecanismos de impacto relacionados com as alterações estruturais ou funcionais observadas nos ecossistemas. Em geral os estudos sobre mudanças de uso e cobertura do solo em caracteres estruturais baseiam-se em dados disponíveis na literatura e não em medições locais das variáveis que podem explicar os padrões de mudança observados no campo para explicar as variações observadas. Os artigos sobre funcionamento de ecossistemas tendem a abranger mais profundamente os mecanismos de impacto por trás das variações encontradas nos processos ecossistêmicos estudados.

Os estudos que abordaram processos ecossistêmicos em relação às mudanças de uso e cobertura de solo foram raros representando apenas ~15% do total (13 de 92). Esta lacuna no conhecimento é grande, visto que o uso de uma abordagem funcional para a avaliação do impacto da mudança de uso e cobertura do solo nos ecossistemas de rios tropicais pode ser útil por diversos motivos. Recentemente, uma vasta gama de técnicas se tornou disponível para investigar processos ecossistêmicos em ambientes de água doce como decomposição foliar, ciclagem de nutrientes, metabolismo de ecossistema e a produtividade secundária. O funcionamento de ecossistemas apresenta ainda a vantagem de representar a integração de vários parâmetros estruturais ao longo do tempo fornecendo uma visão integrada do ecossistema, além de não apresentar restrições geográficas associadas à taxonomia dos organismos (MCTAMMANY et al., 2003; BOYERO; PEARSON, RICHARD G; et al., 2011;

CLAPCOTT et al., 2012). Bunn e colaboradores (1999) argumentam que, enquanto medidas de padrões ecológicos são frequentemente usados como indicadores biológicos primários de saúde do rio, estes padrões pouco informam sobre importantes processos de fluxo do ecossistema sendo a medida direta destes processos considerada fundamental para a determinação da saúde de ecossistemas de rios.

Quanto às escalas de alteração de uso e cobertura do solo, os estudos se concentraram principalmente na escala local (trecho) ou na escala de bacia hidrográfica. Poucos estudos realizaram investigações sobre o impacto de uso e cobertura do solo em mais de uma escala. Para diversos países desenvolvidos, já foram desenvolvidos índices bióticos baseados em diversos indicadores ecossistêmicos e de comunidades que permitem, a princípio, avaliar a efetividade de projetos de recuperação e manejo de rios na escala espacial de interesse (FITZPATRICK et al., 2001; FELLOWS, C. S. C. et al., 2006; FELD, 2013). Ainda, diversos estudos que apontaram os impactos como escala local não realizaram uma avaliação aprofundada da escala de impacto, muitas vezes simplesmente categorizando as áreas de impacto como, por exemplo, floresta e agricultura. Apesar de muitas vezes esta ser uma alternativa útil para o tratamento dos dados, isto faz com que estes estudos se tornem de difícil comparação para questionamentos quanto à magnitude do impacto e do subsequente efeito observado (POFF et al., 2006).

1.6 Conclusão

É sabido que diversas variáveis ambientais relacionadas com a mudança de uso e cobertura do solo respondem de maneira diferenciada dependendo da escala observada e que, diferentes variáveis ecossistemas respondem de forma diferenciada aos impactos em diferentes escalas. Estes estudos que se baseiam em somente uma variável ambiental ou somente uma escala de impacto trazem pouca elucidação sobre questões de manejo de bacia hidrográfica, ou sobre estratégias de conservação/preservação.

Em relação aos mecanismos apontados como fatores de alteração em ecossistemas causada pela mudança de uso e cobertura do solo, poucos estudos mediram diretamente as variáveis que levaram às mudanças observadas, principalmente nos estudos que levaram em consideração as variáveis estruturais do sistema. Mais uma vez, a carência de dados em relação à magnitude do efeito da mudança e cobertura do solo e as alterações físico-químicas que levam a alterações ecossistêmicas impedem uma abordagem mecanística que pode levar a elucidar questões importantes sobre o funcionamento e a estrutura de ecossistemas de rios

tropicais impactados. Desta forma, estudos que visam uma abordagem multi-escala dos impactos de uso e cobertura do solo, bem como estudos que visam determinar os mecanismos que levam às alterações antrópicas nos ecossistemas de rios e córregos se fazem necessários para dar subsídios a futuras discussões sobre estratégias de conservação e de mitigação de impactos antrópicos em rios tropicais.

2. EFEITO DA AGRICULTURA EM VARIÁVEIS AMBIENTAIS NAS ESCALAS DE TRECHO, BUFFER RIPÁRIO E SUB-BACIA.

2.1 Introdução

Ecólogos de rio cada vez mais reconhecem que alterações físico-químicas no ambiente são controladas pelo uso do solo em diversas escalas, desde o trecho imediatamente ao lado do rio, passando pelo corredor ripário até a escala de bacia hidrográfica. Esta interdependência de variáveis ambientais através de múltiplas escalas espaciais resulta uma hierarquia especial complexa da degradação. No entanto, como visto no Capítulo 1 do presente trabalho, existe uma lacuna no conhecimento sobre em quais escalas espaciais o uso e cobertura do solo determina o comportamento de variáveis específicas nos rios. A compreensão destas interdependências entre variáveis ambientais é necessária de forma a melhor se identificar as respostas ecossistêmicas aos impactos antrópicos (FELD, 2013).

Por exemplo, o uso e cobertura do solo na escala local está associado com aumento de luminosidade e temperatura. No entanto, enquanto o efeito da perda de vegetação ripária no sombreamento é exclusivamente local, o aumento de temperatura responde ao sombreamento em uma escala muito maior (RUTHERFORD et al., 1999). De forma intermediária, o efeito negativo da perda local de vegetação na entrada lateral de matéria orgânica vegetal é mais extremo localmente, porém o efeito de transporte pela água faz com que este efeito possa ser sentido a certa distância à jusante.

Efeitos da perda de vegetação ripária na entrada de nutrientes e na dinâmica de sedimentos estão normalmente associados com impactos de maior magnitude na bacia hidrográfica (HEATHERLY et al., 2007; MILLER et al., 2012), seja no corredor ripário ou na escala de bacia (LAMMERT; ALLAN, 1999; KING et al., 2005; MALONEY; WELLER, 2011). Já alterações em variáveis relacionadas a funcionamento e estrutura de ecossistemas já foram reportadas para todas estas escalas, sendo o uso e cobertura do solo um dos principais causadores de perda de integridade ecossistêmica (BOYERO; PEARSON, RICHARD G.; et al., 2011; ROBERTS et al., 2012; BOTT, THOMAS L.; NEWBOLD, 2013).

No entanto, estudos que levam em consideração escalas espaciais de impacto normalmente avaliam os efeitos do uso e cobertura do solo em variáveis relacionadas a impacto em apenas uma de três tipos de escala: o trecho local, que pode ser descrito por um buffer local com largura e comprimento na escala de centenas de metros; o buffer ripário, que é similar ao buffer local, porém englobe todo o comprimento do rio até a cabeceira e a escala

de sub-bacia, sendo considerada toda a área de drenagem à jusante do ponto de coleta (ALLAN, 2004). Desta forma, a não ser que os padrões de resposta sejam consistentes através de todas as escalas de impacto, os resultados para uma escala não são extrapoláveis de forma a se realizar predições em outras escalas (REZENDE et al., 2014).

Ainda, simples quantificação da agricultura em qualquer escala espacial, em si, não pode ser a causa destas alterações ecossistêmicas. Estas alterações necessitam de serem mediadas por impactos no meio físico, químico e biológico que intermediam estes efeitos (BURCHER et al., 2007a). A simples correlação direta entre o uso do solo e variáveis indicadoras se torna incipiente para responder importantes questões sobre a distribuição do uso do solo ou melhores práticas agrícolas. Não sabendo quais são as escalas espaciais de uso do solo às quais as variáveis ambientais estão correlacionadas com os impactos ecossistêmicos subjacentes. Este conhecimento é premente no que diz respeito ao desenvolvimento de técnicas de manejo.

A restauração e a conservação de áreas ripárias são métodos comumente empregados em países desenvolvidos de forma a proteger recursos hídricos (SCARSBROOK; HALLIDAY, 1999; SWEENEY; NEWBOLD, 2014). Enquanto já foi demonstrado que a presença de corredores ripários pode mitigar impactos antrópicos, é possível que, dependendo da intensidade do uso e cobertura do solo em outras escalas espaciais, os esforços locais de preservação não sejam efetivos (WAHL et al., 2013; SWEENEY; NEWBOLD, 2014). Desta forma, se faz necessária uma abordagem em diversas escalas espaciais de forma a identificar através de que variáveis físico-químicas os efeitos do uso do solo são detectáveis para, posteriormente, inferir quais são os mecanismos através dos quais o uso do solo pode alterar a estrutura e o funcionamento dos ecossistemas, e para quaisquer extrapolações desejadas.

2.2 Objetivos Específicos

Este capítulo teve como objetivos específicos identificar, dentre 22 variáveis ambientais físicas, químicas e biológicas, medidas para os 30 pontos de coleta, quais são aquelas que respondem ao uso do solo. Identificar, para cada variável responsiva, qual a escala espacial em que o uso do solo para agricultura explica melhor a sua variação.

2.3 Materiais e Métodos

2.3.1 Área de Estudo

Os dados utilizados para esta seção foram obtidos em 30 pontos de coleta distribuídos ao longo de quatro rios na bacia do rio Guapiaçú, localizado no município de Cachoeiros de Macacu, estado do Rio de Janeiro (Figura 2.1, Apêndice A para coordenadas geográficas). A bacia do rio Guapiaçú se encontra dentro do domínio da Mata Atlântica do estado do Rio de Janeiro. O rio Guapiaçú drena uma área de aproximadamente 442 km² com suas nascentes na Serra do Mar em elevações de até 1700m acima do nível do mar. A geologia da área é composta principalmente por gneiss e granito Cambriano e pré-Cambriano (KIRCHNER et al., 2015). O clima na região varia de tropical úmido à tropical de savana na escala Köppen-Geiger de classificação climatológica com temperaturas anuais médias de 23.1°C e precipitação média anual de 1307mm. A maior parte da precipitação é concentrada no verão com dezembro sendo o mês mais chuvoso (~200mm) e julho o mais seco (~30mm).

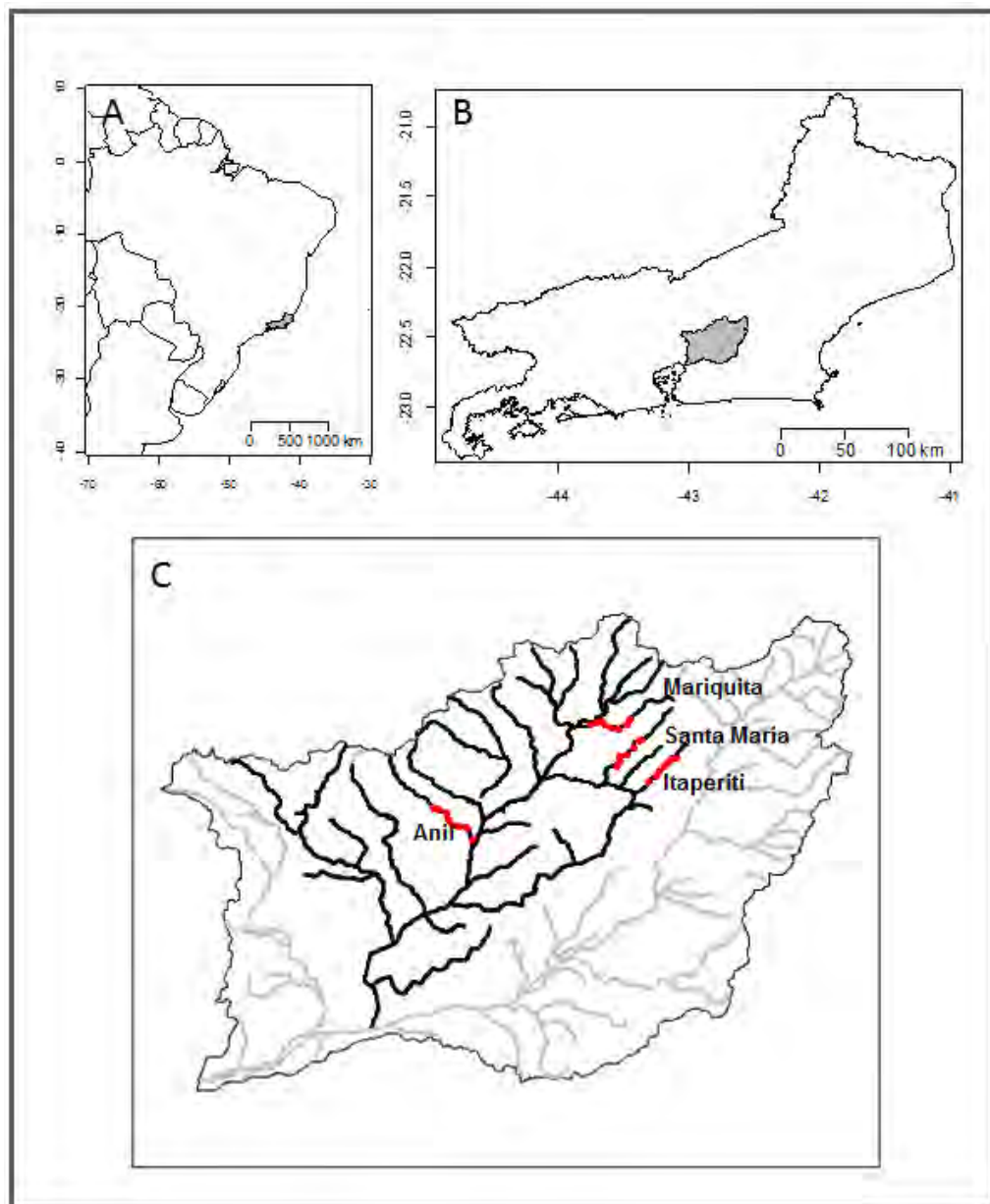
As cabeceiras do rio Guapiaçú se encontram dentro de duas áreas de conservação (Parque Nacional da Serra dos órgãos e Parque estadual dos Três Picos) e costumam se encontrar em boas condições de preservação, devido às encostas inclinadas que tornam o acesso e principalmente o estabelecimento da agricultura difícil. No entanto, quando os rios atingem altitudes mais baixas as áreas ripárias se tornam mais e mais degradadas, principalmente pela agricultura e pecuária extensiva. Este padrão de desmatamento é comum para bacias hidrográficas tropicais e já foi descrito em estudos anteriores (ALLAN et al., 2002). No entanto, a bacia do Guapiaçú ainda apresenta 54% de cobertura florestal em diferentes estados de conservação. O restante da área da bacia é em sua maior parte usado para pastagens de gado bovino (38.6%) e agricultura (5.5%; com principais plantações de mandioca e inhame) (EMATER-RIO, 2013).

Os pontos de coleta foram selecionados de forma que atendessem a alguns critérios. Primeiramente, foram selecionados pontos de coleta de fácil acesso e nos quais pudesse ser obtida permissão dos proprietários das terras adjacentes aos rios. Em segundo lugar, foram evitados ao máximo possível rios que fossem impactados por aglomerações urbanas, visto que impactos de uso e cobertura do solo urbanos tendem a ser desproporcionalmente grandes em relação à área que ocupam e podem gerar um ruído grande quando se tenta detectar impactos de agricultura, ainda mais para rios tropicais cujos impactos da agricultura tendem a ser menos evidentes do que em países temperados onde a agricultura é mais intensiva (OMETTO; MARTINELLI, 2000).

O ponto de coleta 1, em todos os rios, foi selecionado como o ponto a partir do qual

não haviam impactos antrópicos conspícuos à jusante. Esta avaliação foi feita através de observações de campo e de imagens de satélite do Google Earth para o ano de 2013. A partir destes pontos foram selecionados pontos de amostragem de 20 metros de comprimento, de 300 em 300 metros rio abaixo até que o rio se juntasse ao rio Guapiaçú (Rio Anil, 8 pontos); encontrasse um aglomeramento urbano (Itaperiti, 7 pontos, Mariquita, 8 pontos); ou se tornasse inviável o acesso (Santa Maria, 7 pontos).

Figura 2.1 – Localização dos pontos de coleta na bacia do rio Guapiaçú.



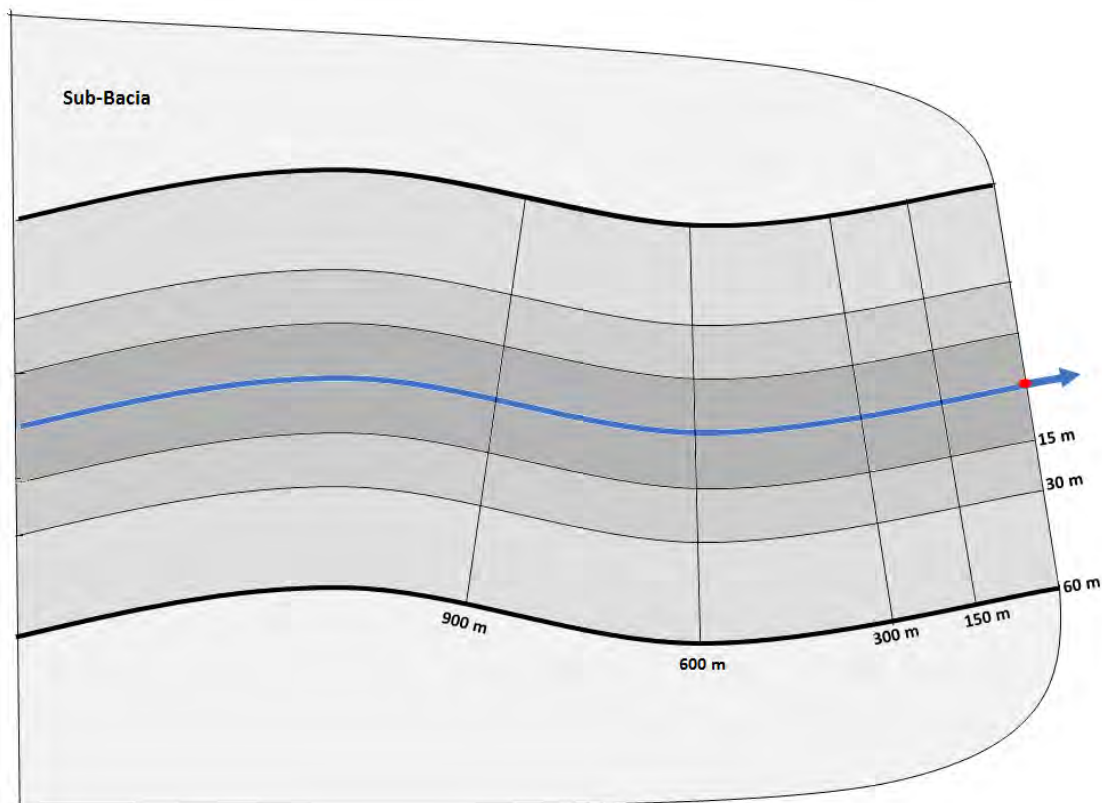
Legenda: A) Localização do estado do Rio de Janeiro no Brasil. B) Localização da bacia do Macacu-Guapimirim no estado do Rio de Janeiro. C) Localização do rio Guapiaçú dentro da bacia do Macacú-Guapimirim (destacado em preto) e dos pontos de coleta nos afluentes em vermelho.

Fonte: O autor, 2017.

2.3.2 Uso e cobertura do solo

Os dados de uso e cobertura do solo para a bacia do Guapiaçú foram gerados a partir de imagens satelitais obtidas pelo sensor SPOT5 para o ano de 2014. A classificação supervisionada foi gerada com o uso do software ArcGIS (ESRI, Redlands, CA, EUA). Para cada ponto de coleta, o uso e cobertura do solo (representado em porcentagem de cobertura da área de agricultura) foram quantificados para diversas escalas espaciais. Estas foram a escala de sub-bacia, as escalas de buffer ripário com 15, 30 e 50 metros de largura e a escala de buffer de trecho em todas as combinações possíveis de 15, 30 e 50 metros de largura e 150, 300, 600 e 900 metros de comprimento (Figura 3).

Figura 2.2 – Representação esquemática das dimensões em que o uso e cobertura do solo foram quantificados.



Legenda: 12 dimensões de buffers de trecho (linhas), os 3 tamanhos de buffer ripário (em tons de cinza) mais a escala de sub bacia (toda a área drenada pelo rio até o ponto de coleta).

Fonte: O autor, 2017.

2.3.3 Variáveis Ambientais

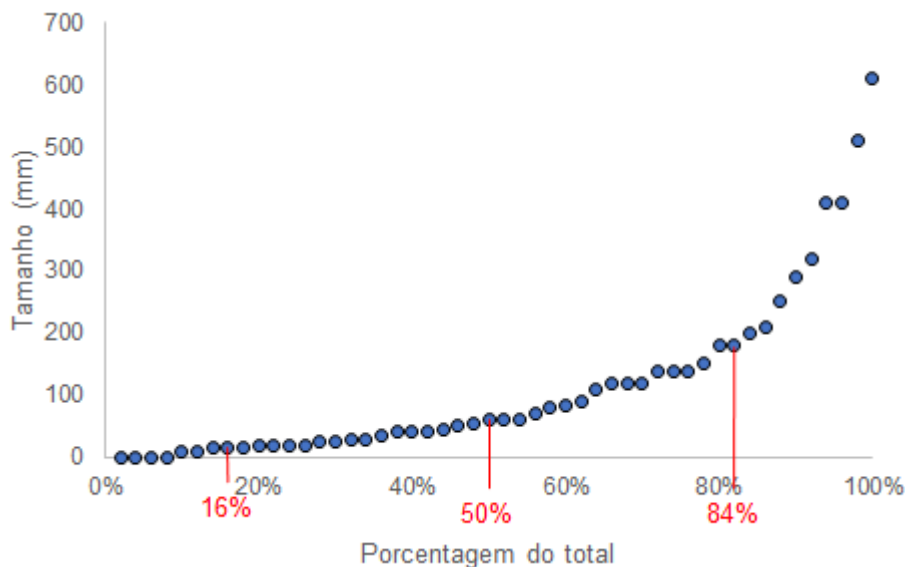
Em todos os pontos de coleta, a cobertura de dossel foi medida através do uso de um densiômetro esférico orientado para quatro direções no meio do rio e uma média destas medidas foi calculada para cada ponto (Forest Densimeter, Bartlesville, OK). As medidas foram todas tomadas pela mesma pessoa de forma a evitar variação entre observadores. A medida de fluxo foi medida através do método de velocidade-área, sendo a velocidade medida com um medidor Pygmy current meter (Teledyne- Gurley, Troy, NY), e a área calculada através de medidas de profundidade e largura do rio realizadas com uma fita métrica. Para cada site foi realizada uma estimativa visual da porcentagem de substrato consolidado e três métricas de tamanho de substrato (D16%, D50% and D84%) foram obtidas através da contagem de no mínimo 50 pedras encontradas ao acaso em cada ponto (“Wolman pebble count”) (WOLMAN, 1954). As métricas representam os tamanhos em milímetros encontradas nos percentis correspondentes da ordenação crescente das pedras medidas (Figura 4). O pH e a temperatura foram medidas com medidor digital. As medidas de saturação mínima de O₂ dissolvido na água ao longo do período de 24 horas foram obtidas através do uso de sensores registradores de concentração e porcentagem de saturação de oxigênio (Hobo data loggers, Onset Computer Corporation, Massachusetts) ao longo de 24 horas, sendo as medidas automaticamente corrigidas pela temperatura da água.

Amostras de água foram filtradas em um filtro de fibra de vidro de 0.7µm (GF/F, Whatman, Maidstone, Kent, UK) e analisadas quanto à concentração de fósforo reativo solúvel (FRS) e íon amônio (NH₄⁺). A concentração de NH₄⁺ foi medida pelo método fluorimétrico de OPA utilizando um fluorômetro (Trilogy model, 7200-000, Turner Designs, Sunnyvale, CA, USA) (TAYLOR et al., 2007) sendo o início da reação realizada imediatamente após a coleta. Amostras de FRS foram congeladas no campo e o FRS foi medido por absorvância usando o método colorimétrico de molibdato-antimônio no mesmo aparelho (MURPHY; RILEY, 1958).

A matéria orgânica grossa particulada bêntica (CBOM, sigla em inglês) foi amostrada em todos os pontos em um transecto selecionado ao acaso, com um metro de largura ao longo do rio. A CBOM foi separada em galhos, gravetos e folhas. O comprimento do transecto foi medido e biomassa total foi dividida pela área total de amostragem. Matéria orgânica bêntica fina particulada (FBOM, sigla em inglês) foi amostrada através do método de testemunhador (WALLACE; GRUBAUGH, 1996). Ambas foram secas no laboratório em estufa a 80°C até massa constante e queimadas em forno mufla por uma hora a 500°C de forma a estimar a

massa seca livre de cinzas (AFDM, sigla em inglês) e a fração inorgânica.

Figura 2.3 – Ilustração do método de estimativa das medidas de tamanho de sedimento.



Fonte: O autor, 2017.

Para a amostragem de matéria orgânica fina particulada em suspensão (FPOM, sigla em inglês) foi filtrado um volume conhecido de água através de um filtro com poros de 20 μm (GF/D, Whatman, Maidstone, Kent, UK) até o entupimento do mesmo. Todas as amostras de matéria orgânica foram secas no laboratório em estufa a 80°C até massa constante e queimadas em forno mufla por uma hora a 500°C de forma a estimar a massa seca livre de cinzas (AFDM, sigla em inglês). Para as amostras de CBOM, a queima foi realizada para um subgrupo de amostras e a estimativa de matéria orgânica foi feita para todas as outras partir da regressão linear obtida entre o peso seco e o peso livre de cinzas e a porção inorgânica.

O perifiton foi amostrado escovando-se cinco pedras em cada ponto de coleta e medindo a área amostrada para estimativa de biomassa por área. Amostras foram coletadas no campo e levadas ao laboratório resfriadas para processamento. O processamento consistiu em filtrar um volume conhecido da amostra homogeneizada em filtros de fibra de vidro previamente pesados e queimados (GF/D, Whatman, Maidstone, Kent, UK), secas a 60°C por 24 h, pesadas, queimadas em forno mufla a 550°C e pesadas novamente para obter a AFDM e a porção inorgânica (cinzas). A Clorofila-*a* (CHL*a*) foi medida pela filtragem de volume conhecido das amostras homogeneizadas através de filtros de fibra de vidro (GF/F, Whatman, Maidstone, Kent, UK). Para cada filtro, a clorofila-*a* foi extraída em 10 mL de etanol 90% por 24 horas, e mantidas no freezer na ausência de luz para espectroscopia (Lorenzen, 1967). As

concentrações de clorofila foram então extrapoladas para o volume total da amostra e divididas pela área amostrada de forma a se obter as concentrações de clorofila por área. Foi ainda calculado o índice autotrófico do perifiton, que é a razão entre a biomassa por área e a concentração de clorofila por área. Este índice é calculado como a razão entre a concentração de clorofila por área e o total de biomassa do perifiton. Visto que o perifiton é uma matriz composta por diversos organismos, este índice funciona como um indicador de natureza trófica do perifiton. Valores mais altos indicam um perifiton mais heterotrófico e valores mais próximos de valores entre 100 e 200 indicam um perifiton quase inteiramente composto por algas e mais autotrófico (LAKATOS, 1989).

2.3.4 Análises Estatísticas

Foram realizados testes de correlação de Pearson entre todas as 22 variáveis ambientais medidas e o de percentual de uso do solo de agricultura em cada uma das 16 escalas espaciais. As variáveis de proporção de uso e cobertura do solo foram todas transformadas pelo arco-seno da raiz quadrada da proporção, devido ao fato de que, para algumas escalas muitos valores se encontravam fora do limite entre 30% e 70% no qual a linearização se faz necessária (SOKAL, ROBERT; ROHLF, F., 1981). De forma a identificar quais escalas de uso do solo explicam melhor a variação de cada uma das variáveis que se demonstraram responsivas ao uso do solo, foram comparados os valores de R das correlações significativas, sendo os maiores valores de R assumidos como os das correlações que melhor explicam a variação. Foram realizadas regressões lineares para as escalas nas quais o uso e cobertura do solo teve melhor desempenho como preditora da variação para cada variável.

De forma a melhor representar a variação das variáveis ambientais relacionadas ao uso e cobertura do solo foi realizada uma análise de componentes principais (PCA). A PCA é uma análise multivariada que transforma linearmente um conjunto original de variáveis correlacionadas, gerando novas variáveis são denominadas componentes principais (PCs). Estes componentes principais são gerados de forma que estes sejam completamente ortogonais e que expliquem uma maior proporção da variação dos dados na matriz original. Desta forma, pode se usar um número reduzido de componentes principais em relação ao número de variáveis presentes na matriz original.

Tabela 2-1 – Lista de variáveis ambientais correlacionadas ao uso e cobertura do solo.

Variável por Categoria	N
<i>Físicas</i>	
Cobertura de Canópia (%)	30
Profundidade Média (cm)	30
Largura Média (cm)	30
Razão Largura/ Profundidade	30
Vazão (L/s)	30
% Substrato Rochoso	30
Gravelometria D16% (mm)	30
Gravelometria D50% (mm)	30
Gravelometria D84% (mm)	30
Temperatura (°C)	29
<i>Químicas</i>	
NH ₄ (ug/L)	29
PO ₄ (ug/L)	24
NO ₃ (ug/L)	29
pH	26
<i>Biológicas</i>	
Matéria Orgânica em Suspensão (µg/l)	30
Matéria Inorgânica em Suspensão (µg/l)	30
Materia organica bëntica grossa (g/m2)	30
Biomassa por área de Perifiton (g/m2)	21
Matéria Inorgânica Bentônica (g/m2)	23
Concentração de Chl. A Por área (µg/m2)	22
Índice Autotrófico Perifiton	20

Fonte: O autor, 2017.

Com o objetivo de identificar quais componentes principais gerados estavam correlacionados com o uso do solo, os PCs com desvio padrão maior que 1 gerados pela análise foram também testados quanto à correlação com as escalas de uso e cobertura do solo. Como a matriz de dados continha dados faltantes, a PCA foi feita utilizando a função `imputePCA`, presente no pacote ‘`missMDA`’ do R (JOSSE; HUSSON, 2012). Todas as análises estatísticas foram realizadas no R versão 3.3.2 (R CORE TEAM, 2016).

2.4 Resultados

Das 22 variáveis testadas, 13 apresentaram correlação com alguma escala de uso e cobertura do solo (Tabela 2.1). Destas, três apresentaram maior correlação com o uso e cobertura do solo na escala de bacia hidrográfica, cinco apresentaram maior correlação com o uso do solo na escala de buffer ripário e cinco apresentaram maior correlação com diferentes tamanhos de buffer de trecho (Tabela 2.2). Das variáveis físicas, não demonstraram correlações significativas com o uso do solo a vazão e a Gravelometria D16%. Dentre as variáveis químicas medidas, as concentrações de PO₄ e NO₃ também não se mostraram responsivas ao uso e cobertura do solo. Dentre as variáveis ambientais a matéria orgânica em suspensão, a matéria inorgânica em suspensão, a CPOM (g/m²) e a matéria inorgânica bentônica (g/m²)

Tabela 2-2 – Descrição das variáveis ambientais que tiveram correlação com o uso e cobertura do solo e sumário da análise de componentes principais. Colunas de componentes principais representam a correlação de cada variável com o componente principal respectivo

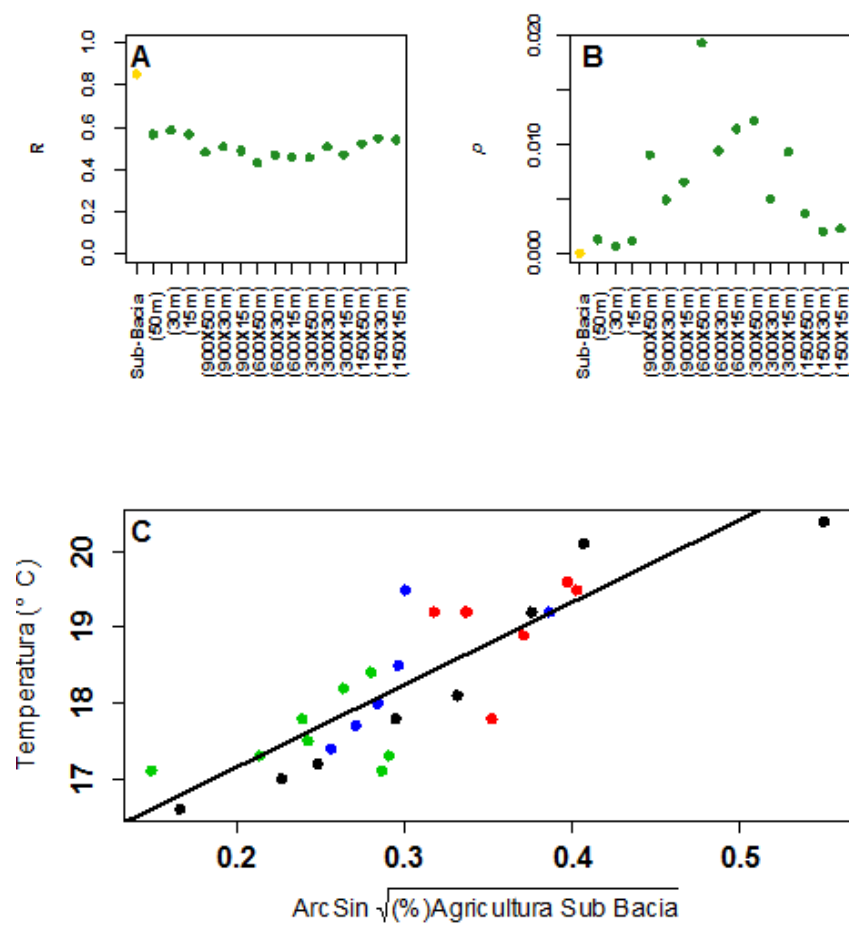
Variável					Componentes Principais		
	N	Mínimo	Máximo	Média±DP	PC1	PC2	PC3
Cobertura de Canópi	30	0	90.7	48.2 ± 33.7	-0.66**	0.44*	-0.07
Profundidade	30	16.8	51.1	27.4 ± 9	0.51**	0.12	-0.37*
Largura	30	199.7	960	505 ± 208	-0.53**	0.48**	0.44*
RazaoL/P	30	4.1	37.6	19.9 ± 9.1	-0.68**	0.34	0.59**
Temperatura	29	16.6	20.4	18.3 ± 1	0.4*	-0.59**	0.43*
pH	26	5.3	7.9	6.3 ± 0.7	-0.56**	-0.22	0.22
D50	30	0	120	56.6 ± 38.7	-0.84**	-0.2	-0.13
D84	30	0	330	114 ± 95	-0.75**	-0.26	-0.27
NH4	29	1	17.6	4 ± 4.8	0.82**	0.33	0.19
Min (%) O2	27	78	99.2	94.3 ± 6.2	-0.8**	-0.41*	0.06
Perifiton M.O.	21	2	18.5	7 ± 4	-0.46*	0.63**	-0.64**
Índice.Aut.	20	500.6	6537.8	2623 ± 1579	-0.42	0.74**	-0.02
Substrato.roch.	29	0	90	53.1 ± 29.2	-0.65**	-0.59**	-0.07
PCA							
<i>Desvio Padrão</i>					2.29	1.57	1.09
<i>% da variância explicada</i>					40.60%	18.90%	9.20%
<i>% cumulativa</i>					40.60%	59.50%	68.80%

*p<0.05 e ** p<0.001

Fonte: O autor, 2017.

A escala espacial na qual o uso e cobertura do solo melhor explicou a variação da temperatura foi a escala de sub-bacia hidrográfica (Figura 2.2A). A variável apresentou correlações significativas com todas as escalas de impacto (Figura 2.2B). A temperatura variou positivamente com a quantidade de impacto variando entre 16.6 °C e 20.4 °C ($p < 0.001$, $R^2 = 0.72$, Figura 2.2C).

Figura 2.4 – Correlações entre a variável temperatura e a porcentagem de agricultura em todas as escalas espaciais.

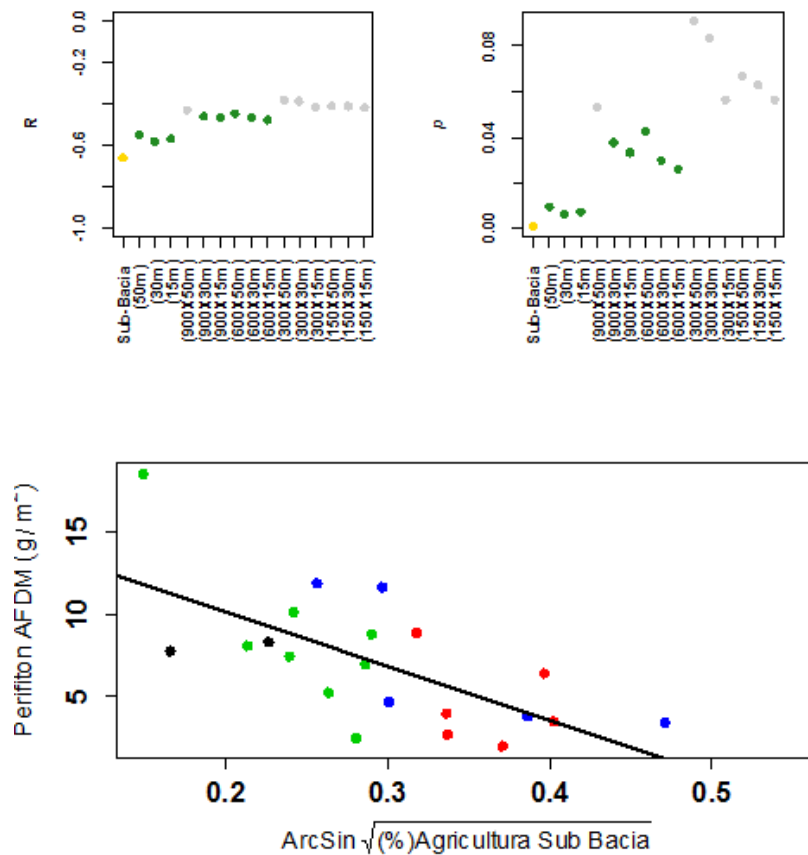


Legenda: As cores dos pontos em A e B representam, quanto às correlações: cinza=não significativa, verde=significativa, amarelo=maior R. As cores dos pontos em C representam os diferentes rios amostrados: Preto=Anil, Vermelho=Itaperiti, Azul=Santa Maria, Verde=Mariquita. A) Coeficiente R da Correlação de Pearson para todas as escalas avaliadas. B) Coeficiente P da Correlação de Pearson para todas as escalas avaliadas. C) Regressão linear entre a porcentagem de agricultura na escala de sub bacia e variável temperatura.

Fonte: O autor, 2017.

A biomassa de perifíton demonstrou maior correlação com a escala de sub-bacia hidrográfica (Figura 2.3, A). A variável apresentou correlações significativas com todas as escalas de buffer ripário e com algumas variáveis mais distais relacionadas à agricultura na escala de trecho (Figura 2.3, B). A biomassa de perifíton variou negativamente com a quantidade de impacto variando entre 2 a 18 gramas por metro quadrado ($p=0.001$, $R^2= 0.41$, Figura 2.3, C).

Figura 2.5 – Correlações entre a biomassa de perifíton e a porcentagem de agricultura em todas as escalas espaciais.

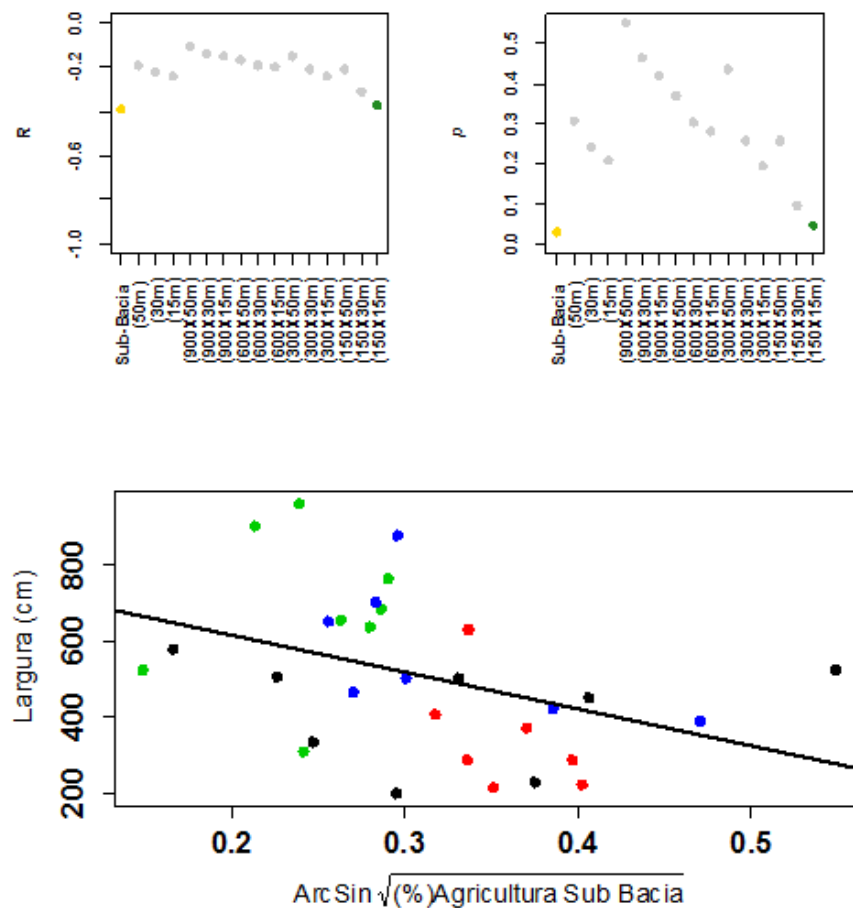


Legenda: A) Coeficiente R da Correlação de Pearson para todas as escalas avaliadas. B) Coeficiente P da Correlação de Pearson para todas as escalas avaliadas. C) Regressão linear entre a porcentagem de agricultura na escala de sub bacia e a biomassa de perifíton. As cores dos pontos em A e B representam, quanto às correlações: cinza=não significativa, verde=significativa, amarelo=maior R. As cores dos pontos em C representam os diferentes rios amostrados: Preto=Anil, Vermelho=Itaperiti, Azul=Santa Maria, Verde=Mariquita.

Fonte: O autor, 2017.

A largura do rio demonstrou correlações moderadas significativas apenas com as escalas de impacto mais distal e proximal (Sub Bacia, $R=0.39$ e Buffer Ripário de 15X15m, $R=0.37$), apresentando uma correlação ligeiramente maior com a escala de sub bacia hidrográfica (Figura 2.3, A e B). Em ambas as escalas a correlação foi negativa, com rios com maior distúrbio pela agricultura apresentando menor largura que rios mais impactados (Figura 2.3, C, $p=0.03$, $R^2=0.12$).

Figura 2.6 - Correlações entre a largura de rio e a porcentagem de agricultura em todas as escalas espaciais.

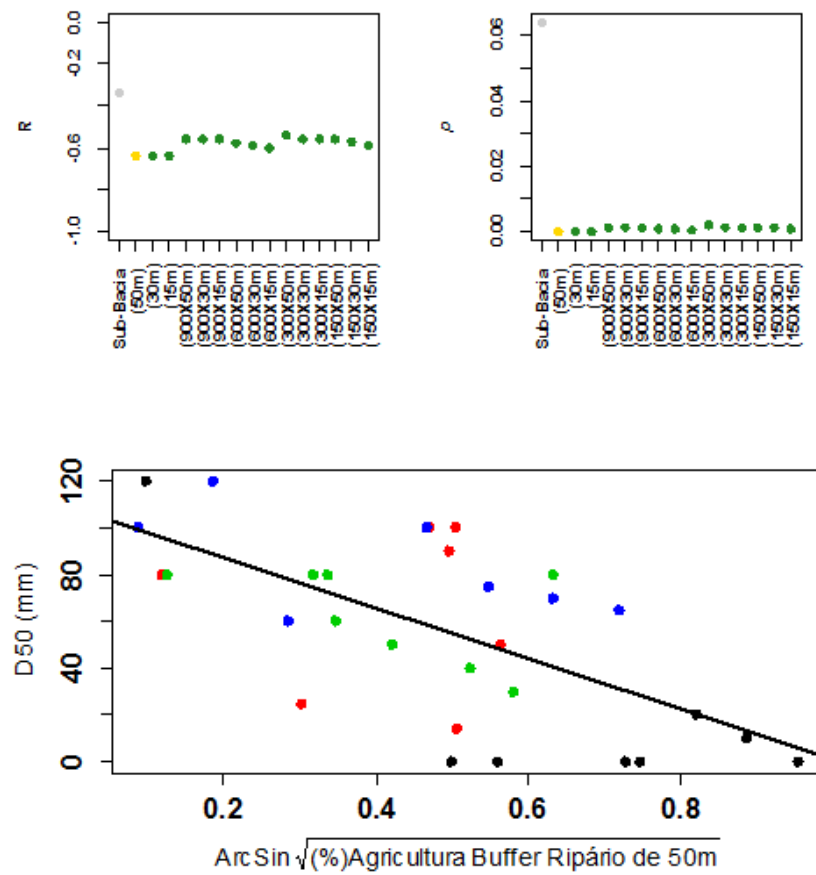


Legenda: A) Coeficiente R da Correlação de Pearson para todas as escalas avaliadas. B) Coeficiente P da Correlação de Pearson para todas as escalas avaliadas. C) Regressão linear entre a porcentagem de agricultura na escala de sub bacia e variável temperatura. As cores dos pontos em A e B representam, quanto às correlações: cinza=não significativa, verde=significativa, amarelo=maior R. As cores dos pontos em C representam os diferentes rios amostrados: Preto=Anil, Vermelho=Itaperiti, Azul=Santa Maria, Verde=Mariquita.

Fonte: O autor, 2017.

A mediana do tamanho de substrato (D50%) apresentou correlações significativas com todas as escalas de impacto excetuando-se a de bacia hidrográfica. A escala em que o uso e cobertura do solo melhor explicou a sua variação foi a escala de buffer ripário de 50 metros, com as três larguras de buffer ripário (15, 30 e 50 metros) obtendo um desempenho similar (Figura 2.5, A e B). A correlação entre tamanho mediano de substrato com o impacto foi negativa, com menor tamanho médio de substrato para rios com maior distúrbio (Figura 2.5, A e C, $p > 0.001$, $R^2 = 0.394$).

Figura 2.7 – Correlações entre a mediana de tamanho de substrato (D50%) e a porcentagem de agricultura em todas as escalas espaciais.

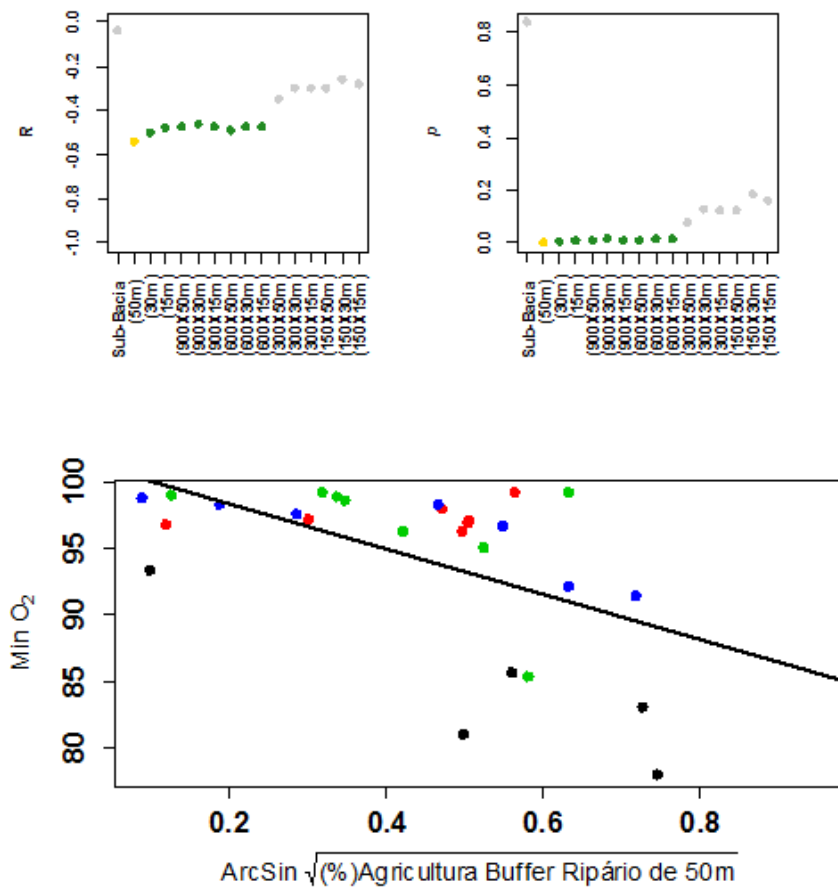


Legenda: A) Coeficiente R da Correlação de Pearson para todas as escalas avaliadas. B) Coeficiente P da Correlação de Pearson para todas as escalas avaliadas. C) Regressão linear entre a porcentagem de agricultura na escala de sub bacia e variável temperatura. As cores dos pontos em A e B representam, quanto às correlações: cinza=não significativa, verde=significativa, amarelo=maior R. As cores dos pontos em C representam os diferentes rios amostrados: Preto=Anil, Vermelho=Itaperiti, Azul=Santa Maria, Verde=Mariquita.

Fonte: O autor, 2017.

As medidas de porcentagem de saturação de oxigênio mínima em 24h (Min O₂) apresentaram maior correlação com a escala de buffer ripário de 50 metros. A variável também apresentou correlação com as outras escalas de buffer ripário, bem como com diversas outras escalas de buffer de trecho de maior tamanho (Figura 2.6, A e B). A variável teve correlação negativa com o aumento de impacto, chegando a 78% de saturação em um dos pontos com maior porcentagem de agricultura à jusante (Figura 2.6, C, $p=0.003$, $R^2=0.262$).

Figura 2.8 – Correlações entre a menor porcentagem de saturação de oxigênio em 24h e a porcentagem de agricultura em todas as escalas espaciais.

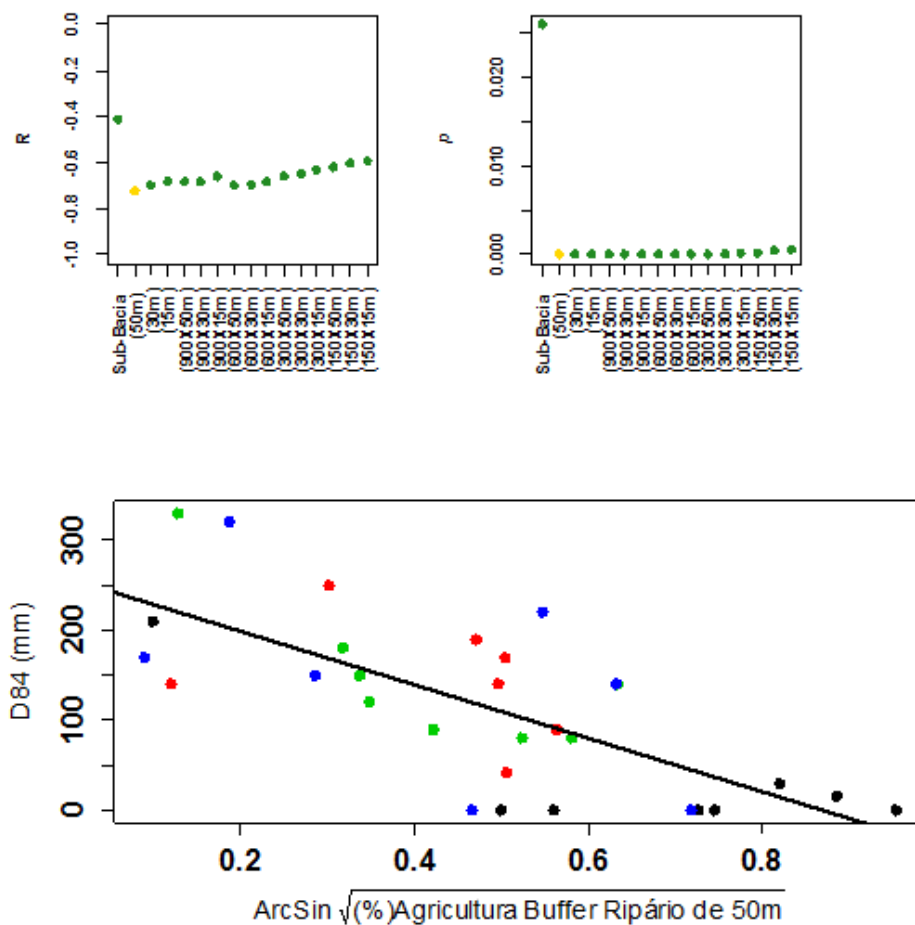


Legenda: A) Coeficiente R da Correlação de Pearson para todas as escalas avaliadas. B) Coeficiente P da Correlação de Pearson para todas as escalas avaliadas. C) Regressão linear entre a porcentagem de agricultura na escala de sub bacia e variável temperatura. As cores dos pontos em A e B representam, quanto às correlações: cinza=não significativa, verde=significativa, amarelo=maior R. As cores dos pontos em C representam os diferentes rios amostrados: Preto=Anil, Vermelho=Itaperiti, Azul=Santa Maria, Verde=Mariquita.

Fonte: O autor, 2017.

A variável D84% apresentou correlações significativas com todas as escalas de impacto. Esta correlação foi mais fraca com a escala de sub-bacia e maior com a escala de buffer ripário de 50 metros de largura. Com as demais escalas a correlação foi mais fraca conforme as escalas se tornavam mais proximais (Figura 2.7, A e B). A variável teve correlação negativa com o aumento de do distúrbio (Figura 2.7, C, $p < 0.001$, $R^2 = 0.5$).

Figura 2.9 – Correlações entre a de 84% e a porcentagem de agricultura em todas as escalas espaciais.

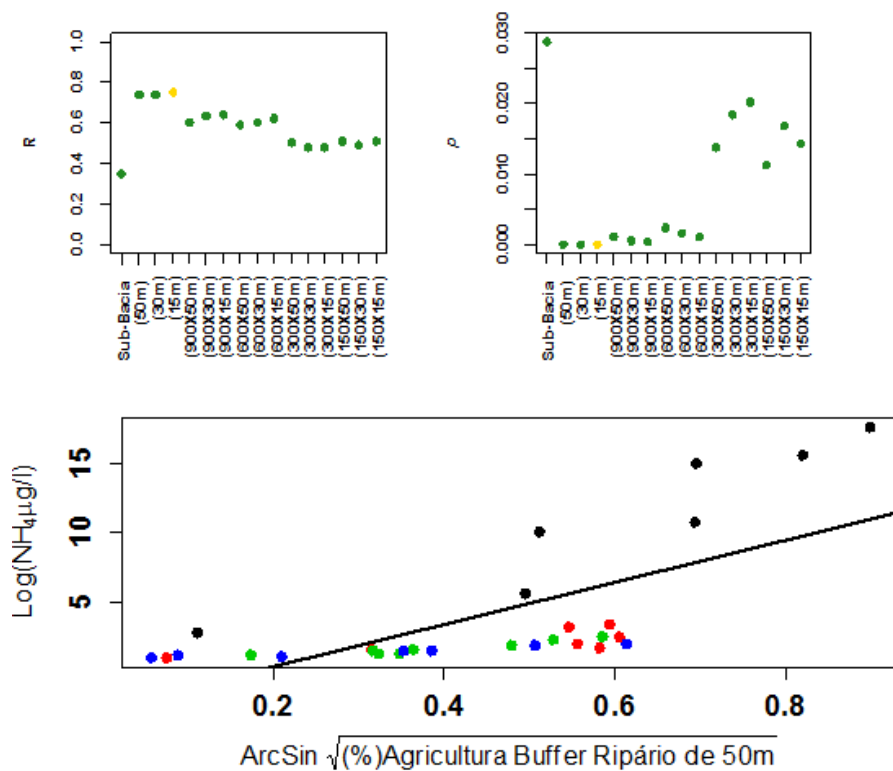


Legenda: A) Coeficiente R da Correlação de Pearson para todas as escalas avaliadas. B) Significância (p) da Correlação de Pearson para todas as escalas avaliadas. C) Regressão linear entre a porcentagem de agricultura na escala de buffer ripário de 50m e a variável D84%. As cores dos pontos em A e B representam, quanto às correlações: cinza=não significativa, verde=significativa, amarelo=maior R. As cores dos pontos em C representam os diferentes rios amostrados: Preto=Anil, Vermelho=Itaperiti, Azul=Santa Maria, Verde=Mariquita.

Fonte: O autor, 2017.

A concentração de amônio na água apresentou correlação com todas as escalas de impacto, e maior correlação com a escala de impacto de buffer ripário de 15 metros de largura. Com as demais escalas a correlação foi mais fraca conforme as escalas se tornavam mais proximais (Figura 2.8, A e B). A variável teve correlação negativa com o aumento da agricultura, com os pontos mais impactados com menor tamanho de substrato (Figura 2.8, C, $p < 0.001$, $R^2 = 0.46$).

Figura 2.10 – Correlações entre concentração de NH_4 e a porcentagem de agricultura em todas as escalas espaciais.



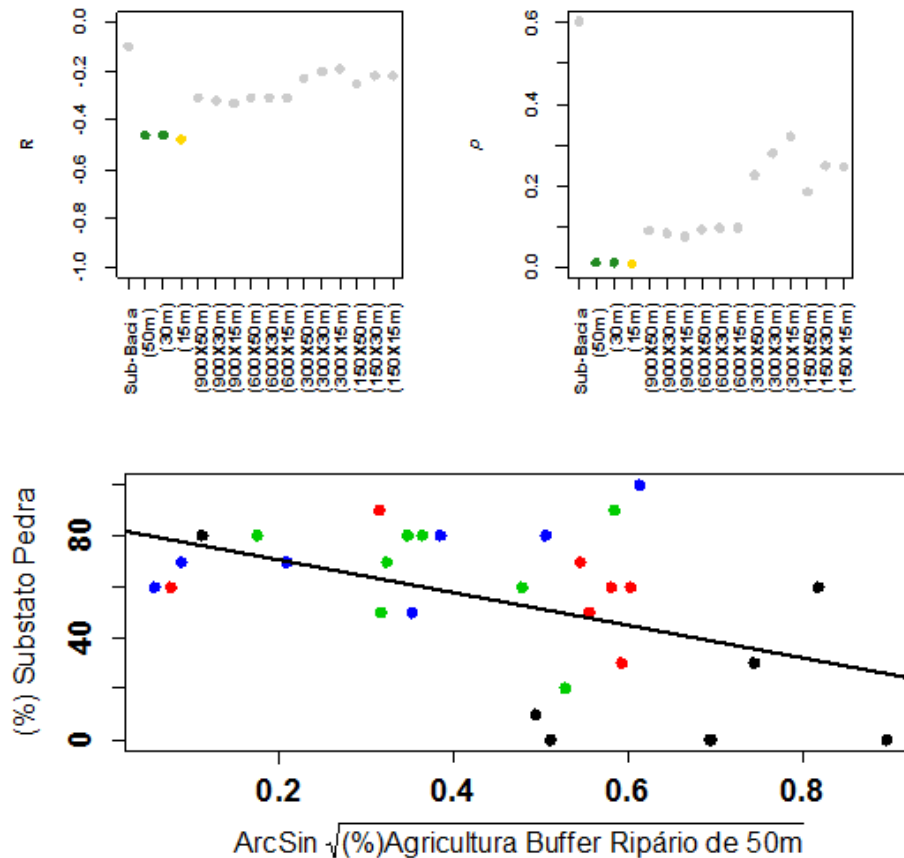
Legenda: A) Coeficiente R da Correlação de Pearson para todas as escalas avaliadas. B) Significância (p) da Correlação de Pearson para todas as escalas avaliadas. C) Regressão linear entre a porcentagem de agricultura na escala de buffer ripário de 15m e a variável NH_4 . As cores dos pontos em A e B representam, quanto às correlações: cinza=não significativa, verde=significativa, amarelo=maior R. As cores dos pontos em C representam os diferentes rios amostrados: Preto=Anil, Vermelho=Itaperiti, Azul=Santa Maria, Verde=Mariquita.

Fonte: O autor, 2017.

A proporção de substrato de pedra no rio estimada a partir de avaliação visual apresentou correlação apenas com as escalas de impacto de buffer ripário, apresentando a maior correlação com a escala de buffer ripário de 15 metros de largura (Figura 2.9, A e B). A variável teve correlação negativa com o aumento da agricultura, sendo os pontos mais

impactados com menor cobertura de substrato rochoso (Figura 2.9, C, $p=0.01$, $R^2=0.18$).

Figura 2.11 – Correlações entre a proporção de substrato rochoso e a porcentagem de agricultura em todas as escalas espaciais.

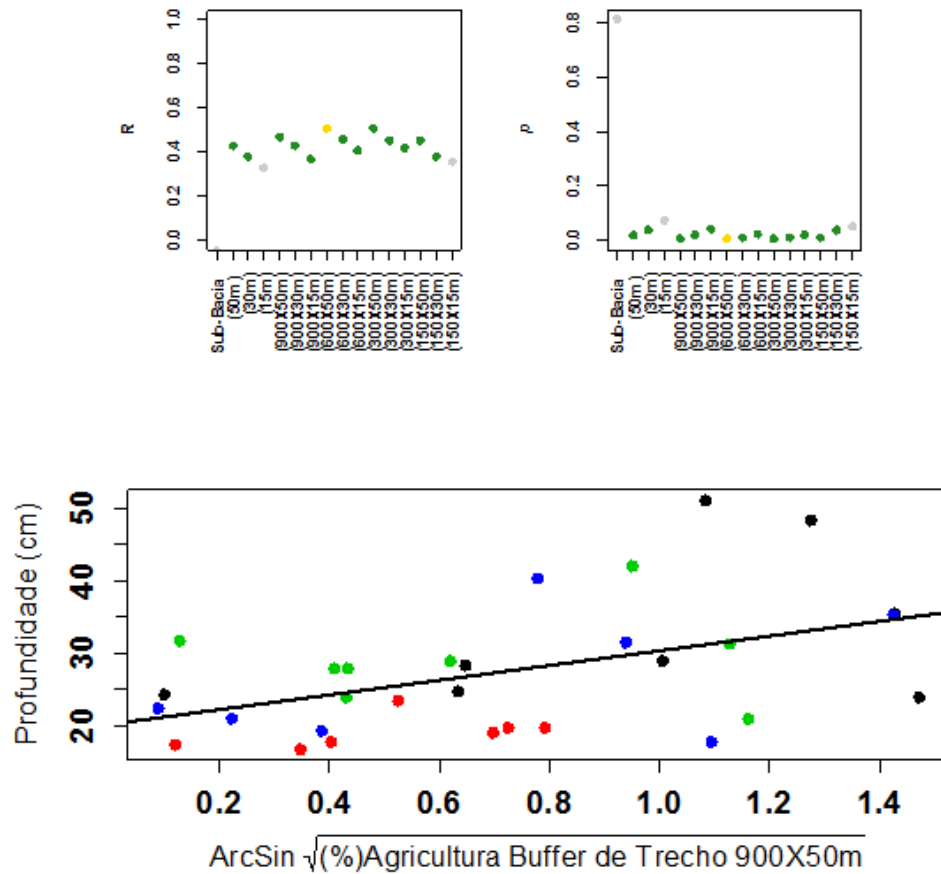


Legenda: A) Coeficiente R da Correlação de Pearson para todas as escalas avaliadas. B) Significância (p) da Correlação de Pearson para todas as escalas avaliadas. C) Regressão linear entre a porcentagem de agricultura na escala de buffer ripário de 15m e a porcentagem de substrato rochoso. As cores dos pontos em A e B representam, quanto às correlações: cinza=não significativa, verde=significativa, amarelo=maior R. As cores dos pontos em C representam os diferentes rios amostrados: Preto=Anil, Vermelho=Itaperiti, Azul=Santa Maria, Verde=Mariquita.

Fonte: O autor, 2017.

A profundidade média dos pontos amostrados apresentou correlação com diversas escalas, apresentando a maior correlação com a escala de buffer de trecho de 900X50 metros (Figura 2.10, A e B). A variável teve correlação negativa com o aumento de impacto, sendo os pontos mais impactados os de maior profundidade (Figura 2.10, C, $p=0.007$, $R^2=0.2$). Para todas as escalas de comprimento de buffer em que houve correlação com a variável profundidade, a variável estava mais correlacionada com os tamanhos de buffer em que a dimensão lateral em consideração era a maior (50m).

Figura 2.12 – Correlações entre a profundidade média e a porcentagem de agricultura em todas as escalas espaciais.

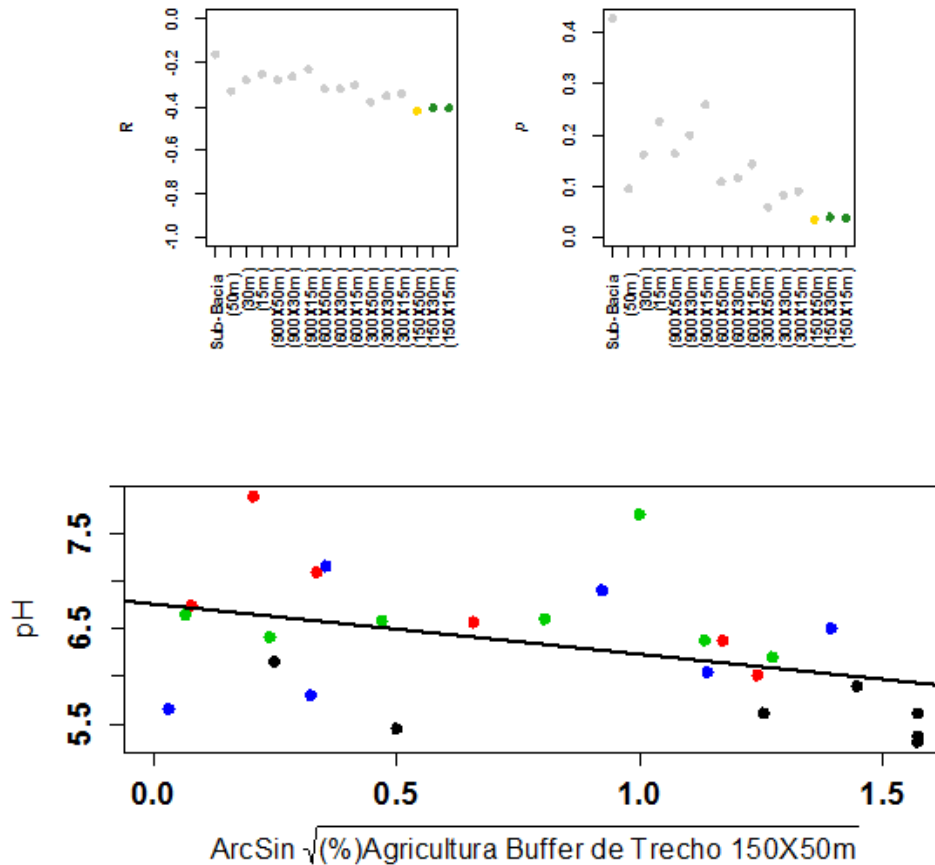


Legenda: A) Coeficiente R da Correlação de Pearson para todas as escalas avaliadas. B) Significância (p) da Correlação de Pearson para todas as escalas avaliadas. C) Regressão linear entre a porcentagem de agricultura na escala de buffer de trecho de 900X50m e a profundidade média. As cores dos pontos em A e B representam, quanto às correlações: cinza=não significativa, verde=significativa, amarelo=maior R. As cores dos pontos em C representam os diferentes rios amostrados: Preto=Anil, Vermelho=Itaperiti, Azul=Santa Maria, Verde=Mariquita.

Fonte: O autor, 2017.

O pH da dos pontos amostrados apresentou correlação apenas com as três escalas mais proximais, apresentando a maior correlação com a escala de 150X50 metros (Figura 2.11, A e B). A variável teve correlação negativa com o aumento de impacto, sendo os pontos mais impactados com maior acidez na água (Figura 2.10, C, $p=0.03$, $R^2=0.14$). Para todas as escalas de comprimento de buffer em que houve correlação com a variável profundidade, a variável estava mais correlacionada com os tamanhos de buffer em que a dimensão lateral em consideração era a maior (50m).

Figura 2.13 – Correlações entre pH e a porcentagem de agricultura em todas as escalas espaciais.

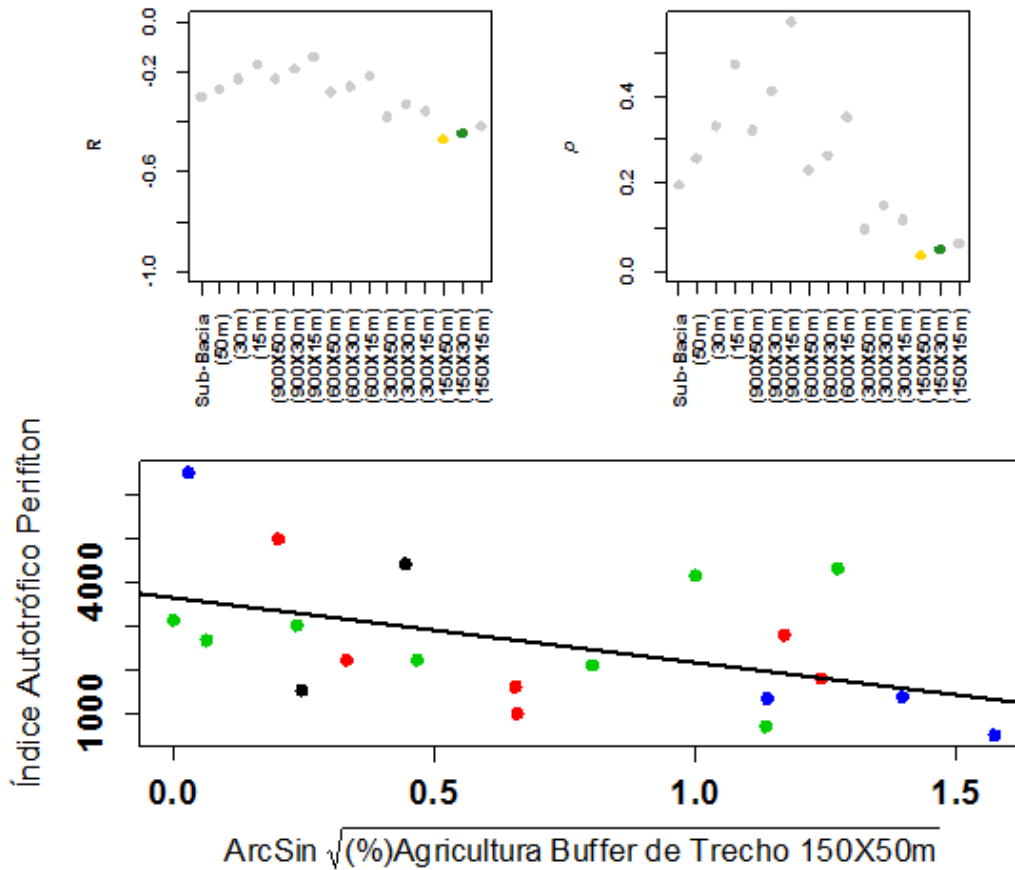


Legenda: A) Coeficiente R da Correlação de Pearson para todas as escalas avaliadas. B) Significância (p) da Correlação de Pearson para todas as escalas avaliadas. C) Regressão linear entre a porcentagem de agricultura na escala de buffer de trecho de 150X50m e a profundidade média. As cores dos pontos em A e B representam, quanto às correlações: cinza=não significativa, verde=significativa, amarelo=maior R. As cores dos pontos em C representam os diferentes rios amostrados: Preto=Anil, Vermelho=Itaperiti, Azul=Santa Maria, Verde=Mariquita.

Fonte: O autor, 2017.

O índice autotrófico do perifíton apresentou uma fraca correlação apenas com duas escalas espaciais de impacto, tendo correlação com a escala de 150X50 metros (Figura 2.12, A e B). A variável teve correlação negativa com o aumento da agricultura, sendo os pontos mais impactados com quantidade de algas por biomassa de perifíton (Figura 2.12, C, $p=0.03$, $R^2=0.18$).

Figura 2.14 Correlações entre índice autotrófico do perifiton e a porcentagem de agricultura em todas as escalas espaciais.

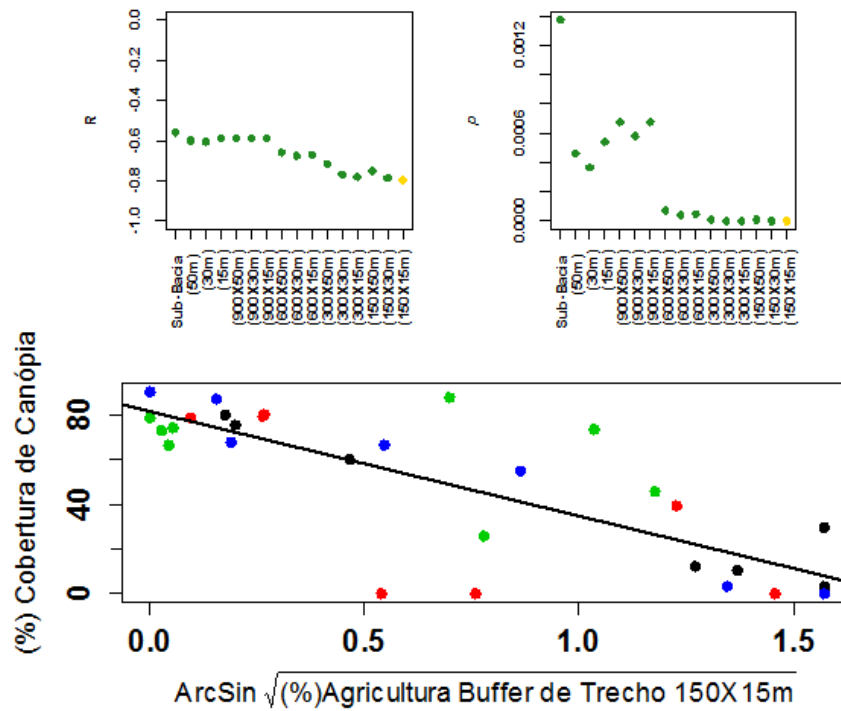


Legenda: A) Coeficiente R da Correlação de Pearson para todas as escalas avaliadas. B) Significância (p) da Correlação de Pearson para todas as escalas avaliadas. C) Regressão linear entre a porcentagem de agricultura na escala de buffer de trecho de 150X50m e Índice autotrófico do perifiton. As cores dos pontos em A e B representam, quanto às correlações: cinza=não significativa, verde=significativa, amarelo=maior R. As cores dos pontos em C representam os diferentes rios amostrados: Preto=Anil, Vermelho=Itaperiti, Azul=Santa Maria, Verde=Mariquita.

Fonte: O autor, 2017.

A cobertura de canópi nos pontos amostrados teve correlações significativas com todas as escalas analisadas. No entanto, a correlação mais forte foi com a escala de impacto mais local, representada pelo buffer ripário de 150X15 metros (Figura 2.13, A e B). A variável teve correlação negativa com o aumento de impacto, sendo os pontos mais impactados tiveram menor cobertura de dossel com diversos pontos apresentando sombreamento igual a zero (Figura 2.13, C, $p < 0.001$, $R^2 = 0.632$).

Figura 2.15 - Correlações entre a cobertura de canópi e a porcentagem de agricultura em todas as escalas espaciais.

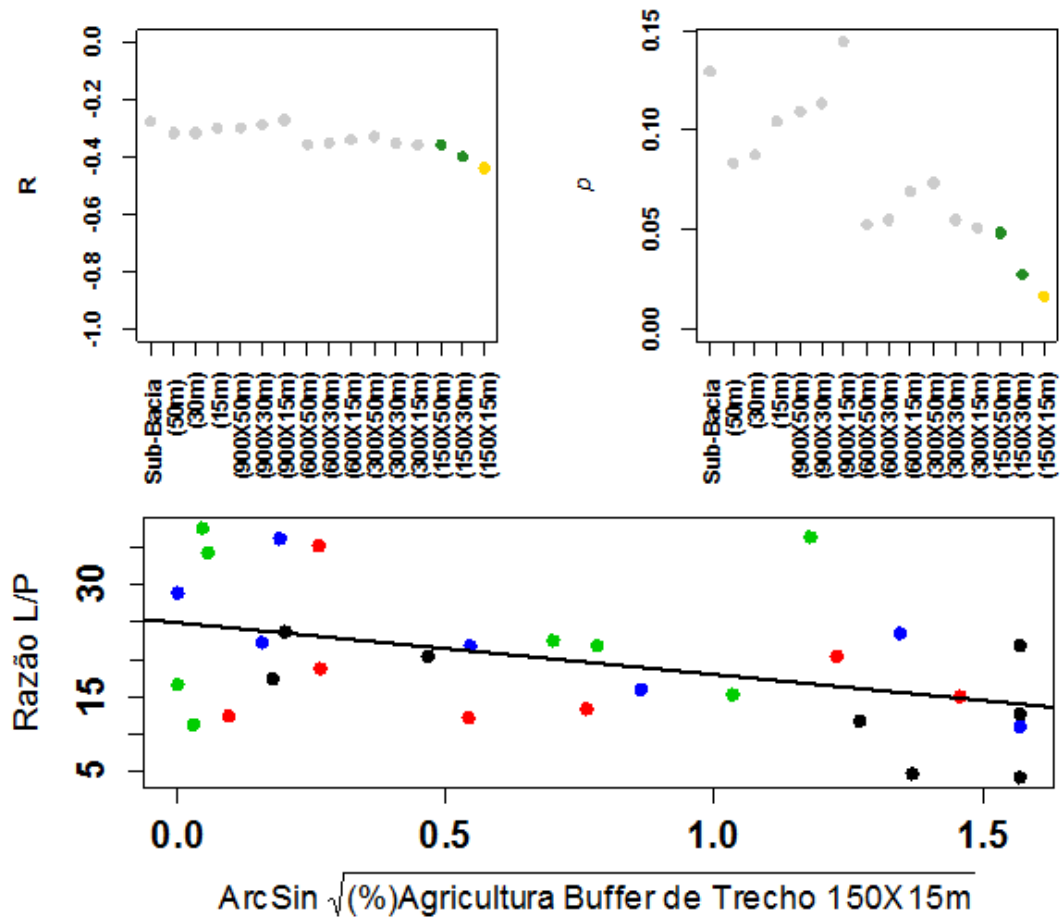


Legenda: A) Coeficiente R da Correlação de Pearson para todas as escalas avaliadas. B) Significância (p) da Correlação de Pearson para todas as escalas avaliadas. C) Regressão linear entre a porcentagem de agricultura na escala de buffer de trecho de 150X15m e a cobertura de canópi. As cores dos pontos em A e B representam, quanto às correlações: cinza=não significativa, verde=significativa, amarelo=maior R. As cores dos pontos em C representam os diferentes rios amostrados: Preto=Anil, Vermelho=Itaperiti, Azul=Santa Maria, Verde=Mariquita.

Fonte: O autor, 2017.

A razão entre largura e profundidade do rio nos pontos amostrados teve correlações significativas somente com as três escalas mais proximais, apresentando maior correlação com o buffer ripário de 150X15 metros (Figura 2.14, A e B). Os pontos mais impactados tiveram menor razão largura/profundidade (Figura 2.14, C, $p=0.002$, $R^2=0.161$).

Figura 2.16 – Correlações entre a razão largura e profundidade e a porcentagem de agricultura em todas as escalas espaciais.



Legenda : A) Coeficiente R da Correlação de Pearson para todas as escalas avaliadas. B) Significância (p) da Correlação de Pearson para todas as escalas avaliadas. C) Regressão linear entre a porcentagem de agricultura na escala de buffer de trecho de 150X50m e a razão largura e profundidade. As cores dos pontos representam os diferentes rios amostrados (Preto=Anil, Vermelho=Itaperiti, Azul=Santa Maria, Verde=Mariquita).

Fonte: O autor, 2017.

Em relação às escalas espaciais, a escala de sub-bacia hidrográfica foi a que melhor explicou a variação de três das variáveis que mostraram resposta ao uso e cobertura do solo. A escala de buffer ripário teve cinco variáveis e a escala de buffer local teve também cinco (Tabela 2.2).

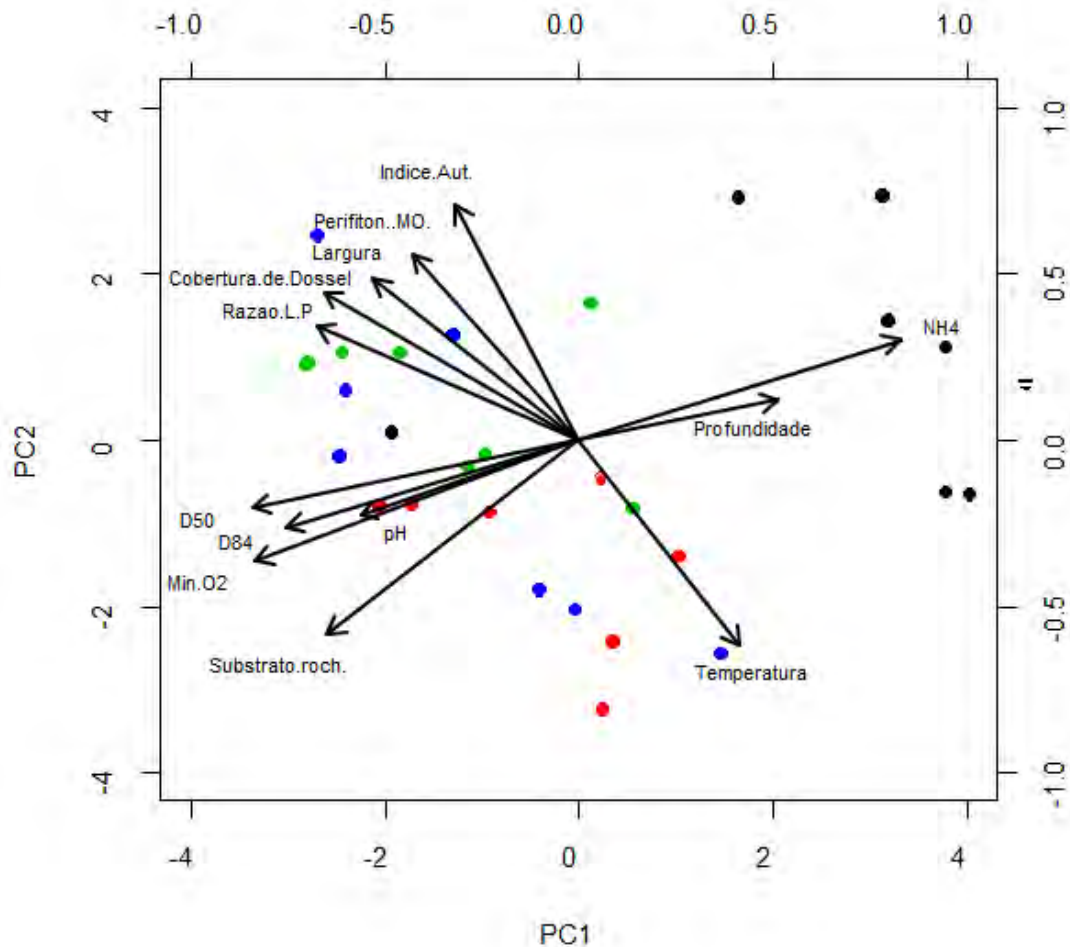
Tabela 2.3 - Coeficiente de correlação de Pearson para todas as variáveis responsivas ao uso e cobertura do solo em cada escala. Células verdes indicam correlações significativas. Células amarelas indicam as escalas em que houve maior correlação com o uso do solo.

Variável	Sub-Bacia	Buffer Ripário			Buffer de Trecho											
		50m	30m	15m	(900X 50m)	(900X 30m)	(900X 15m)	(600X 50m)	(600X 30m)	(600X 15m)	(300X 50m)	(300X 30m)	(300X 15m)	(150X 50m)	(150X 30m)	(150X 15m)
Temperatura	0.85	0.57	0.59	0.57	0.48	0.51	0.49	0.43	0.47	0.46	0.46	0.51	0.47	0.52	0.55	0.54
Biom. Perifiton	-0.66	-0.55	-0.58	-0.57	-0.43	-0.46	-0.47	-0.45	-0.47	-0.48	-0.38	-0.39	-0.42	-0.41	-0.41	-0.42
Largura	-0.39	-0.19	-0.22	-0.24	-0.11	-0.14	-0.15	-0.17	-0.19	-0.2	-0.15	-0.21	-0.24	-0.21	-0.31	-0.37
D50%	-0.34	-0.64	-0.64	-0.64	-0.56	-0.56	-0.56	-0.58	-0.59	-0.6	-0.54	-0.56	-0.56	-0.56	-0.57	-0.59
Min [O2]	-0.04	-0.54	-0.5	-0.48	-0.47	-0.46	-0.47	-0.49	-0.47	-0.47	-0.35	-0.3	-0.3	-0.3	-0.26	-0.28
D84%	-0.41	-0.72	-0.7	-0.68	-0.68	-0.68	-0.66	-0.7	-0.69	-0.68	-0.66	-0.65	-0.63	-0.62	-0.6	-0.59
NH4	0.35	0.74	0.74	0.75	0.6	0.63	0.64	0.59	0.6	0.62	0.5	0.48	0.48	0.51	0.49	0.51
% Subs. Pedra	-0.1	-0.46	-0.46	-0.48	-0.31	-0.32	-0.33	-0.31	-0.31	-0.31	-0.23	-0.2	-0.19	-0.25	-0.22	-0.22
Profundidade	-0.05	0.43	0.38	0.33	0.47	0.43	0.37	0.51	0.46	0.41	0.51	0.45	0.42	0.45	0.38	0.36
pH	-0.16	-0.33	-0.28	-0.25	-0.28	-0.26	-0.23	-0.32	-0.32	-0.3	-0.38	-0.35	-0.34	-0.42	-0.41	-0.41
Al Perifiton	-0.3	-0.27	-0.23	-0.17	-0.23	-0.19	-0.14	-0.28	-0.26	-0.22	-0.38	-0.33	-0.36	-0.47	-0.45	-0.42
Cob. de Dossel	-0.56	-0.6	-0.61	-0.59	-0.59	-0.59	-0.59	-0.66	-0.68	-0.67	-0.72	-0.77	-0.78	-0.75	-0.79	-0.8
Razão L/P	-0.28	-0.32	-0.32	-0.3	-0.3	-0.29	-0.27	-0.36	-0.35	-0.34	-0.33	-0.35	-0.36	-0.36	-0.4	-0.44

Fonte: O autor, 2017.

A análise de componentes principais identificou dois gradientes bastante conspícuos no conjunto de dados (Figura 2.15). O componente principal um contabilizou 40.6% da variância, estando correlacionado significativamente com todas as variáveis de uso do solo excetuando-se o índice autotrófico (Tabela 2.1). O componente principal 2 contabilizou 18.6% da variância total, estando correlacionado com variáveis relativas às escalas de impacto mais locais e à temperatura.

Figura 2.17 – Análise de componentes principais baseada nas variáveis correlacionadas com o uso e cobertura do solo para os 30 pontos de coleta.



Legenda: Setas representam a correlação entre as variáveis e os componentes principais. Os valores da correlação projetados nos eixos superior (PC1) e direito (PC2). As cores dos pontos representam os diferentes rios amostrados (Preto=Anil, Vermelho=Itaperiti, Azul=Santa Maria, Verde=Mariquita).

Fonte: O autor, 2017.

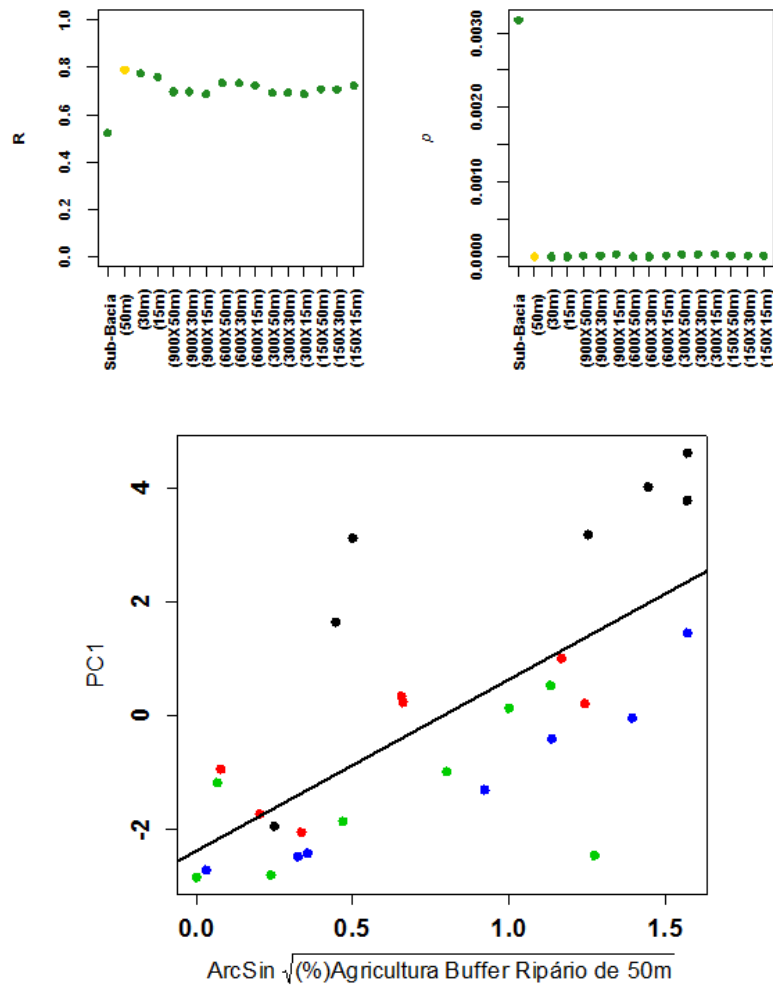
Dos três componentes principais que explicaram proporções significativas variância, apenas o componente principal 1 apresentou correlações significativas com o uso e cobertura do solo. O componente principal estava significativamente correlacionado com todas as escalas de uso e cobertura do solo, sendo melhor explicado pelo aumento da agricultura na escala de buffer ripário de 50 metros de largura (Figura 2.16). As variáveis D50, NH₄ e Min O₂ foram as variáveis que mais contribuíram para a formação da PC1. Essas três variáveis foram bem mais sensíveis ao distúrbio nessa escala de 50 metros. O componente principal 2, apesar de demonstrar correlação com 5 das variáveis que estavam correlacionadas com o uso e cobertura do solo na escala de bacia e trecho, não apresentou correlação significativa com nenhuma das escalas espaciais de uso e cobertura do solo.

2.5 Discussão

Várias variáveis apresentaram correlações significativas com mais de uma escala espacial. Em geral, todas as variáveis que tiveram correlações fortes com uma das escalas tiveram correlações com alguma das demais. Este efeito pode ser explicado pelo fato de que as medidas de buffer de trecho estarão sempre contidas nas medidas de buffer ripário, tornando a separação destes efeitos um tanto difícil. No entanto, a visualização dos resultados por escala possibilitou de um modo geral, identificar quais foram as escalas que melhor explicaram a variação das variáveis estudadas. Desta forma, foi impossível tirar conclusões em relação à qual a largura de buffer ripário melhor prevê os impactos relacionados à agricultura.

A temperatura demonstrou uma tendência a estar correlacionada com as escalas de impacto mais amplas, tendo sua variação mais explicada pela perda de cobertura natural na escala de bacia hidrográfica. Outros estudos já demonstraram que o efeito cumulativo da perda de vegetação ripária ao longo do contínuo do rio pode ser o principal fator do aumento da temperatura em lugares impactados (RUTHERFORD et al., 1999). No entanto, o fato da temperatura estar mais correlacionada com a escala de bacia hidrográfica leva a crer que outros efeitos mais distais podem estar atuando nesse aumento, possivelmente relacionado com processos microclimáticos que atuam na escala de bacia (CARLSON et al., 2014).

Figura 2.18 – Correlações o componente principal 1 e a porcentagem de agricultura em todas as escalas espaciais.



Legenda: A) Coeficiente R da Correlação de Pearson para todas as escalas avaliadas. B) Significância (p) da Correlação de Pearson para todas as escalas avaliadas. C) Regressão linear entre a porcentagem de agricultura na escala de buffer ripário de 50m de largura e o componente principal 1. As cores dos pontos representam os diferentes rios amostrados (Preto=Anil, Vermelho=Itaperiti, Azul=Santa Maria, Verde=Mariquita).

Fonte: O autor, 2017.

Em muitos estudos é encontrado um aumento da biomassa de perifiton correlacionada com o aumento do impacto por agricultura, associado com o aumento de luminosidade local e da entrada de nutrientes, sendo que neste estudo se encontrou o contrário (STOREY; COWLEY, 1997; YOUNG; HURYIN, 1999). É possível que a maior entrada de sedimentos nos pontos mais

impactados tenha levado a uma diminuição da biomassa de algas bentônicas pela abrasão das partículas ou a inibição da fotossíntese por sombreamento (SONNEMAN; WALSH, 2001). Entretanto, o aumento do índice autotrófico do perifíton, mais relacionado com o impacto do aumento da agricultura nas escalas mais locais não suporta este argumento. Alguns estudos já demonstraram que, em lugares onde o perifíton possui uma alta produtividade local, animais pastadores podem manter o perifíton com um estoque de biomassa baixo, porém com alta produtividade (SOUZA, DE; MOULTON, 2005; ORTIZ-ZAYAS et al., 2005; MOULTON et al., 2015).

Os rios mais impactados demonstraram uma tendência a serem menos largos com o aumento do impacto na escala de bacia hidrográfica. Apesar de não haver uma relação causal óbvia entre o impacto na escala de bacia e a diminuição da largura dos rios, este resultado foi também corroborado pelo fato que a razão entre largura e profundidade dos rios foi menor nos pontos mais impactados. Estes resultados estão de acordo com estudos realizados em lugares aonde o principal impacto é a pecuária, como é o caso dos rios da bacia do Guapiaçú (DAVIES-COLLEY, 1997). Ainda, quanto a razão à profundidade, vale notar que esta variável demonstrou um padrão de maior correlação com a largura de buffers em todas as categorias de comprimentos nas quais teve correlação significativa com o uso e cobertura do solo, indicando que esta pode ser uma variável bastante sensível à largura do buffer.

As duas medidas de tamanho de substrato (D50 e D84), tiveram correlação negativa com o aumento do impacto, sendo melhor explicadas pela quantidade de agricultura na área ripária mais próxima quando quantificada até a cabeceira do rio. A eficiência da vegetação ripária na proteção dos rios quanto à entrada lateral de sedimentos já foi demonstrada em diversos estudos (SWEENEY; NEWBOLD, 2014). No entanto, o fato das duas métricas estarem mais correlacionadas com o estado de preservação da mata ciliar na sua totalidade indica que esforços locais de recuperação da mata ciliar podem não ser suficientes para mitigar impactos do assoreamento.

Dos nutrientes medidos apenas a amônia demonstrou correlação com o impacto da agricultura, tendo como melhor preditor a porcentagem de agricultura no corredor ripário de 15 metros de largura. Rios que drenam áreas de pastagens já demonstraram dominância de impacto por amônia devido às menores taxas de nitrificação (GUCKER et al., 2016). Pinay e Decamps (1988) afirmam que, teoricamente, um corredor ripário de 30 metros de largura teria o potencial

de mitigar o impacto da entrada de nutrientes através da absorção ou denitrificação de compostos nitrogenados, sendo estes achados confirmados por outros estudos que tiveram como enfoque a largura do corredor ripário. (PETERJOHN W.T.; CORRELL D.L., 1984; SCHOONOVER et al., 2005). Para este estudo, as correlações entre a amônia e o uso e cobertura do solo não demonstraram uma grande diferença de correlação quanto ao tamanho lateral, porém o buffer de largura de 15 metros já demonstrou um potencial na mitigação do impacto deste nutriente.

As saturações mínimas de O₂ registradas no período de 24 horas também demonstraram mais correlação com a porcentagem de agricultura no corredor ripário, indicando uma possível correlação entre diminuição das concentrações de oxigênio por um aumento das concentrações de nutrientes através da eutrofização. O pH teve uma correlação negativa com o impacto local, sendo os pontos de coleta mais impactados tendo uma tendência a serem mais ácidos do que os demais.

O agrupamento das variáveis na análise de componentes principais demonstrou uma clara separação dos pontos de coleta ao longo do componente principal 1, estando este correlacionado com o uso e cobertura do solo na escala de buffer ripário. Apesar das variáveis correlacionadas com impactos mais locais demonstrarem maior correlação com o componente principal 2, a correlação dos scores dos pontos de coleta neste eixo com o uso e cobertura do solo nas escalas de impacto mais locais não foi significativa.

2.6 Conclusão

É possível chegar às seguintes conclusões:

- A abordagem de investigar o efeito do aumento da agricultura em diversas escalas, permitiu evidenciar que variáveis que estão associadas a importantes processos ecossistêmicos podem estar sendo controladas por impactos em escalas locais ou na escala de bacia hidrográfica.
- A integridade do corredor ripário ao longo do comprimento do rio inteiro é o principal determinante para as variáveis ambientais que estão associadas ao uso e cobertura do solo.
- No entanto, outras variáveis demonstraram maior resposta ao uso e cobertura do solo em diferentes escalas, de forma que, pelo menos para a área de estudo, não se pode negligenciar os efeitos do uso e cobertura do solo nas variáveis ambientais em diferentes escalas espaciais.

3. PARTIÇÃO DA VARIÂNCIA DE MATRIZES DE COMUNIDADE, CARACTERES FUNCIONAIS E MÉTRICAS DE IMPACTO: O PAPEL DA CONECTIVIDADE ESPACIAL E DOS FILTROS AMBIENTAIS.

3.1 Introdução

Invertebrados bentônicos, particularmente insetos aquáticos, têm sido tradicionalmente usados como indicadores de impacto e métricas baseadas em comunidades de invertebrados são ferramentas bastante difundidas para monitorar diversos tipos de impacto em ecossistemas de rios (ver Capítulo 1). A hipótese subjacente para a criação de métricas de impacto baseadas em índices taxonômicos é que, devido ao fato destas comunidades serem diversas, diferentes grupos taxonômicos ocupam uma variedade de nichos que, por consequência, fazem com que variáveis abióticas ou outras variáveis biológicas ambientais determinem a estrutura desta comunidade (TOWNSEND; HILDREW, 1994). Baseados nestes parâmetros, ecólogos de rios desenvolveram diversos índices através dos quais a integridade biológica de um ponto pode ser avaliada com certa facilidade (SPONSELLER et al., 2001; ALLAN; CASTILLO, 2007; OLIVEIRA et al., 2011). Em geral estes índices estão correlacionados às respostas da composição taxonômica da comunidade aos efeitos negativos dos impactos antrópicos, através da redução da diversidade ou da riqueza de espécies, causada pela maior dominância de espécies oportunistas ou menos especializadas, e a redução do tamanho médio dos animais que compõe a comunidade local.

Recentemente, métodos que tentam avaliar diretamente os efeitos dos impactos antrópicos em sistemas de rios na diversidade de caracteres funcionais da comunidade vêm sendo desenvolvidos (KARR, 1999; TOMANOVA; USSEGLIO-POLATERA, 2007a; VANDEWALLE et al., 2010). Esta abordagem combina os caracteres estruturais da comunidade, no caso a composição de táxons, e as informações sobre caracteres anátomo-funcionais agregando indivíduos em grupos baseados nestes caracteres (RICHARDS et al., 1997). Uma abordagem funcional poderia potencialmente ser mais eficiente do que métricas baseadas em caracteres taxonômicos, pois seriam baseadas em caracteres funcionais especificamente escolhidos de forma a refletir a sensibilidade de determinados grupos de táxons a impactos

antrópicos específicos (DOLÉDEC et al., 2006; VANDEWALLE et al., 2010). . Visto que estas respostas da comunidade se dão através de mecanismos causados pela deterioração do ambiente, esta abordagem aproxima o estudo de macroinvertebrados como indicadores de impacto da perspectiva da ecologia de meta-comunidades no que diz respeito à seleção de espécies por filtros ambientais locais.

Já é um ponto pacífico dentro dos estudos de comunidades biológicas que a diversidade local é consequência dos filtros abióticos (variáveis ambientais) presentes na paisagem (LEGENDRE; LEGENDRE, 1998; LEIBOLD et al., 2004). No entanto, os estudos mais recentes relacionados à dinâmica de meta-comunidades têm demonstrado que a estruturação das comunidades biológicas não é determinada exclusivamente pelas condições locais abióticas, mas também por efeitos relativos à capacidade de dispersão (HEINO, 2013). Desta forma é possível afirmar que as comunidades de macroinvertebrados de um determinado local são fruto da interação dos filtros ambientais locais e da capacidade de dispersão dos animais em uma escala regional (POFF et al., 2006).

Sob esta ótica derivada do estudo de meta-comunidades, um fator complicador no desenvolvimento de bioindicadores para rios se torna evidente. Em ecossistemas de rios, normalmente a variação de variáveis ambientais normalmente associadas com impactos de uso e cobertura do solo é espacialmente estruturada (LAMMERT; ALLAN, 1999; PALMER et al., 2007). Ainda, a capacidade de dispersão de determinados táxons pode ser limitada por fatores que não estão necessariamente ligados a impactos antrópicos no meio aquático ou filtros ambientais locais.

Estudos que realizaram esforços em diferenciar o papel da estruturação espacial das comunidades de macroinvertebrados bentônicos dos filtros ambientais locais têm demonstrado que a distância entre os pontos de coleta por dentro da malha hidrográfica regional pode explicar uma parcela significativa da estrutura da comunidade (LANDEIRO et al., 2011; MCCREADIE; BEDWELL, 2014; WAN et al., 2015). A capacidade de dispersão de diferentes táxons pode ser o fator determine da montagem da comunidade em uma região de forma que os efeitos filtros ambientais locais não sejam de tanta relevância. Desta forma, se uma grande porção da variação nas comunidades de macroinvertebrados estiver associada com a mesma variação espacial que leva à mudança das variáveis ambientais em questão, as correlações observadas entre estes dois grupos de variáveis podem ser espúrias, ou simplesmente resultantes de outro padrão subjacente

não identificado.

Por consequência, indicadores de impactos ambientais baseados em comunidades de macroinvertebrados, sejam índices bióticos ou métricas funcionais, devem estar contextualizados quanto à sua relação com a extensão espacial e a conectividade dentro da bacia hidrográfica. Assim sendo, é importante que, com o objetivo de se determinar métricas baseadas em comunidades de macroinvertebrados que realmente reflitam os impactos antrópicos causados pelo uso e cobertura do solo, possamos discriminar entre conjuntos de métricas que são responsivas mais às variações ambientais locais, e menos variáveis ambientais que indicam correlação espacial.

3.2 **Objetivos**

Este capítulo teve como objetivo geral avaliar, através do uso de técnicas de partição de variância, o desempenho de diferentes conjuntos de métricas baseadas em comunidades de invertebrados bentônicos quanto à susceptibilidade à autocorrelação espacial. Para este fim, foram realizados testes de partição de variância entre variáveis geradas a partir de uma matriz de distância de cursos de água e variáveis ambientais relacionadas com o uso e cobertura de solo para dois conjuntos de métricas de impacto a própria matriz de abundância de espécies e estas foram comparadas quanto à variância total explicada e a variância explicada exclusivamente pelas variáveis associadas aos impactos de uso e cobertura do solo.

3.3 **Materiais e métodos**

3.3.1 Coleta e Triagem de Invertebrados

Para os 30 pontos de coleta localizados na bacia do Guapiaçú (Figura 2), foram realizadas coletas de macroinvertebrados bentônicos. A coleta de macroinvertebrados bentônicos foi

realizada com uma rede em forma de D (*D-Nets*) com malha de diâmetro de 250µm e largura de 30 cm. A rede foi colocada verticalmente contra a correnteza e para cada amostra foi perturbado um metro de substrato à jusante. Para cada ponto foram feitas passadas de rede, sendo as amostras distribuídas proporcionalmente entre os substratos encontrados no ponto amostrado. As amostras foram elutriadas no campo e preservadas imediatamente em etanol 70% no campo. A triagem de macroinvertebrados consistiu em três etapas. Primeiramente, numa bandeja, foi feita uma triagem os animais grandes e raros (p. ex. camarões e megalópteros) diretamente a olho nú. Em seguida todas as folhas presentes foram investigadas sob estereomicroscópio (magnificação de até 30x) de forma a encontrar animais minadores de folhas e gravetos. Em um terceiro momento, as amostras foram homogeneizadas em uma peneira de 250 µm e divididas em oito parcelas iguais. Estas parcelas foram triadas sob estereomicroscópio progressivamente de forma que, para cada amostra se atingisse o mínimo de 300 animais, sendo o restante da fração no qual a cota mínima foi encontrada sendo triada de forma a ser realizada extrapolação proporcional para o total da amostra. Os invertebrados foram classificados ao nível taxonômico de família, excetuando-se quironomídeos minadores de folha (complexo *Stenochironomus*) que foram identificados à parte, por possuírem grupo funcional alimentar particular. Ainda, coleópteros da família Elmidae foram identificados separadamente entre larvas e adultos.

3.3.2 Distância entre pontos de coleta e componentes espaciais

A matriz de distância entre os pontos de coleta foi obtida a partir da imputação de um shapefile da bacia hidrográfica e das coordenadas dos pontos de coleta utilizando-se o pacote Riverdist (TYERS, 2016). O pacote constrói automaticamente uma matriz de distância medindo, para cada ponto, a menor distância relativa aos demais por dentro da malha hidrográfica (Apêndice C).

De forma a se obter variáveis espaciais que representassem a estruturação espacial dos pontos de coleta dentro da bacia hidrográfica, foi realizada uma análise de Coordenadas principais de matrizes vizinhas (PCNM, sigla em inglês) (Figura 3.1, 1). As matrizes resultantes são compostas de componentes principais que representam a variação espacial entre pontos de

forma análoga à análise de componentes principais. Cada um destes componentes principais é composto de um grupo de variáveis espaciais que representam hipóteses independentes de como as comunidades locais são interligadas (RAMETTE; TIEDJE, 2007). De forma geral, os componentes principais de maior valor indicam variação estruturada em escalas maiores e os de menor valor a variação espacial em escala menor de distância entre os pontos. Os principais componentes foram obtidos a partir do pacote estatístico vegan (OKSANEN et al., 2016). Para as análises foram retidos apenas os componentes principais positivos, como sugerido por (BORCARD; LEGENDRE, 2002).

3.3.3 Variáveis ambientais selecionadas

As variáveis ambientais relacionadas com o uso e cobertura do solo utilizadas na matriz de partição de variância foram todas aquelas que apresentaram correlação significativa com pelo menos uma das escalas de uso e cobertura do solo no capítulo 2 (Apêndice B).

3.3.4 Pré-tratamento dos dados de invertebrados

Para todas os pontos amostrais foram calculadas 9 métricas de macroinvertebrados que compõem o índice multimétrico da bacia do Guapiaçú-Macacú (GMMI) (OLIVEIRA et al., 2011). Este índice foi desenvolvido especificamente para a bacia do Guapiaçú-Macacu e é sensível a diversos impactos antrópico. Estas métricas foram; a porcentagem de plecópteros; porcentagem de efemerópteros plecópteros e tricópteros (%EPT); a porcentagem de animais particuladores; a riqueza de famílias; a riqueza de famílias de tricópteros; diversidade de shannon; porcentagem de moluscos e dípteros na comunidade; razão entre tricópteros da família Hydropsychidae e o total de tricópteros na amostra; e a razão entre quironomídeos e dípteros. Para este estudo, a porcentagem de moluscos não foi considerada, pois o fato das amostras terem sido elutriadas no campo pode ter feito com que o número destes animais fosse artificialmente reduzido pelo descarte das porções mais pesadas das amostras (areia e cascalho). Desta forma o indicador foi substituído pela porcentagem de dípteros na amostra.

A matriz de caracteres funcionais foi construída a partir da geração de uma matriz de lógica difusa (fuzzy coding). A construção de uma matriz de lógica difusa consiste em estabelecer para cada táxon um grau de afinidade com cada um dos caracteres anátomo-funcionais pré-definidos (CHEVENET et al., 1994). Os caracteres funcionais escolhidos foram aqueles que, baseados na literatura disponível, estão mais correlacionados com os tipos de impacto associados com o uso do solo para a agricultura (Tabela 3.1). O foco no hábito alimentar dos animais, devido à possível mudança de recursos alimentares basais ao longo do gradiente de impacto. As variações quanto ao tipo de respiração estão diretamente ligadas ao impacto por eutrofização e diferentes estratégias estão associadas com maior ou menor resistência a este tipo de impacto. Os caracteres funcionais relacionados à forma do corpo e modo de fixação informam tanto quanto à resistência dos animais quanto ao fluxo, quanto à adaptação a ambientes assoreados. As afinidades atribuídas para cada táxon na resolução taxonômica de família e foram baseadas nas observações de laboratório e balizadas com base em estudos que avaliaram os caracteres funcionais para famílias da região neotropical (BAPTISTA et al., 2006; TOMANOVA; USSEGLIO-POLATERA, 2007b; MILESI, 2016; SERRA et al., 2016) (Apêndice D).

A partir da matriz de abundância e de afinidade das espécies com os grupos funcionais alimentares, foi gerada uma matriz de scores de afinidade de grupos funcionais para cada ponto de coleta, gerada com o uso do pacote *FD* do R (LALIBERTÉ et al., 2015). A matriz das abundâncias das espécies que foi utilizada nas análises de partição de variância continha muitos zeros por isso por isso foi reduzida ao número de famílias que estiveram presentes em no mínimo 5 amostras. Em seguida, as abundâncias foram transformadas pela raiz quádrupla e foi calculada a distância de Hellinger, que apresenta um melhor desempenho do que a distância Euclidiana em dados com muitos zeros, como é natural em matrizes de abundância de espécies (LEGENDRE; GALLAGHER, 2001).

3.3.5 Partição de Variância

Para quantificar a importância relativa da variação ambiental e da conectividade hidrográfica em explicar a variação nas três matrizes de dados produzidas, foi conduzida uma análise de partição de variância utilizando análise de redundância parcial (pRDA). A pRDA é derivada da RDA, que consiste em uma análise direta de gradiente similar ao PCA, onde os eixos de ordenação são restringidos de forma a constituírem combinações lineares das variáveis explanatórias, sendo análogo a uma regressão linear para toda a variação contida na matriz de em questão (WOLLENBERG, VAN DEN, 1977). A pRDA é uma técnica parcial de ordenação restritiva que permite remover da análise através de regressões lineares múltiplas, os efeitos de covariáveis conhecidas ou indesejadas (BRAAK, TER, 1994). Assim como nas regressões lineares múltiplas, a colinearidade entre as variáveis explanatórias pode aumentar a variância dos coeficientes de regressão, reduzindo a acurácia do modelo. Cada variável explanatória adicionada no modelo pode aumentar, somente pelo acaso, a proporção da variação explicada. Portanto, é necessário reduzir as variáveis correlacionadas e reduzir o número de variáveis do modelo. Desta forma, tanto na seleção de variáveis espaciais (Figura 3.1, 2) e das variáveis ambientais (Figura 3.1, 3) relativas ao uso e cobertura do solo foi utilizada a função *ordistep* do pacote estatístico *vegan* (OKSANEN et al., 2016). A função *ordistep* atua de modo semelhante a um teste de modelos alternativos de uma regressão linear múltipla, adicionando (*forward selection*) ou removendo (*backward selection*) variáveis do modelo e comparando valores de p , R^2 e critérios de informação de Akaike de forma e selecionar o modelo mais parcimonioso que explique a variação dos dados.

Tabela 3.1 –Caracteres funcionais e níveis das categorias atribuídas aos táxons.

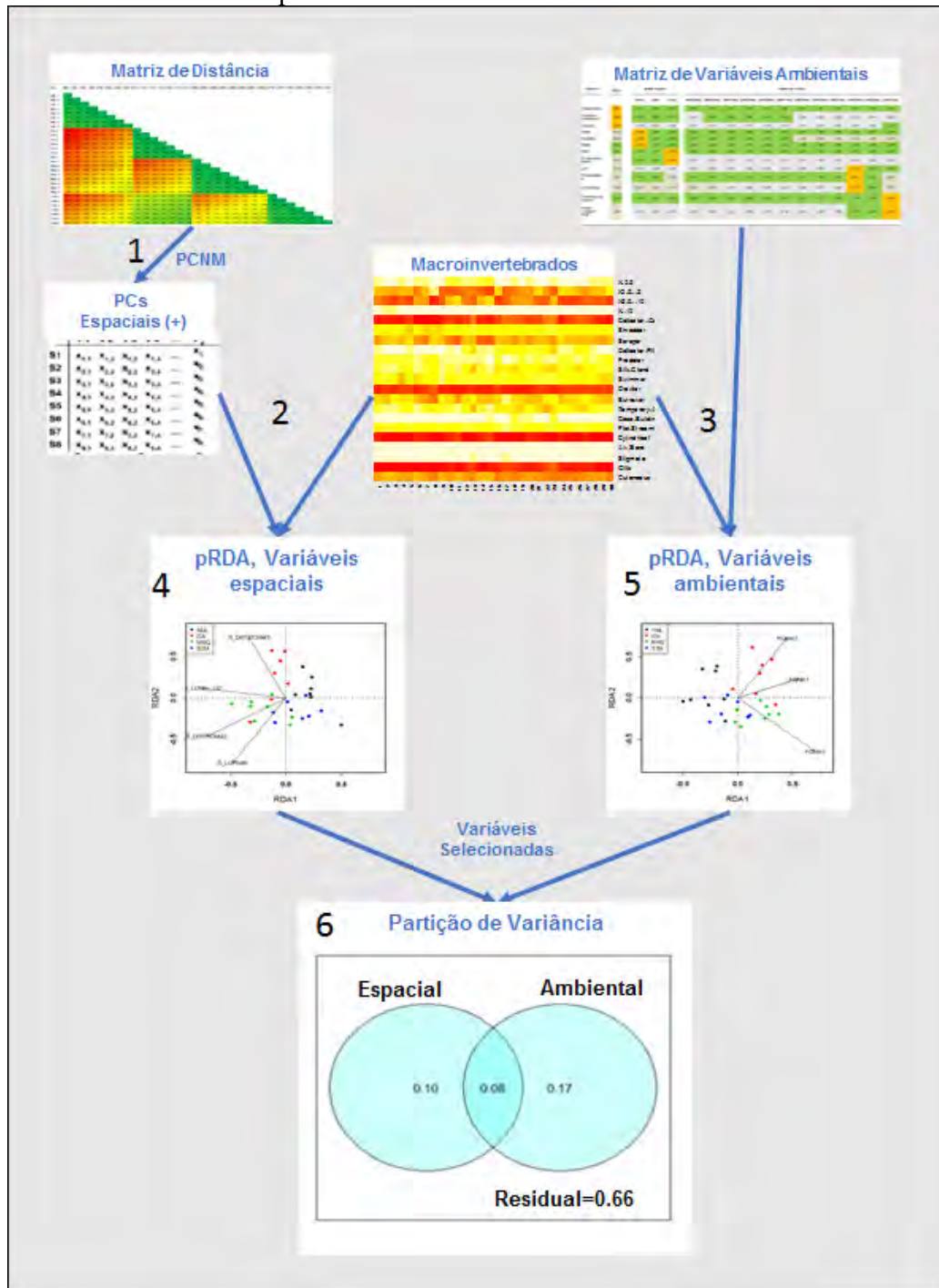
Caractere Funcional	Níveis	Código
Tamanho Máximo	4	<2.5 mm
		2.5 - 5 mm
		5.0 - 10 mm
		> 10 mm
Grupo Funcional Alimentar	5	Coletor Catador
		Particulador
		Raspador
		Coletor Filtrador
		Predador
Modo de Fixação	6	Glândula de seda
		Nadador
		Rastejador
		Capacidade de se enterrar
		Fixação temporária
		Construção de Casulo
Formato de Corpo	2	Achatado-Linear
		Cilíndrico
Tipo de Respiração	4	Reserva de ar
		Stigmata
		Guelras
		Cutânea
Total	21	

Fonte: O autor, 2017.

Para as três matrizes de dados foi aplicada a de forward selection individualmente, utilizando a matriz de variáveis espaciais (Figura 3.1, 4) e ambientais (Figura 3.1, 5) em RDAs separadas. A partir dos modelos mínimos gerados pelas variáveis ambientais e espaciais foi realizada a análise de partição de variância. A análise de partição de variância consiste em separar a fração da variação dos dados (ou inércia) de uma matriz de dados que é explicada por um ou mais conjuntos de dados e a interseção entre a explicação das duas. No caso específico deste estudo, o interesse foi em separar, para cada uma das três matrizes geradas, a porção da variação dos dados explicada pela variação ambiental local, pela variação espacial e a interseção entre as duas, que é considerada a variação ambiental espacialmente estruturada (Figura 3.1, 6).

Para obter cada uma destas frações, foi utilizada a função `varpart` do pacote `vegan` (OKSANEN et al., 2016)). Para fins de visualização dos plots das pRDAs, os pontos foram coloridos em relação aos seus scores de impacto na análise de componentes principais realizadas no capítulo anterior, indo de azul a vermelho quanto ao maior e menor impacto.

Figura 3.1 - Fluxograma das análises envolvidas no processo de realizar a partição da variância para as matrizes de macroinvertebrados.



Fonte: O autor, 2017.

3.4 Resultados

Foram triados 13969 macroinvertebrados nas sub amostras, distribuídos em 49 famílias ou morfoespécies, sendo em sua grande maioria insetos. Após a redução para grupos que estavam presentes em mais do que 5 amostras, foram elencadas 30 famílias para a construção a matriz de abundância. Após extrapolação do número de indivíduos por ponto pela razão de sub-amostragem, 95% dos animais ficaram compreendidos em 12 famílias/morfogrupos, sendo eles: Chironomidae, Leptohyphidae, Elmidae (Larvas e Adultos), Baetidae, Simuliidae, Hydropsychidae, Helicopsychidae, Leptophlebiidae, Hydroptilidae, *Stenochironomus*, e Ceratopogonidae em ordem decrescente. Os dados de abundância para todas as famílias para os pontos de coleta se encontram divididos por rios no apêndice E (1, 2, 3 e 4). A matriz com as afinidades de cada caractere funcional para os pontos de coleta se encontra no apêndice F e os dados das métricas componentes do GMMI para todos os pontos estão disponíveis no apêndice G.

pRDAs

Para os dados de abundância das famílias de macroinvertebrados as variáveis ambientais selecionadas pela pRDA foram a cobertura de canópi, temperatura, e as saturações mínimas de oxigênio em 24 horas, nesta ordem (Tabela 3.2). A interpretação visual da ordenação dos dois eixos principais da análise de redundância demonstrou um agrupamento dos pontos de coleta com baixo impacto, eixo um tendo pontos com maior cobertura de canópi em um extremo e maior temperatura no outro e o com o eixo dois do ordenamento tendo maior correlação positiva com eventos de anoxia (Mínimo O₂) (Figura 3.2 A). O plot dos autovetores relacionados às famílias de invertebrados demonstrou que a maior parte da variação foi atribuída às poucas famílias mais abundantes no conjunto de dados (Figura 3.2 B). Quironomídeos tiveram maior correlação positiva com pontos de coleta com eventos anóxicos mais acentuados enquanto simulídeos tiveram a maior correlação negativa com o eixo dois da RDA. No eixo um, houve maior correlação com a abundância de efemerópteros da família Leptohyphidae, estando estes mais presentes nos pontos de impacto intermediário. Coleópteros da família Elmidae demonstraram uma relação negativa com o impacto representado pelo eixo um e é possível observar que, excetuando-se a família Hydroptilidae, as outras famílias de tricópteros tiveram uma correlação negativa com o aumento do impacto.

As variáveis ambientais selecionadas pela pRDA que explicaram melhor a variação de métricas derivadas de caracteres funcionais foram largura do rio, as mínimas saturações de oxigênio, a cobertura de canópi e o pH (Tabela 3.2). Os eixos da CCA demonstraram novamente agrupamento dos pontos não impactados, sendo os pontos com maior pontuação no eixo um apresentando maior impacto. No eixo dois nota-se alguma divisão entre os pontos que estão localmente impactados com scores mais positivos e os pontos com impacto mais intenso com pontuações mais negativas (Figura 3.2, C). Analisando-se a ordenação dos caracteres funcionais analisados, quanto aos hábitos alimentares, há uma maior correlação negativa entre impactos com animais filtradores e uma relação positiva com animais coletores-apanhadores. O aumento de animais predadores nos pontos impactados, em consequente com o aumento de animais de maior tamanho se deve principalmente ao aumento do número de odonatas em pontos de maior impacto. Quanto à forma de fixação no substrato, aparentemente há uma fraca correlação entre pontos de menor impacto e animais que constroem casulos e uma correlação inversa com animais com capacidade de se enterrar, no entanto todas estas correlações se apresentaram fracas representadas pelas setas próximas da origem. Em relação aos pontos com impacto intermediário, há uma correlação fraca com o aumento de animais raspadores. (Figura 3.2, D)

A pRDA relacionada às métricas de impacto ambiental selecionou as variáveis de mínima saturação de oxigênio, cobertura de canópi e largura do rio. A principal separação entre pontos de maior e menor impacto se deu no eixo um da RDA, sendo os pontos com scores mais negativos apresentando menor impacto. Os pontos ordenados no eixo dois apresentaram os valores mais positivos com maior cobertura vegetal e largura de rio, enquanto os pontos mais negativos apresentaram maiores saturações mínimas de oxigênio, indicando uma fraca correlação com impactos locais (Figura 3.2, E). A ordenação das métricas de impacto demonstraram que a razão entre Hydropsychidae e o total de tricópteros e a razão entre quironomídeos e o total de dípteros na comunidade demonstraram correlação positiva com o aumento de impacto, representado pelo eixo um do ordenamento. A porcentagem de particuladores, de plecópteros na comunidade estão mais correlacionadas com impactos quanto a cobertura de canópi local e a largura do rio. A diversidade de invertebrados, e a riqueza de famílias total e de tricópteros demonstraram maior correlação com os níveis de saturação de oxigênio. A porcentagem de EPT na comunidade demonstrou maior correlação com pontos que apresentaram impactos intermediários com baixa cobertura vegetal e largura, porém com altas concentrações mínimas de

oxigênio (Figura 3.2, F).

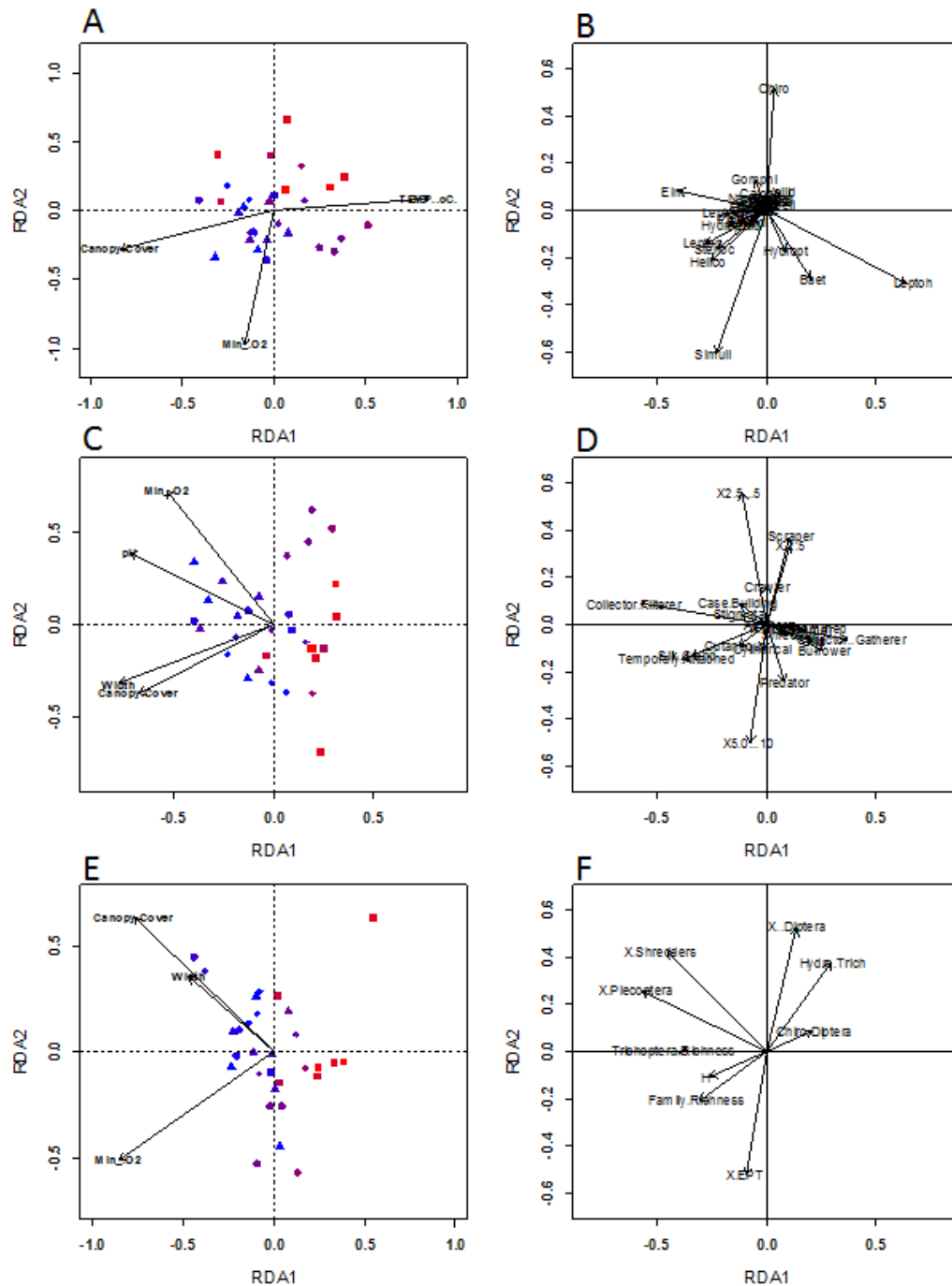
Para os três conjuntos de dados, os componentes principais selecionados foram aqueles com maiores autovalores. Para os dados de abundância, foram selecionados os componentes principais 2, 1 e 3. Para os dados de caracteres funcionais foram selecionados os componentes principais 2 e 3 e para as métricas de impacto foi selecionado o componente principal 1 (Tabela 3.2).

Tabela 3-2 - Tabela das RDAs realizadas para cada um dos conjuntos de dados. As variáveis espaciais e ambientais estão apresentadas na ordem em que foram retidas pela seleção forward da pRD

Grupo de dados	Variáveis Retidas	Graus de Liberdade	F	Pr
Abundância				
Espacial	PCNM2, 1 e 3	3	0.042303	3.7475 <0.001
Uso e Cobertura	Cobertura de canóvia, MinO2 e Temperatura	3	0.036072	3.0043 <0.001
Caracteres Funcionais				
Espacial	PCNM2 e 3	2	0.38647	6.961 <0.001
Uso e Cobertura	Largura, MinO2, Cobertura de Canóvia e pH	4	0.52743	5.4169 <0.001
Métricas de Impacto				
Espacial	PCNM1	1	0.23689	3.8356 0.011
Uso e Cobertura	MinO2, Cobertura de Canóvia, Largura	3	0.80534	9.3659 <0.001

Fonte: O autor, 2017.

Figura 3.2- Ordenações resultantes das pRDAs geradas a partir das variáveis selecionadas para os três conjuntos de métricas.



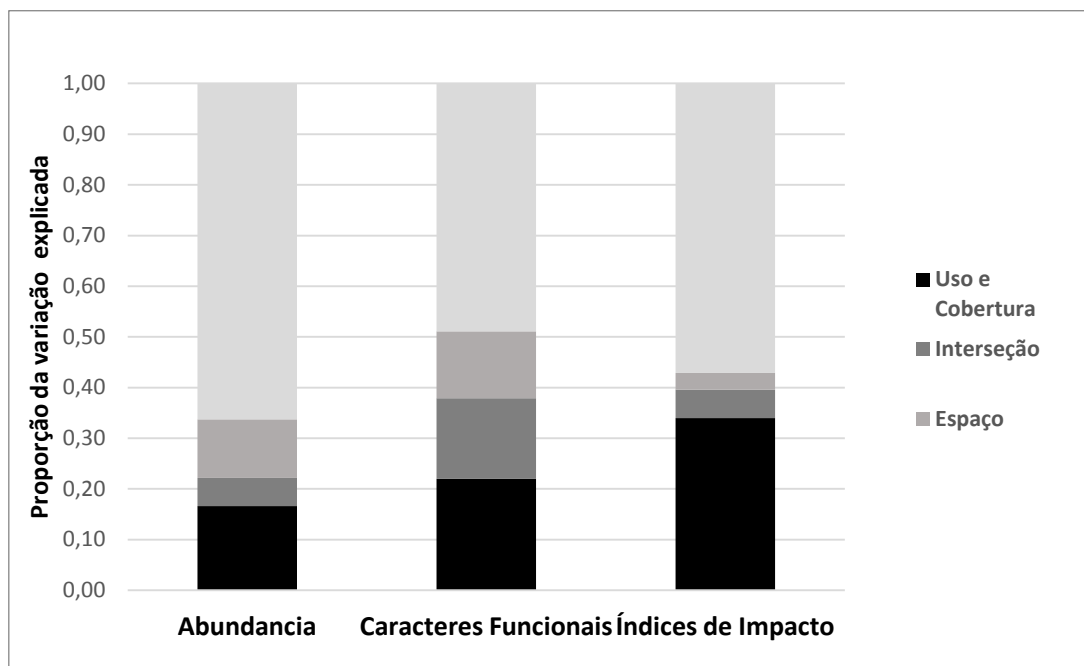
Legenda: A e B são relativos à matriz de abundância das famílias, C e D relativos às métricas funcionais e D e E relativos às métricas do GMMI. Códigos das métricas apresentados nos apêndices D e E. Cores dos pontos representam os escores de cada site para o PC1 da PCA realizada no capítulo anterior com impacto aumentando de azul para vermelho.

Fonte: O autor, 2017.

3.4.1 Partição de Variância

O total da variância explicada pelas variáveis espaciais e ambientais combinadas para os dados de abundância das famílias de invertebrados foi de 34%. A porção da variação explicada pelas variáveis ambientais selecionadas exclusivamente foi 16% da variação. A variação ambiental espacialmente estruturada explicou 6% da variação e a variância espacial sozinha explicou 12% da variância (Figura 3.3). O conjunto de dados de caracteres funcionais foi o que teve a maior parte da sua variância explicada no total com 51% da inércia explicada. No entanto, aproximadamente 29% da variância foi explicada ou pela distribuição espacial das comunidades ou pela variação ambiental espacialmente estruturada com 21% da variação sendo explicada pelas variáveis ambientais exclusivamente (Figura 3.3). As métricas de impacto ambiental foram o conjunto de dados com a maior proporção da variação explicada pelas variáveis ambientais (33%). A variação ambiental espacialmente estruturada e a variação relacionada com as variáveis puramente espaciais somaram 9% (5% e 3% respectivamente). No total, as métricas de impacto tiveram 43% da sua variância explicada (Figura 3.3).

Figura 3.3 – Porcentagem do total da variância explicada atribuível para cada matriz de dados.



Fonte: O autor, 2017.

3.5 Discussão

Os resultados aqui apresentados sugerem que as métricas selecionadas por Oliveira e colaboradores, 2010 obtiveram um desempenho superior às outras na detecção de impactos provenientes do uso e cobertura do solo, com 33% da variação explicada exclusivamente pelas variáveis relativas ao uso e cobertura do solo e pouca variação explicada pela estruturação espacial e/ou a variação ambiental espacialmente estruturada. Para as três categorias de métricas elencadas neste estudo, em geral a porção da variância explicada pela fração de variáveis ambientais foi alta, quando comparada com outros estudos similares (FELD; HERING, 2007; LANDEIRO et al., 2011; SHEN et al., 2015). Em geral, as porcentagens das variâncias explicadas pelas CCAs pareceram baixas, mas este normalmente é o caso para dados ecológicos (TER BRAAK and VERDONSCHOT, 1995). Desta forma pode se assumir que as três matrizes de dados analisadas obtiveram respostas satisfatórias quanto à proporção da variância explicada pelas frações ambientais e espaciais, de forma a ser possível inferir conclusões sobre as ordenações (FELD; HERING, 2007; LANDEIRO et al., 2011; GRÖNROOS; HEINO, 2012; DING et al., 2017).

As variáveis espaciais selecionadas para as três ordenações indicaram que a porção da variação dos três conjuntos de dados analisados que foram explicadas pela organização espacial dos pontos estava mais correlacionada com a estruturação espacial da variação em larga escala (PCs 1, 2 e 3). Estes resultados são relevantes, pois a partir deles é possível inferir que, de forma geral, a auto-correlação espacial dos dados está relacionada com a maior escala espacial, e não com granulação numa escala menor, o que implicaria em dizer que a estruturação se dá por questões de particularidades locais (LANDEIRO et al., 2011; DING et al., 2017).

Quanto às variáveis ambientais selecionadas para os três conjuntos de dados, a cobertura de canópi local e a concentração mínima de oxigênio em 24 horas foram selecionadas como variáveis determinantes para a composição da comunidade local. A cobertura de canópi é tradicionalmente associada com o tipo de fonte basal de recursos para as teias tróficas locais (NERES-LIMA et al., artigo submetido) e estes efeitos puderam ser observados na ordenação dos grupos funcionais. A RDA com as variáveis selecionadas pela matriz de abundâncias das espécies demonstrou um ordenamento dos pontos de coleta bastante dependente daquelas espécies cujas abundâncias foram dominantes nas comunidades, principalmente chironomidae,

simulidae e leptohyphidae. A dominância de quironomídeos nas amostras demonstrou alta correlação com os pontos de alto impacto, enquanto simulídeos estiveram mais presentes em pontos mais prístinos. Efemerópteros da família leptohyphidae demonstraram maior correlação com os pontos de impacto intermediário. Como a composição da matriz de grupos funcionais é intrinsicamente ligada à taxonomia, aparentemente a abundância destes táxons foi o que determinou a variação dos caracteres funcionais. Os caracteres que apresentaram correlação mais visível com o aumento do impacto foram aqueles relacionados com o comportamento alimentar destes grupos. Animais filtradores demonstraram mais correlação com áreas de menor impacto, e animais pastadores demonstraram maior correlação com lugares de impacto intermediário.

Diversos estudos que associam impactos de uso e cobertura do solo com comunidades de macroinvertebrados apontam como mecanismo principal de impacto do uso e cobertura do solo a entrada de nutrientes na comunidade (ver Capítulo 1), e em muitos casos, a eutrofização é apontada como a principal causa de diminuição de diversidade e abundância em comunidades de invertebrados (CONNOLLY et al., 2016; MWEDZI et al., 2016). No entanto, as respostas dos caracteres funcionais relacionados à respiração não foram conspícuas quanto ao aumento do impacto de uso e cobertura do solo. Isto se deve talvez a outras adaptações a eventos anóxicos que não estão correlacionados com caracteres anátomo funcionais. Por exemplo, apesar de quironomídeos não terem nenhuma adaptação à respiração como respiração atmosférica ou estoque de ar, é sabido que alguns gêneros possuem hemoglobina que garante uma maior resistência a eventos de anoxia (MERRITT et al., 2008).

As métricas de porcentagem de plecópteros e a porcentagem de animais particuladores estavam claramente associadas com os pontos onde foi estimado o menor impacto da agricultura, estando mais associadas às variáveis de largura do rio e cobertura de canópi. A métrica de riqueza de família de tricópteros estava orientada quase horizontalmente sobre o eixo um da ordenação, demonstrando forte correlação positiva com pontos menos impactados. A Riqueza de famílias e o índice de diversidade de Shannon estavam ambos negativamente relacionados com o aumento de impacto, porém negativamente associados com as concentrações mínimas de oxigênio, indicando que estas métricas são menos sensíveis a impactos locais. As métricas de porcentagem de dípteros, razão entre quironomídeos e dípteros e razão entre Hydropsychidae e total de tricópteros estavam relacionadas positivamente com o impacto, porém esta última não apresentou uma correlação muito expressiva na ordenação. A proporção de efemerópteros,

plecópteros e tricópteros na comunidade mostrou associação com pontos de impacto intermediário local. Esta variação pode ser explicada pelo aumento da proporção de leptohyphidae nestes pontos, o que já foi observado em outros estudos.

Visto que o objetivo principal deste trabalho foi simplesmente avaliar o desempenho relativo entre os conjuntos de dados em relação à susceptibilidade à autocorrelação espacial, as outras matrizes não foram avaliadas de forma mais aprofundada de forma a separar quais dos seus componentes são responsáveis pela porção da variação explicada pelas variáveis relacionadas ao uso e cobertura do solo.

No entanto, vale ressaltar que a matriz baseada exclusivamente em caracteres funcionais, também apresentou uma alta proporção da sua variação explicada pelas variáveis ambientais. A interpretação visual das ordenações revelou que alguns caracteres funcionais estavam claramente correlacionados com o gradiente de impacto, principalmente, as métricas funcionais relacionadas aos hábitos alimentares. No eixo dois da ordenação, houve grande variação associada com o tamanho máximo atingido pelos animais. No entanto, esta métrica apresentou um resultado contrário à hipótese subjacente de diminuição do tamanho corporal com o aumento de impacto. Este fenômeno pode ser explicado pela maior densidade de animais grandes como larvas de odonatas e hemípteros nos pontos mais impactados.

Ainda, vale ressaltar que existem poucos estudos que compilaram métricas funcionais que não sejam relacionadas quanto ao comportamento alimentar para ambientes tropicais, sendo neste estudo, estas métricas baseadas em apenas três fontes (TOMANOVA; USSEGLIO-POLATERA, 2007b; VANDEWALLE et al., 2010; MILESI, 2016).

Como comentário final, em relação ao reduzido número de variáveis ambientais selecionadas pelas pRDAs, vale ressaltar que no capítulo 2 ficou bastante evidente a alta colinearidade entre as variáveis ambientais responsivas ao uso e cobertura do solo, principalmente aquelas que estavam correlacionadas com o impacto na escala de corredor ripário. O fato de que apenas poucas variáveis foram selecionadas pela pRDA não significa exatamente que estas representam os únicos mecanismos através dos quais o uso e cobertura do solo está atuando na estruturação das comunidades. Em particular, para os impactos relacionados com o assoreamento e a perda de heterogeneidade de habitat, que é indicada como um dos principais atores na diminuição da diversidade de macroinvertebrados em rios impactados pela agricultura. Desta forma, é necessária uma investigação de cada uma destas métricas caso a caso de forma a

identificar quais são os verdadeiros mecanismos e escalas espaciais que estão atuando na resposta destas em relação ao uso e cobertura do solo.

3.6 Conclusão

Conclui-se que:

- Como indicadores de impacto, os índices desenvolvidos para o GMMI tiveram melhor desempenho quanto à autocorrelação espacial quando comparados às matrizes de abundância de táxons e de caracteres funcionais.
- Alguns caracteres funcionais, principalmente aqueles relacionados aos hábitos alimentares, demonstraram-se promissores como métricas para avaliar os impactos de uso e cobertura do solo.
- Uma análise de cada uma destas métricas caso a caso é necessária de forma a melhor elucidar quanto aos mecanismos e escalas de impacto aos quais estas métricas estão correlacionadas.

4. CASCATA DE EFEITOS DO USO DO SOLO EM MÉTRICAS DE MACROINVERTEBRADOS – O PAPEL DO USO DO SOLO EM DIFERENTES ESCALAS.

4.1 Introdução

Como já previamente discutido nos capítulos anteriores, ecossistemas de rios são organizados hierarquicamente e são fortemente influenciados pelo uso e cobertura do solo nas bacias hidrográficas nas quais estão inseridos (NAIMAN, ROBERT J.; DECAMPS, 1997; ALLAN, 2004). No entanto, identificar os mecanismos subjacentes através dos quais o uso e cobertura do solo atuam nos ecossistemas de rios é uma tarefa complexa. A interpretação correta dos efeitos do uso e cobertura do solo, contextualizado dentro desta interdependência, autocorrelação espacial e colinearidade entre variáveis respostas são importantes no sentido de detectar os impactos das atividades humanas nestes sistemas (KING; BAKER, 2010). Existem muitos caminhos potenciais através dos quais o uso do solo pode ter efeito nestes ecossistemas e a interdependência de diferentes variáveis ambientais com múltiplas escalas espaciais faz com que estes efeitos sejam difíceis de serem identificados quanto aos seus mecanismos (ROY et al., 2003; MALONEY; WELLER, 2011).

Ainda, frequentemente estes mecanismos atuam através de efeitos indiretos que muitas vezes podem ter efeitos antagônicos causando respostas contrárias ao esperado. Diversos estudos realizam correlações entre variáveis respostas, como por exemplo, a diversidade de um grupo taxonômico específico e o uso e cobertura do solo. No entanto, estas correlações, não esclarecem quanto aos mecanismos, e magnitudes dos efeitos através dos quais o uso e cobertura de solo agem (KING; BAKER, 2010, Capítulo 1 do presente documento). Desta forma, é necessário elucidar quais são as escalas espaciais relevantes nas quais o impacto do uso e cobertura do solo impacta a integridade de ecossistemas de rios. Esta lacuna no conhecimento deve ser preenchida de forma não só a subsidiar esforços de conservação de bacias hidrográficas pristinas, mas também para orientar esforços de restauração destes ecossistemas (FELD; HERING, 2007).

Com o objetivo de identificar a multiplicidade de caminhos através dos quais o uso e cobertura do solo agem sobre os ecossistemas de rios, Burcher e colaboradores, 2007,

propuseram o arcabouço teórico da cascata de uso do solo (Land Cover Cascade). Baseado no princípio de que, o uso e cobertura do solo não podem impactar diretamente o ecossistema, este arcabouço teórico visa identificar possíveis caminhos que variáveis estímulo (no caso o uso e cobertura do solo), têm efeito em variáveis resposta (indicadores biológicos de qualidade ambiental) através de variáveis mediadoras abióticas (entidades). Esses possíveis caminhos são identificados através do uso da modelagem de equações estruturais. Esta técnica se demonstrou satisfatória de forma a gerar modelos baseados em dados empíricos que evidenciam a multiplicidade de caminhos através dos quais o uso e cobertura do solo atuam sobre variáveis biológicas.

Recentemente, novas técnicas de inferências bayesiana têm popularizado o uso da modelagem de equações estruturais para a proposição de modelos. Como fatores chave para esta popularização foi o recente crescimento da capacidade computacional disponível e a implementação de algoritmos de cadeia de Markov de Monte Carlo (MCMC, sigla em inglês), que possibilitam a computação de modelos hierárquicos com maior eficiência (KAPLAN, 2012). Com exemplo, podemos citar os pacotes estatísticos do R JAGS e mPLUS (Muthén & Muthén, 2010). A principal diferença entre estes testes bayesianos em relação à construção de modelos hierárquicos baseados na estatística frequentista é na inferência de parâmetros do modelo. Para o caso da análise de caminhos, aonde se assume que as relações entre as variáveis são lineares, a estatística frequentista assume que existem parâmetros fixos e desconhecidos que devem ser estimados com 95% de confiança. O uso de MCMCs associadas aos testes bayesianos permitem realizar um número de permutações que otimizam os valores e as distribuições de probabilidade destes parâmetros, realizando testes posteriores que indicam a probabilidade de o modelo proposto estar dentro das distribuições otimizadas dos parâmetros.

Desta forma, o uso de modelos de equações estruturais, combinados com estas novas técnicas de inferência bayesiana pode ser uma possível técnica para explorar os caminhos através dos quais o uso e cobertura do solo age nas comunidades de macroinvertebrados.

4.2 **Objetivos**

O objetivo deste estudo foi, através do uso de análise de caminhos, estabelecer modelos teóricos de forma a determinar quais são os mecanismos mediam os impactos de uso e cobertura

do solo em comunidades de macroinvertebrados.

Ainda, este capítulo teve como objetivo secundário determinar quais são as escalas espaciais de uso e cobertura do solo que são mais relevantes como estímulos determinando estes impactos.

4.3 **Materiais e métodos**

4.3.1 Conjuntos de dados utilizados.

De forma a simplificar a análise, como variáveis estímulo foram selecionadas apenas três variáveis de uso e cobertura do solo: as porcentagens de agricultura na sub-bacia, no buffer ripário de 30 metros de largura e no buffer de trecho de 150X30 metros. Estas variáveis foram selecionadas por sumariarem o impacto do uso e cobertura do solo em três escalas distintas (sub-bacia, corredor ripário e trecho), mantendo o mínimo possível de correlação entre estas.

As variáveis mediadoras foram separadas em três categorias: uma matriz de variáveis físico-químicas (Apêndice B, colunas 3-17), uma matriz de variáveis relativas a recursos alimentares (Apêndice B, colunas 18-24) e uma matriz de variáveis relacionadas a processos funcionais (para métodos e dados ver, Apêndice H). Baseado nos resultados obtidos no capítulo anterior, como candidatas a variáveis resposta, foram selecionadas todas as variáveis que compõem o GMMI, mais as variáveis relativas ao comportamento modo de alimentação, e a equitabilidade de Pielou, calculadas para as amostras nos 30 pontos de coleta (Apêndice G).

Foram realizadas correlações entre todas as variáveis de cada categoria para identificar possíveis relações bivariadas baseadas no modelo teórico (Figura 4.1). Assumiu-se que os impactos do uso do solo em comunidades de invertebrados bentônicos devem ser mediados por impactos físico-químicos ou estruturais. De acordo com o modelo geral, assumiram-se quatro possíveis caminhos através dos quais as variáveis estímulo estariam afetando as variáveis resposta. O modelo que passa pelos caminhos (1) e (3) assume que os estímulos do uso e cobertura do solo afetam as variáveis resposta através de alterações causadas diretamente em variáveis ambientais físico químicas. Como exemplo de possíveis cascatas de uso e cobertura de solo atuando por este caminho temos o assoreamento, o impacto térmico ou impactos químicos derivados diretamente do uso e cobertura do solo.

O modelo que passa pelas setas (2) e (6) assume que as alterações observadas nas variáveis resposta são mediados por alterações nos estoques de recursos alimentares medidos, com por exemplo a menor entrada de material orgânico alóctone para a comunidade, um aumento ou diminuição da quantidade de aporte de material em suspensão ou alterações nos estoques locais de perifiton.

O modelo que passa pelos caminhos (1),(3) e (7) assume que há alterações nas comunidades de invertebrados mediadas em dois níveis. Primeiramente pelo efeito do uso e cobertura do solo nas variáveis físico químicas e os efeitos destas nas variáveis funcionais que por sua vez teriam um efeito nas métricas. Como exemplos de caminhos que podem levar a estes efeitos são a maior produtividade primária local por entrada de nutrientes ou menor sombreamento, a eutrofização, e menor decomposição pela diminuição de entrada lateral de folhas.

O modelo mais complexo que passa pelos caminhos (1),(4),(5) e (6) assume uma mediação dos efeitos da agricultura através de alterações físico-químicas que poderiam levar a um efeito em variáveis funcionais, que por sua vez afetariam os recursos alimentares disponíveis para a comunidade de invertebrados. Como possíveis exemplos temos o aumento da produtividade primária local, levando a um aumento na biomassa de perifiton local, alterando a estrutura trófica da comunidade.

Todos os possíveis efeitos (setas) foram apontados em direção às variáveis de interesse, no caso, as métricas da comunidade de invertebrados. No entanto, existem possíveis efeitos contrários possíveis como o aumento da produtividade primária local por animais pastadores, ou o aumento das taxas de decomposição pela maior presença de animais particuladores. Estes efeitos não foram levados em consideração de forma a manter a maior simplicidade possível nos modelos.

Foram retidas apenas as variáveis que possuíam coeficiente de correlação produto-momento (r) maior do que 0.5 com pelo menos uma variável em duas categorias diferentes e que possuísem uma possível inferência de causalidade embasada em estudos prévios. Ainda, foram eliminadas variáveis mediadoras consideradas redundantes que tivessem alta correlação entre si.

4.3.2 Construção de modelos

Para cada variável resposta foram montados modelos de caminhos utilizando o máximo de variáveis mediadoras que conectassem as variáveis resposta às variáveis estímulo. Foi então utilizado a análise de caminhos bayesiana de forma a testar se os modelos postulados eram significativos. Todas as correlações com $r > 0.5$ foram testadas como possíveis caminhos do modelo, exceto quando não embasadas previamente pelo modelo hipotético.

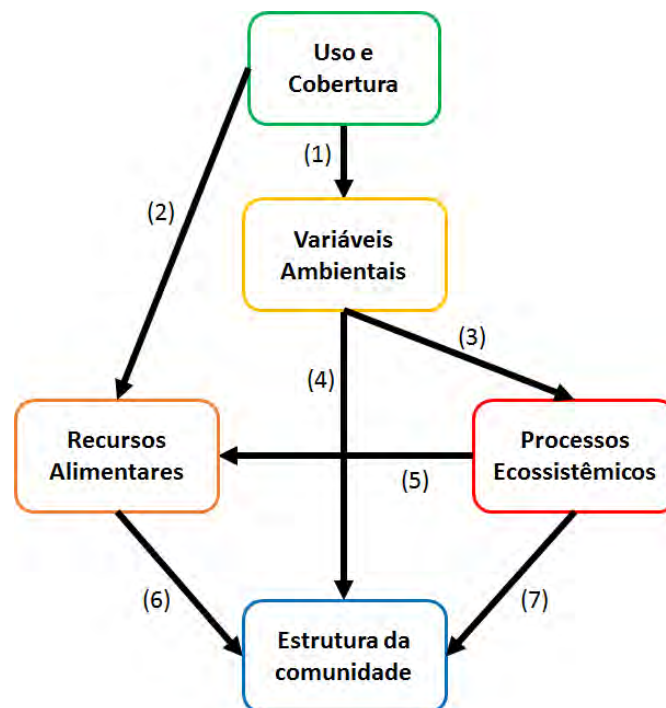
Na análise estatística bayesiana para modelos de equações estruturais, duas medidas principais determinam a validade dos modelos. Após a geração iterativa de modelos pela MCMC (999 iterações), é realizado um teste posterior de checagem de preditores (GELMAN et al., 2004). Este teste compara a discrepância entre os dados gerados pelas iterações e os dados originais. Esta discrepância é então analisada por um teste de qui-quadrado e é produzido um valor de p posterior preditivo (PPP), que sumariza a proporção de iterações nas quais os dados gerados pela MCMC não diferiram dos dados originais. De forma geral, estes valores devem ser maiores que 0.05, sendo valores de PPP próximos a 0.5 considerados indicadores de um modelo excelente (MUTHÉN; ASPAROUHOV, 2011). A segunda medida é o fator potencial de redução de escala (PSRF). Esta métrica indica a discrepância entre os fatores estimados para cada caminho do modelo e o fator original do modelo proposto. Desta forma, a razão entre as variâncias computadas devem ser próximas a 1, e em geral, valores acima de 1.2 indicam caminhos no modelo que devem ser descartados (HENRY; MUTHÉN, 2010). De forma a atingir rigor estatístico. Para os modelos mais complexos, quando os índices satisfatórios não foram atingidos o número de variáveis foi reduzido manualmente até os modelos atingirem índices satisfatórios de PPP para o modelo geral ($ppp > 0.05$) e $PSRF < 1.1$ para todos os caminhos.

4.3.3 Efeitos indiretos

Após a montagem e teste de qualidade de ajuste dos modelos, para cada variável em que os modelos foram válidos, foram inferidos os efeitos indiretos independentes das categorias de uso e cobertura do solo envolvidas naquele modelo. Todas as variáveis foram estandardizadas antes do teste estatístico de forma que os efeitos quantificados fossem numericamente equivalentes às proporções das variações explicadas por uma variável na outra. A

estandardização não altera os resultados estatísticos quanto à validade do modelo, mas permite a quantificação de efeitos diretos e indiretos entre variáveis (JUDD et al., 2001). Desta forma, foi possível estimar os efeitos indiretos do uso e cobertura do solo para cada variável resposta pela multiplicação dos coeficientes através de todas as cascatas significativas identificadas.

Figura 4.1 – Modelo hipotético de possíveis caminhos através dos quais a cascata de uso e cobertura do solo pode influenciar as comunidades de invertebrados bentônicos.



Fonte: O autor, 2017.

4.4 Resultados

4.4.1 Caminhos possíveis

Após a eliminação das variáveis mediadoras que não foram satisfatórias quanto aos critérios de seleção, foram identificados cinco possíveis caminhos de mediação através dos quais o uso e cobertura de solo poderiam afetar as comunidades de macroinvertebrados (Tabela 4.1). Nenhum dos caminhos postulados que passavam pelos estoques de recursos alimentares locais foi significativo. Três destes caminhos estavam associados a alterações físico-químicas causadas

pelo uso e cobertura do solo em diferentes escalas, sendo estas o aumento da temperatura, o assoreamento e a perda de cobertura vegetal local. Devido à alta colinearidade entre as variáveis D50 e D84 todos os modelos foram gerados utilizando apenas a variável D50. A eutrofização foi representada pela cascata de correlação entre a amônia e as mínimas concentrações de oxigênio e o aumento da produtividade primária foi responsivo à perda de cobertura vegetal local e ao aumento das concentrações de amônio.

Tabela 4-1 Possíveis caminhos identificados para os efeitos do uso e cobertura do solo após os testes de correlação. Números dos caminhos indicados na Figura 4.1.

Variável Estímulo	Caminho	Efeitos No Habitat	Variáveis Mediadoras
% Agricultura na escala de Sub-Bacia	(1) →(3)	Impacto térmico	Temperatura
% Agricultura na escala de buffer Ripário	(1) →(3)	Perda de Micro Habitat/Assoreamento	D50
% Agricultura na escala de buffer de trecho	(1) →(3)	Perda de cobertura vegetal local	Cobertura de Canópia
% Agricultura na escala de Buffer Ripário	(1) →(3) →(7)	Eutrofização	NH4→Min %O2
% Agricultura na escala de Buffer De trecho+	(1) →(3) →(7)	Aumento da Produtividade Primária	Cobertura de Canópia+NH4→Produtividade Primária Local
% Agricultura na escala de Buffer Ripário			

Fonte: O autor, 2017.

4.4.2 Qualidade dos modelos gerados

Das 13 variáveis respostas selecionadas para a geração dos modelos, 11 tiveram pelo menos uma cascata de correlação ligando pelo menos uma escala de impacto de uso e cobertura do solo e uma variável ambiental e, por consequência geraram modelos significativos. Em geral, os modelos apresentaram alto valor de PPP, indicando que os modelos foram significativos em sua totalidade (Tabela 4.2). Nenhum dos caminhos postulados baseados nas correlações com $r > 0.5$ foram descartados, para todos os modelos os valores de PSRF foram menores do que 1.005, indicando que os modelos são robustos.

Tabela 4-2. Medidas de ajuste para os modelos de cascata de uso do solo identificados como significativos pela análise de caminhos bayesiana.

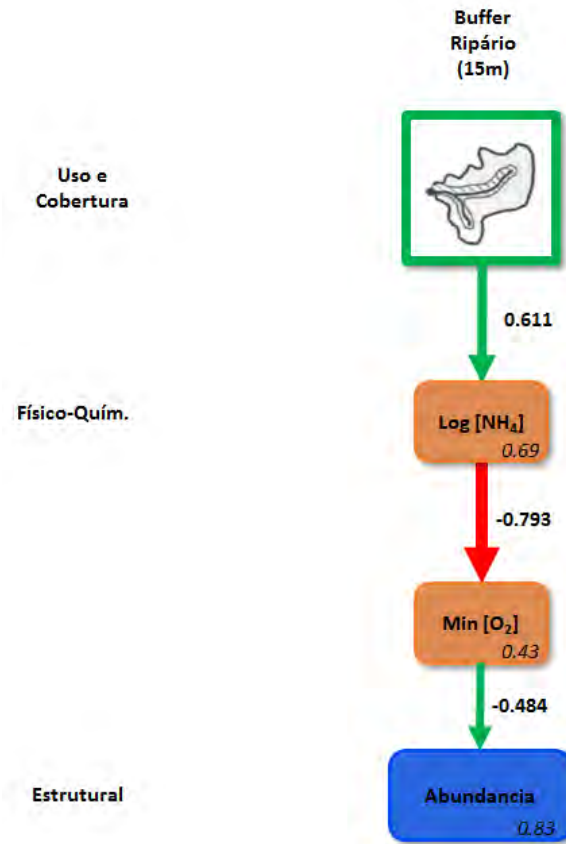
Métricas	npar	logl	ppp	bic	dic	p dic	waic	p waic	looic	p loo	margloglik
Riqueza(Fam.)	13	-157.21	0.29	356.77	338.55	12.07	339.00	11.26	339.53	11.53	-208.33
Riqueza(Tric.)	17	-206.88	0.51	469.15	445.22	15.73	445.63	14.46	446.33	14.81	-275.51
Equitabilidade	6	-97.53	0.57	215.05	205.88	5.41	207.60	6.24	208.14	6.51	-123.00
Diversidade(H)	17	-212.17	0.54	479.73	456.07	15.86	457.09	15.09	457.82	15.45	-279.36
% Plecopteras	17	-212.10	0.57	479.59	456.01	15.90	456.56	14.72	457.31	15.10	-279.30
% Dipteras	13	-127.71	0.86	293.00	279.01	11.79	279.10	10.48	279.83	10.84	-176.35
% Filtradores	6	-112.36	0.66	244.92	235.97	5.63	235.41	4.68	235.51	4.73	-135.74
Abundância	9	-128.37	0.48	286.05	273.55	8.41	275.15	8.87	275.65	9.12	-163.72
% Pastadores	10	-164.41	0.75	362.50	347.72	9.45	348.15	8.88	348.58	9.10	-205.23
% Rasgadores	13	-129.51	0.74	296.58	282.48	11.74	282.69	10.50	283.36	10.83	-177.65

Fonte: O autor, 2017.

4.4.3 Modelos de cascata de uso do solo

De acordo com o modelo de cascata produzido, a abundância de animais em pontos impactados foi reduzida principalmente devido à eutrofização. A abundância de invertebrados bentônicos teve 83% da variação observada explicada pelo modelo (Figura 4.2). A intensidade do efeito indireto da agricultura na abundância de invertebrados escala local de buffer ripário foi de -0.23 (Tabela 4.3).

Figura 4.2 – Modelo de caminhos gerado para a abundância de macroinvertebrados.

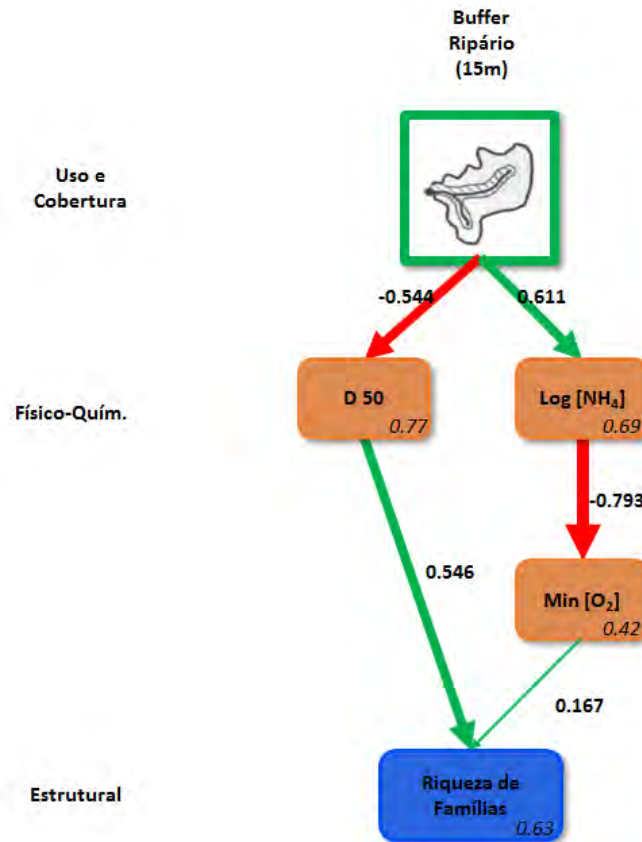


Legenda: A largura das setas indica a intensidade do efeito, representado numericamente ao lado das setas. Setas verdes indicam efeitos positivos e setas vermelhas efeitos negativos. Os números em itálico no canto inferior das caixas indicam a porcentagem da variação explicada daquela variável pelo modelo.

Fonte: O autor, 2017.

A riqueza de famílias de invertebrados demonstrou correlação tanto com a eutrofização quanto com a diminuição da mediana do tamanho de substrato (D50). No entanto, o efeito do assoreamento teve uma intensidade maior na diminuição dos números de famílias nas comunidades. Ambos os efeitos combinados explicaram 63% da variação nesta variável (figura 4.3). A intensidade do efeito indireto da agricultura na escala local de buffer ripário foi de -0.38 (Tabela 4.3).

Figura 4.3 – Modelo de caminhos gerado para riqueza de famílias.

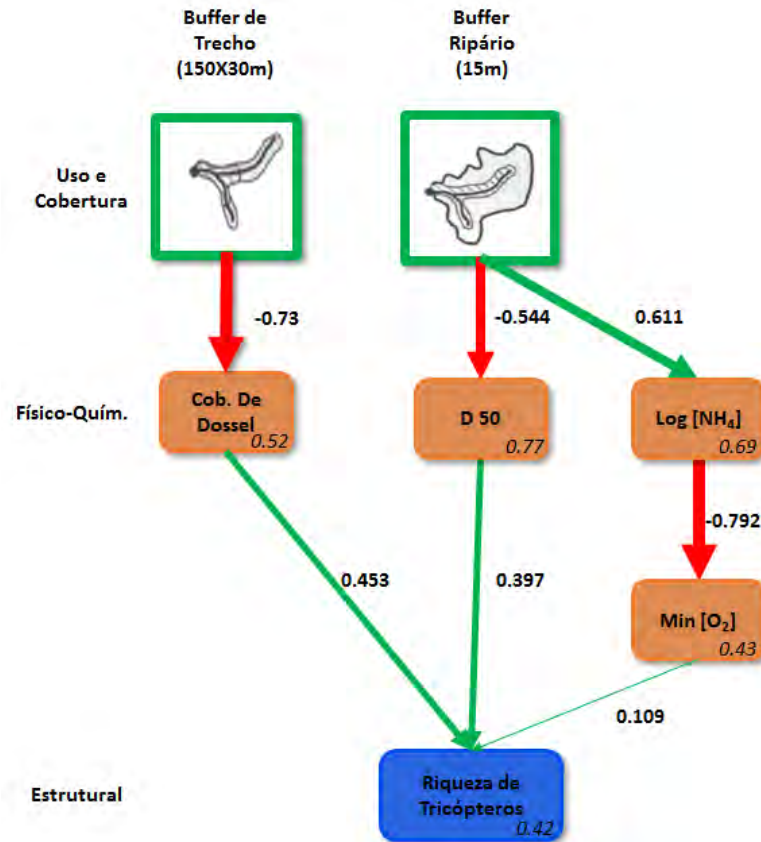


Legenda: A largura das setas indica a intensidade do efeito, representado numericamente ao lado das setas. Setas verdes indicam efeitos positivos e setas vermelhas efeitos negativos. Os números em itálico no canto inferior das caixas indicam a porcentagem da variação explicada daquela variável pelo modelo.

Fonte: O autor, 2017.

A riqueza de famílias de tricópteros demonstrou correlação com três variáveis mediadoras respondendo a dois estímulos de uso e cobertura do solo. Na escala local, a diminuição na cobertura de dossel causada pelo aumento da agricultura no buffer de trecho de 150X30 metros teve um efeito negativo na comunidade. Este efeito negativo se somou ao efeito da eutrofização e do assoreamento, associados ao desflorestamento na escala de corredor ripário. No entanto, o efeito do assoreamento e da perda de cobertura vegetal local foram as variáveis mediadoras com maior efeito. O modelo gerado explicou 42% da variação nesta variável (figura 4.4). A intensidade do efeito indireto da agricultura na escala local de buffer de trecho foi de -0.33 e na escala de buffer ripário foi de -0.27 (Tabela 4.3).

Figura 4.4 – Modelo de caminhos gerado para riqueza de famílias de tricópteros.

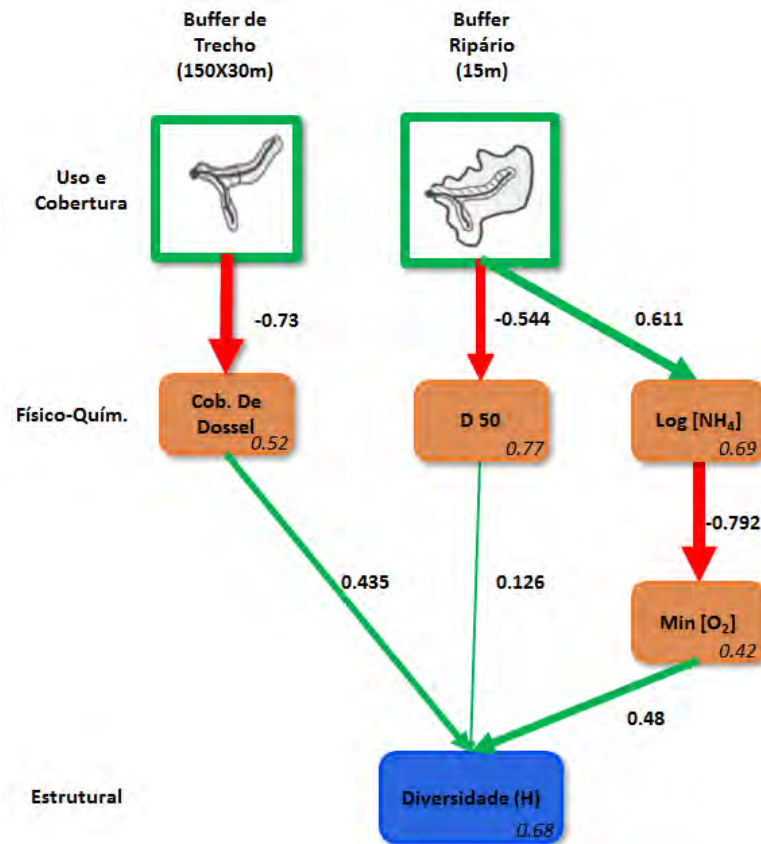


Legenda: A largura das setas indica a intensidade do efeito, representado numericamente ao lado das setas. Setas verdes indicam efeitos positivos e setas vermelhas efeitos negativos. Os números em itálico no canto inferior das caixas indicam a porcentagem da variação explicada daquela variável pelo modelo.

Fonte: O autor, 2017.

O índice de diversidade de Shannon-Wiener da comunidade de invertebrados demonstrou resposta aos dois estímulos de uso e cobertura do solo, e foi mediado pelas mesmas três variáveis que determinaram a variação da riqueza de famílias de tricópteros. No entanto, das variáveis mediadoras na escala de buffer ripário o efeito da eutrofização foi expressivamente maior comparado ao efeito do assoreamento. As três variáveis juntas explicaram 68% da variação observada na diversidade da comunidade (Figura 4.5). O efeito indireto do uso e cobertura do solo na diversidade foi de -0.32 para a escala de buffer de trecho e de -0.30 para a escala de buffer ripário (Tabela 4.3).

Figura 4.5 – Modelo de caminhos gerado para o índice de diversidade de Shannon-Wiener.

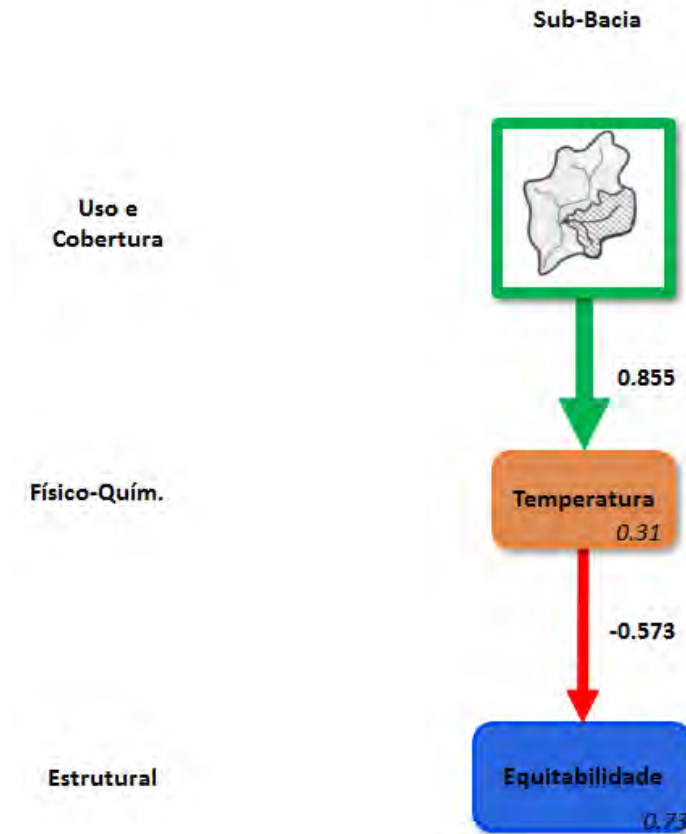


Legenda: A largura das setas indica a intensidade do efeito, representado numericamente ao lado das setas. Setas verdes indicam efeitos positivos e setas vermelhas efeitos negativos. Os números em itálico no canto inferior das caixas indicam a porcentagem da variação explicada daquela variável pelo modelo.

Fonte: O autor, 2017.

A equitabilidade da comunidade de invertebrados foi a única variável resposta para a qual o estímulo de uso e cobertura do solo na escala de bacia hidrográfica foi detectável. As comunidades demonstraram ser mais homogêneas com o aumento da temperatura, sendo que esta explicou 73% da variação daquela variável (Figura 4.6). O efeito indireto do uso e cobertura do solo na escala de bacia hidrográfica foi de -0.49, tendo sido esse o efeito indireto mais forte identificado para todas as variáveis (Tabela 4.3).

Figura 4.6 – Modelo de caminhos gerado para a equitabilidade da comunidade.

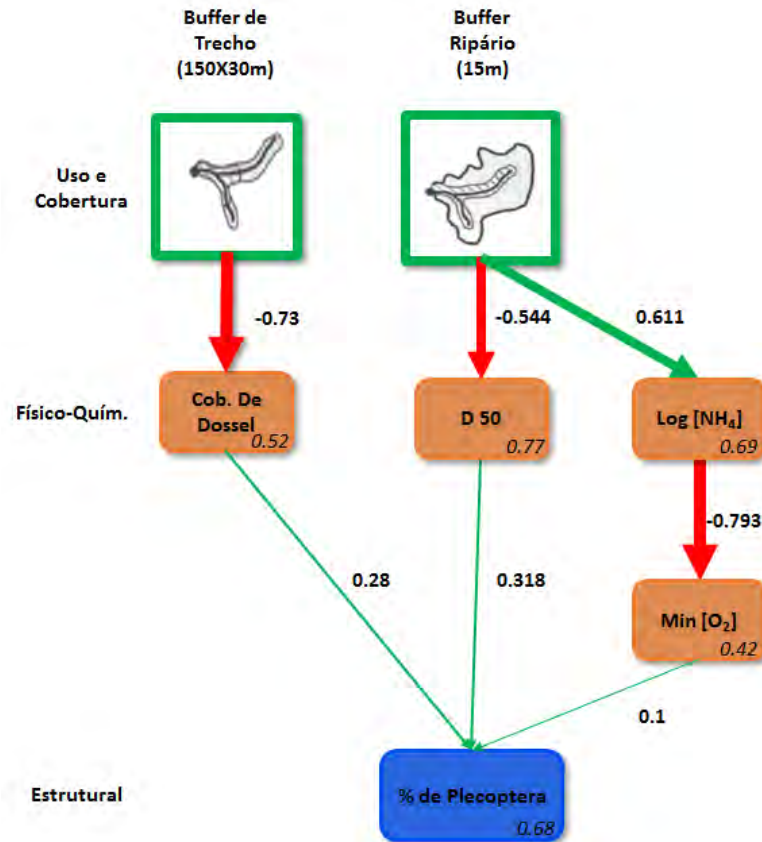


Legenda: A largura das setas indica a intensidade do efeito, representado numericamente ao lado das setas. Setas verdes indicam efeitos positivos e setas vermelhas efeitos negativos. Os números em itálico no canto inferior das caixas indicam a porcentagem da variação explicada daquela variável pelo modelo.

Fonte: O autor, 2017.

A métrica de porcentagem de plec6pteros na comunidade teve diminui76o que pode ser tra76ada atrav6s de tr6s vari6veis mediadoras 6 duas escalas de uso e cobertura do solo. Estes animais demonstraram respostas tanto 6 cobertura de dossel local, quanto 6 eutrofiza76o e ao assoreamento na escala de buffer rip6rio. Estes efeitos explicaram 68% da varia76o observada (Figura 4.7). O efeito indireto do uso e cobertura do solo na escala de buffer de trecho foi de -0.21, e o efeito indireto do uso e cobertura do solo na escala de buffer rip6rio foi de -0.28 (Tabela 4.3).

Figura 4.7 – Modelo de caminhos gerado para a porcentagem de plecoptera na comunidade.

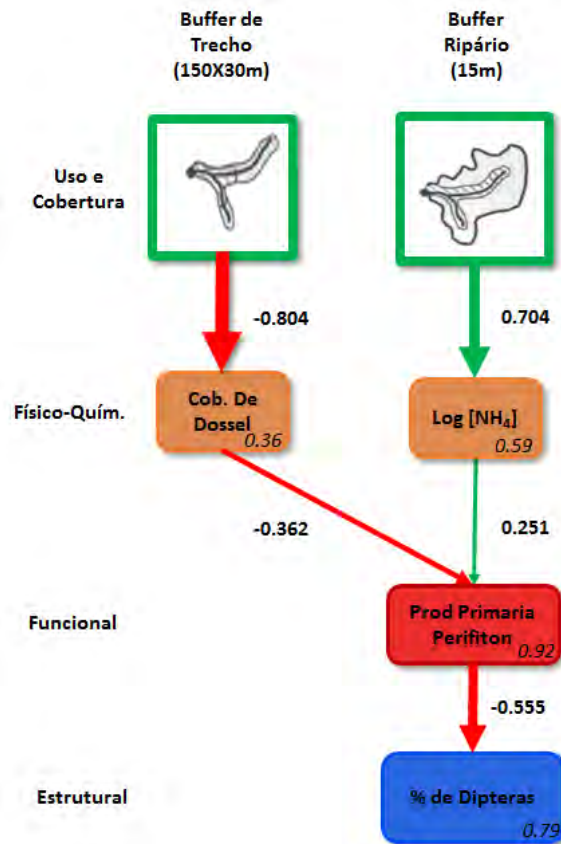


Legenda: A largura das setas indica a intensidade do efeito, representado numericamente ao lado das setas. Setas verdes indicam efeitos positivos e setas vermelhas efeitos negativos. Os números em itálico no canto inferior das caixas indicam a porcentagem da variação explicada daquela variável pelo modelo.

Fonte: O autor, 2017.

A porcentagem de díptera na comunidade foi uma das duas variáveis que demonstraram correlação com a produtividade primária local do perifíton. A porcentagem de díptera na comunidade teve diminuição com o aumento do desflorestamento, que por sua vez teve um efeito positivo sobre a produtividade primária, mediado da pela diminuição da cobertura de canópio local e pelo aumento da concentração de amônio associada à intensificação na escala de corredor ripário. O aumento da produtividade primária local explicou 79% da variação observada (Figura 4.8). O efeito indireto do uso e cobertura do solo na escala de buffer de trecho foi de -0.17, e o efeito indireto do uso e cobertura do solo na escala de buffer ripário foi de -0.13 (Tabela 4.3).

Figura 4.8 – Modelo de caminhos gerado para a porcentagem de Diptera na comunidade.

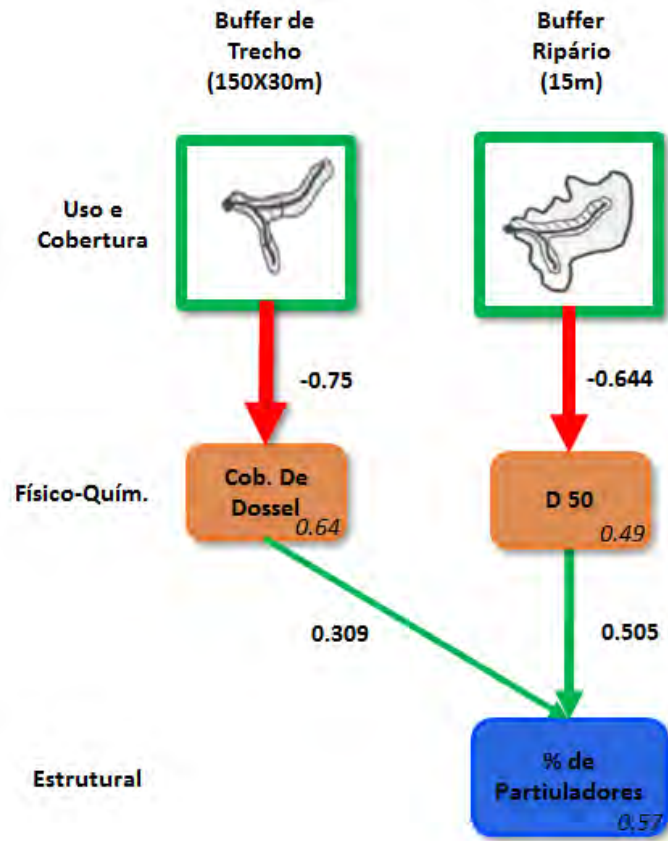


Legenda: A largura das setas indica a intensidade do efeito, representado numericamente ao lado das setas. Setas verdes indicam efeitos positivos e setas vermelhas efeitos negativos. Os números em itálico no canto inferior das caixas indicam a porcentagem da variação explicada daquela variável pelo modelo.

Fonte: O autor, 2017.

A porcentagem de animais particuladores na comunidade demonstrou relação positiva com a cobertura de dossel e a mediana de substrato. Estas duas variáveis combinadas explicaram 57% da variação observada nos dados. Visto que o impacto de uso e cobertura do solo nestas variáveis foi negativo, a tendência geral foi que, nos pontos de coleta mais impactados, a proporção de animais particuladores na comunidade fosse menor (Figura 4.9). A intensidade dos efeitos indiretos das duas escalas espaciais de impacto através das variáveis mediadoras identificadas foram de -0.23 pela escala local de buffer de trecho e de -0.33 pela escala de buffer ripário (Tabela 4.3).

Figura 4.9 – Modelo de caminhos gerado para a porcentagem de animais particuladores na comunidade.

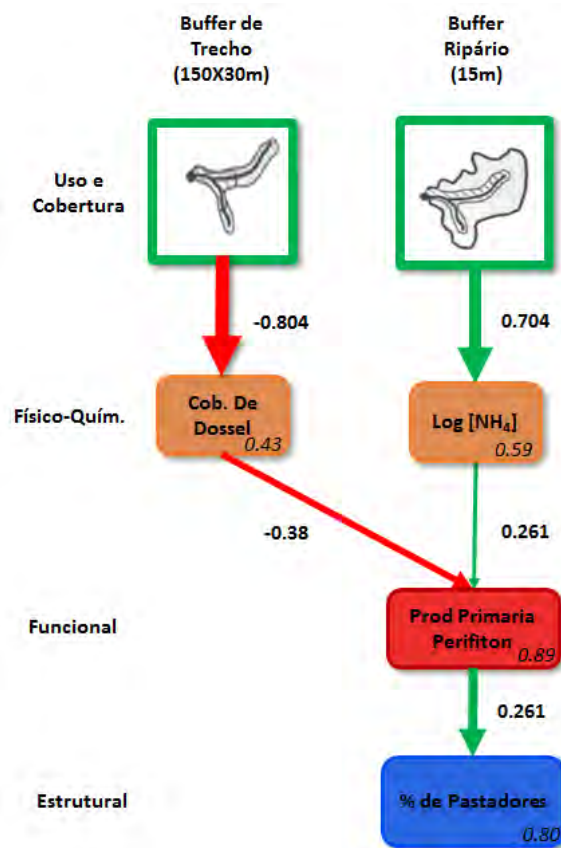


Legenda: A largura das setas indica a intensidade do efeito, representado numericamente ao lado das setas. Setas verdes indicam efeitos positivos e setas vermelhas efeitos negativos. Os números em itálico no canto inferior das caixas indicam a porcentagem da variação explicada daquela variável pelo modelo.

Fonte: O autor, 2017.

A porcentagem de animais pastadores teve correlação positiva com o aumento do uso e cobertura na escala local. A produtividade primária do perifíton explicou 80% da variação na proporção de pastadores na comunidade (Figura 4.10). A intensidade dos efeitos indiretos das duas escalas espaciais de impacto através das variáveis mediadoras identificadas foram de 0.10 pela escala local de buffer de trecho e de 0.17 pela escala de buffer ripário (Tabela 4.3).

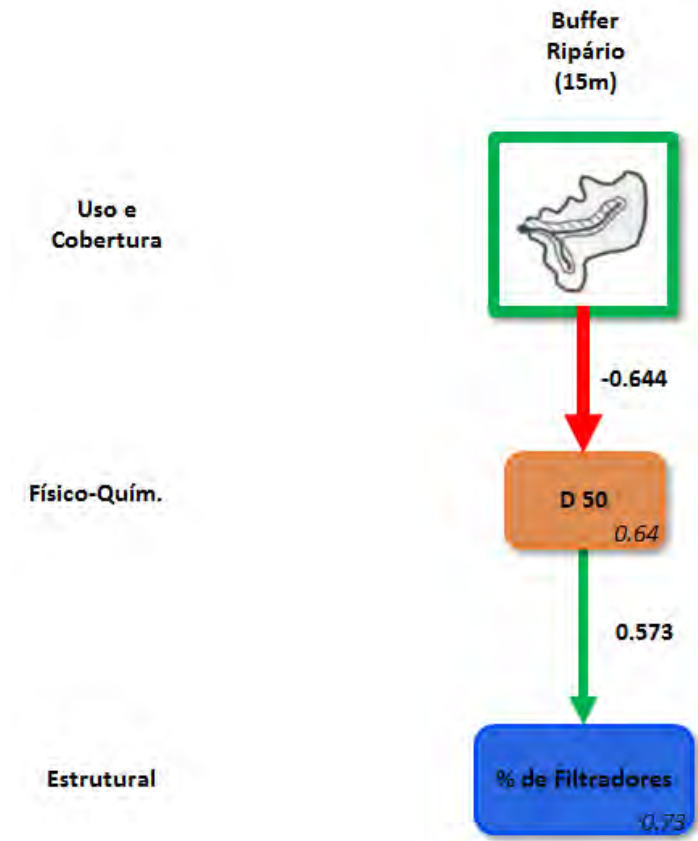
Figura 4.10 – Modelo de caminho gerado para a porcentagem de animais pastadores na comunidade.



Legenda: A largura das setas indica a intensidade do efeito, representado numericamente ao lado das setas. Setas verdes indicam efeitos positivos e setas vermelhas efeitos negativos. Os números em itálico no canto inferior das caixas indicam a porcentagem da variação explicada daquela variável pelo modelo.
Fonte: O autor, 2017.

A porcentagem de animais filtradores na comunidade foi mediada unicamente ao uso e cobertura do solo pela mediana do tamanho de substrato (D50), que explicou 73% da variação observada. O uso e cobertura do solo tiveram um efeito negativo sobre a variável (Figura 4.11). A intensidade do efeito indireto do uso e cobertura do solo na escala de buffer ripário na porcentagem de filtradores na comunidade foi de -0.37 (Tabela 4.3).

Figura 4.11 – Modelo de caminho gerado para a porcentagem de animais filtradores na comunidade.



Legenda: A largura das setas indica a intensidade do efeito, representado numericamente ao lado das setas. Setas verdes indicam efeitos positivos e setas vermelhas efeitos negativos. Os números em itálico no canto inferior das caixas indicam a porcentagem da variação explicada daquela variável pelo modelo.

Fonte: O autor, 2017.

Em geral, todas as variáveis, excetuando-se a equitabilidade da comunidade demonstraram efeitos indiretos da escala de impacto de corredor ripário. Contudo, duas delas, riqueza de famílias de tricópteros e a diversidade da comunidade, mostraram preponderância dos efeitos indiretos da agricultura na escala mais local.

Tabela 4-3 – Efeitos diretos e indiretos das variáveis estímulo de uso e cobertura do solo nas variáveis resposta de métricas de macroinvertebrados.

Métricas	Efeitos Indiretos		
	Buffer de Trecho	Buffer Ripario	Sub Bacia
Riqueza (Fam.)	-	-0.38	-
Riqueza (Tric.)	-0.33	-0.27	-
Equitabilidade	-	-	-0.49
Diversidade (H)	-0.32	-0.30	-
% Plecopteras	-0.21	-0.28	-
% Dipteras	-0.17	-0.10	-
% Filtradores	-	-0.37	-
Abundância	-	-0.23	-
% Pastadores	0.10	0.17	-
% Particuladores	-0.23	-0.33	-

Fonte: O autor, 2017.

4.5 Discussão

A construção de modelos de caminho para investigar os mecanismos através dos quais o uso e cobertura do solo afetam as comunidades de macroinvertebrados foi útil não somente em ilustrar a complexidade destes mecanismos, mas também para revelar interações que não seriam vistas com técnicas mais tradicionais, como o teste de regressões diretas entre variáveis relativas ao uso e cobertura do solo e variáveis resposta biológicas.

Os caminhos de impacto identificados pelas variáveis mediadoras representaram, em geral, os impactos reportados pelos diversos estudos sobre o uso e cobertura do solo para ecossistemas de rios (ALLAN, 2004, Capítulo 1, Figura 1.3). A preponderância dos efeitos do assoreamento e da degradação da qualidade de água via entrada de nutrientes já foi observada em outros estudos que fizeram o esforço no sentido de separar os efeitos das variáveis relativas às três diferentes escalas de uso e cobertura do solo em métricas biológicas (BURCHER et al., 2007a; MARZIN et al., 2013). Os estoques de recursos alimentares basais não foram incluídos com sucesso em nenhum dos modelos válidos. Estes resultados são aparentemente contraditórios em relação àqueles apresentados no capítulo anterior, aonde as métricas funcionais relacionadas com o comportamento alimentar dos invertebrados bentônicos demonstraram estar correlacionada com o uso e cobertura do solo.

Foi possível determinar modelos de cascata de uso do solo para três grupos dos grupos funcionais alimentares, indicando que estas métricas responderam como indicadores de impacto. No entanto, apenas o modelo gerado para a porcentagem de animais pastadores estava ligado explicitamente à produtividade primária local. A proporção de animais filtradores na comunidade, principalmente composta por dípteros da família Simuliidae estava ligada principalmente ao efeito do assoreamento, medido pela diminuição da variável D50. É possível que, o efeito do uso e cobertura do solo para estes animais, principalmente esteja associado à diminuição da disponibilidade de substrato, em sinergia com o aumento de partículas em suspensão associado ao assoreamento que se torna prejudicial para o seu comportamento alimentar (BOYERO; BAILEY, 2001; HARDING et al., 2006; CHAKONA et al., 2008).

A porcentagem de EPT na comunidade e a razão Hydropsychidae/Trichoptera não foram selecionadas para nenhum modelo como variáveis respostas. A porcentagem de EPT na comunidade foi bastante influenciada pela proporção de efemerópteros da família Leptoheptidae.

É possível que o impacto local aumente a densidade deste táxon, influenciado pelo aumento da produtividade primária, causando um ruído na resposta desta métrica. Desta forma, não foi possível ser observado um efeito negativo do uso e cobertura do solo nesta variável, apesar dos efeitos observados na diminuição da proporção de plecópteros e na riqueza de famílias de tricópteros.

A integridade do buffer ripário demonstrou ser a maior fonte de variação para todas as métricas avaliadas, excetuando-se a equitabilidade da comunidade. Estes resultados reforçam as observações de que a manutenção da integridade do corredor ripário na sua totalidade, está associada principalmente aos distúrbios reativos ao assoreamento e à entrada de nutrientes (MARZIN et al., 2013; CONNOLLY et al., 2016). Esta preponderância da integridade da escala do corredor ripário na determinação da qualidade ambiental pode estar ligada com o fato de que, como rios são ecossistemas dominados pelo transporte unidirecional de energia e matéria pelo fluxo de água, efeitos da preservação da mata ripária em escala estritamente local podem não ter o efeito desejado, como observado em diversos estudos.

Estes resultados devem ser vistos com alguma cautela na realização de projetos de restauração de vegetação ripária, pois diversos fatores devem se levar em consideração. É sabido que ecossistemas de rios podem sofrer com a presença de estados estáveis alternativos e histerese, o que faz com que o caminho de volta para condições referência não seja simplesmente a recuperação da mata ciliar ou da reconstrução física do habitat (BROOKS et al., 2006; MILLER et al., 2010). No entanto, uma parcela das variáveis indicadoras medidas demonstraram efeitos significativos da cobertura de canópi e da produtividade primária local. Possivelmente, recuperações da mata ciliar em pequenas escalas em rios pouco degradados pode ser efetivo na recuperação de condições mais similares as pristinas. No entanto, já foi determinado que, quando se trata da recuperação de matas ripárias, cada rio necessita de uma receita diferente (SWEENEY; CZAPKA, 2004).

Vale ressaltar o fato de que os modelos aqui propostos apresentam hipóteses de como o uso e cobertura do solo está agindo em todas as variáveis respostas avaliadas. O verdadeiro nexo de causalidade entre estas só pode ser demonstrado com certeza através do desenvolvimento de experimentos desenhados e manipulados e não simplesmente por um artefato estatístico (QUINN; KEOUGH, 2002). Ainda, o approach estatístico de testar todas as correlações possíveis entre grupos de variáveis pode evidenciar correlações espúrias. Desta forma, como variáveis

relacionadas ao uso e cobertura do solo tendem a ser correlacionadas, um grupo de efeitos hipotetizados devem ser gerados previamente de forma a evitar a detecção de caminhos que podem ser gerados por uma coincidência estatística (STEEL et al., 2010).

4.6 Conclusão

- O uso do arcabouço teórico da Land Cover Cascade permitiu investigar a complexidade dos mecanismos através dos quais o uso e cobertura do solo pode estar atuando sobre a comunidade de macroinvertebrados.
- Os principais efeitos negativos observados causados pelo uso e cobertura do solo foram o assoreamento e a eutrofização, estando estes principalmente correlacionados com a integridade do corredor ripário.
- Alguns efeitos atuando em diferentes escalas demonstraram efeitos nas comunidades de macroinvertebrados, sendo que estes não podem ser desconsiderados, principalmente na escala mais local.
- Os caminhos gerados pelos modelos indicam mecanismos que devem ser melhor elucidados de forma a orientar esforços de conservação e da recuperação de ecossistemas de rios.

5. RESPOSTAS LONGITUDINAIS DE RIOS À MUDANÇAS ABRUTPAS DE COBERTURA RIPÁRIA.

5.1 Introdução

É bem documentado que os ecossistemas aquáticos refletem suas configurações terrestres (HYNES, 1975; MINSHALL et al., 1985). Devido à sua geometria linear, rios e córregos possuem conexão íntima com suas zonas ripárias, que influenciam o fluxo de água, íons, sedimentos e espécies (NAIMAN, ROBERT J; DECAMPS, 1997). Essa mesma natureza linear, aliada ao fato de que os sistemas de rios são regidos pelos fluxos de água, faz com que os eventos de perturbação em locais específicos tenham efeitos potencialmente profundos que influenciem as propriedades de todo o sistema (FAUSCH et al., 2002). Neste contexto, a vegetação ripária desempenha um papel crítico no controle da estrutura e função dos ecossistemas (GREGORY et al., 1991).

Ao longo desta ecótone lateral entre terra e água, a presença da vegetação circundante determina a geomorfologia do fluxo, a hidrologia e a retenção de materiais orgânicos e inorgânicos (NEWBOLD et al., 1982; SIMON; COLLISON, 2002; SWEENEY; BOTT, 2004; POFF et al., 2006). Devido a esta natureza íntima entre córregos e vegetação ripária, as mudanças nas condições ribeirinhas afetam fluxos ecossistemas através de uma multiplicidade de caminhos diferentes (ALLAN, 2004; BURCHER et al., 2007b). As zonas ribeirinhas alteram a química da água do córrego atuando como um amortecedor que retém e / ou transforma nutrientes que entram do lençol freático (PETERJOHN W. T., CORRELL D.L. 1984, THOMAS et al., 2001; VALETT et al., 2002). Os grandes detritos de madeira contribuídos pelas florestas também desempenham um papel importante na formação de piscinas, atuando como armadilhas de sedimentos e regulando a natureza deposicional ou erosiva dos trechos (BILBY; WARD, 1991; PAULA, DE et al., 2013). Além disso, a presença ou ausência de florestas do lado de um rio determina o equilíbrio entre a disponibilidade de matéria orgânica alóctona e autóctone que, eventualmente, alimenta teias alimentares locais, tanto pela influência da entrada de matéria orgânica lateral quanto pelas condições de luz que modulam a produção primária (VANNOTE et al 1980, HILL et al., 1995). Essas alterações podem ter impactos severos em comunidades de

invertebrados de corrente adjacentes na escala local (LAMMERT; ALLAN, 1999; MORTE; JOY, 2004; DUDGEON et al., 2006; MINAYA et al., 2013), particularmente em pequenas rios de cabeceira que são quase completamente embutidos na floresta (RICHARDSON; DANEHY, 2007).

Os corredores ribeirinhos em muitas paisagens contemporâneas são caracterizados por distúrbios devido a diferentes atividades relacionadas ao homem (RICHARDSON et al., 2007). Esses distúrbios geralmente levam a fazer da zona ciliar um mosaico de manchas de vegetação, que se estende até às cabeceiras de muitas bacias. Nessas condições, essas ligações laterais mudam drasticamente em distâncias longitudinais relativamente curtas e, uma vez que os rios são ecossistemas dominados pelo fluxo de água, é provável que os impactos das mudanças ripícolas se propagem a alguma distância a jusante.

Harding et al., 2006, propuseram que, à medida que os fluxos fluem através dessas transições abruptas da cobertura do solo, as variáveis que respondem ao uso da terra na escala local devem gradualmente mudar para um novo estado estável que reflete o legado a jusante totalmente acumulado de uma nova condição ripária. Esse efeito incremental seria traduzido, para uma determinada variável, em um comportamento monotônico não linear em uma certa distância, à medida que o sistema acumula progressivamente o efeito de tampão da nova condição ripária. Nesse estudo, espera-se que um fragmento de floresta possa aliviar os efeitos negativos de uma seção de fluxo a montante impactada pela pastagem (denominado “forest reset effect”, lit., “efeito de reiniciamento da floresta”).

Vários outros estudos que se concentraram nos efeitos da mudança abrupta da cobertura ripária em variáveis como a temperatura (RUTHERFORD et al., 2004), métricas da comunidade de invertebrados (STOREY; COWLEY, 1997; NIYOGI et al., 2007; CHAKONA et al., 2008; SUGA; TANAKA, 2013; GOSS et al., 2014, para citar alguns) e funcionamento do ecossistema (DANGER; ROBSON, 2004; GOSS et al., 2014; TANAKA et al., 2015), demonstraram que tanto a biótica como a variáveis abióticas podem apresentar um atraso espacial em resposta a tais transições. No entanto, além de Goss et al. (2014), esses estudos não fizeram um esforço óbvio para descrever quantitativamente as distâncias nas quais os efeitos legados de uma condição ribeirinha a montante ainda podem ser detectados.

Neste estudo, utilizamos a amostragem espacial de alta resolução ao longo de uma transição de floresta para pastagem em um fluxo de floresta tropical atlântica brasileira para

descrever quantitativamente padrões espaciais em condições ripícolas (por exemplo, cobertura de cobertura) física (por exemplo, tamanho mediano de substrato), químico (fósforo reativo solúvel, e amônio) e variáveis biológicas (p. ex., estoques em perifíton, métricas de invertebrados bentônicos). Concentramo-nos particularmente nas métricas da comunidade de macroinvertebrados porque são sensíveis a uma série de atributos do ecossistema que estão ligados a estressores antropogênicos locais (MERRITT et al., 2008; OLIVEIRA et al., 2011). Para esse fim, aplicamos técnicas de modelagem não-linear associadas a uma estimativa inversa, a fim de quantificar até que ponto os efeitos a jusante das condições ripárias a montante ainda podem ser detectados ao longo da transição. Esperamos mudanças longitudinais em variáveis medidas que ultrapassassem aquelas que ocorrem na zona ripária criando uma "sombra" a jusante da condição ripária a montante. Dito de outra forma, esperávamos condições ripárias a montante “penetrassem” nos trechos à jusante seguindo descontinuidades ripárias abruptas. Além disso, previmos que o padrão de mudança seria diferente para diferentes variáveis e fizemos um esforço para inferir a relação causal entre as mudanças em diferentes variáveis.

5.2 **Materiais e métodos**

5.2.1 Área de estudo

Este estudo foi conduzido em um tributário do rio Guapiaçu, na bacia do rio Guapiaçu, localizado a nordeste da cidade do Rio de Janeiro, no domínio da Mata Atlântica do estado do Rio de Janeiro, no sudeste do Brasil. A bacia de Guapiaçu tem uma área de drenagem de cerca de 442 km², que se origina na Serra do Mar, que atinge elevações de 1700 m e é composto principalmente de granito de Precambrian e Cambrian e gneiss granitoide (KIRCHNER et al., 2015). O clima na região varia de floresta tropical úmida a savana tropical na classificação climática de Köppen-Geiger, com temperaturas médias anuais de 23.1 ° C e precipitação anual de 1307 mm. A maior parte da precipitação é concentrada no verão, sendo dezembro o mês mais chuvoso (208 mm) e julho (32 mm) o mais seco.

As cabeceiras do Guapiaçu estão localizadas dentro de duas unidades de conservação (Parque Nacional Serra dos Órgãos e Parque Estadual dos Três Picos) e geralmente são encontradas em condições preservadas, uma vez que as encostas íngremes facilitam o acesso e o

assentamento. No entanto, à medida que a rede de transmissão atravessa a planície de inundação, as áreas ribeirinhas tornam-se cada vez mais impactadas pelo uso agrícola, que é em sua maior parte caracterizado por pastoreio de gado e pequenas plantações. Este padrão de desmatamento foi descrito para as bacias hidrográficas tropicais em estudos anteriores (ALLAN et al., 2002). A bacia possui 54% de cobertura florestal em diferentes estados de conservação. As áreas afetadas somam até 40%, sendo 38,6% de pastagem e 5,5% de agricultura. As principais culturas anuais são mandioca, milho e inhame (EMATER-RIO, 2013).

Para este estudo, amostrou uma transição abrupta localizada no rio Itaperiti, localizada na parte leste da bacia de Guapiaçú. O Itaperiti é um fluxo de segunda ordem com suas cabeceiras localizadas dentro de uma propriedade privada florestal adjacente ao Parque Estadual Tres Picos. O rio passa por uma transição abrupta entre as florestas, uma condição a montante e um pedaço de pastagem para pastagem de gado. Ao longo desta transição, a cada 75 metros amostrou um alcance de 20 m - 5 na seção florestada e 10 na seção de pastagem.

5.2.2 Amostragem e métodos laboratoriais

Em cada local de amostragem, a cobertura do dossel foi medida usando um densiômetro esférico em quatro direções no meio do meio, e uma média foi calculada para o site. Medições, foram tomadas pela mesma pessoa em todos os sites para evitar a variação entre observadores. A vazão foi medida com um medidor de velocidade (medidor de corrente Pigmy, Teledyne-Gurley, Troy, NY). Realizamos uma estimativa visual da porcentagem de cobertura do substrato e as medidas do tamanho de substrato (D16%, D50% e D84%) foram determinadas pela contagem de pedras de Wolman (WOLMAN, 1954).

Analisamos as concentrações de fósforo reativo solúvel (SRP) e de amônio (NH_4^+) nas amostras de água coletadas e filtradas com filtro de fibra de vidro de $0,7 \mu\text{m}$ (GF / F, Whatman, Maidstone, Kent, Reino Unido). O NH_4^+ foi medido pelo método OPA usando um fluorômetro (modelo Trilogy, 7200-000, Turner Designs, Sunnyvale, CA, EUA) (TAYLOR et al., 2007) logo após a coleta da amostra. As amostras de SRP foram congeladas no momento da coleta e a concentração de SRP foi medida por absorvência usando o método colorimétrico de molibdato-antimônio com o mesmo equipamento (MURPHY; RILEY, 1958).

A matéria orgânica particulada grosseira (CPOM) foi amostrada em um transecto de

banco para banco de todo o metro para cada local de amostragem e foi separada em madeira, galhos e folhas. A matéria orgânica de partículas finas foi amostrada com uma peneira de amostragem de substrato como descrito em (WALLACE; GRUBAUGH, 1996). As matérias bentônicas grossas e finas foram secas no laboratório até peso constante e queimadas em um forno de mufla durante 1 h em 500°C para estimar a massa seca de cera (AFDM, sigla em inglês).

O Periphyton foi amostrado esfregando cinco rochas e medindo-as para estimativas da área superficial coberta. As amostras foram arrefecidas no campo e levadas imediatamente ao laboratório para processamento posterior. As amostras de perifíton foram filtradas em filtros de fibra de vidro pré-ensaiados e pesados (GF / D, Whatman, Maidstone, Kent, Reino Unido), secaram-se a 60°C durante 24 h e pesados, e então queimados a 550°C durante 1h para obter AFDM e massa inorgânica. A clorofila-a (CHLa) do perifíton foi medida por filtração de subamostra do material através de um filtro de fibra de vidro pré-queimado e pré-pesado de 25 mm. Para cada filtro, extraiu-se chl-a em 10 mL de etanol a 90% durante 24 horas e depois manteve-se no congelador na ausência de luz para espectroscopia (método monocromático baseado em LORENZEN, 1967).

Os macroinvertebrados foram coletados usando uma rede em formato D com uma malha de 0,250 mm. A amostragem foi realizada perturbando o substrato em 20 segmentos de um metro de comprimento distribuídos ao acaso ao longo do trecho de coleta, a fim de incluir todos os micro-habitats e substratos encontrados. As amostras foram preservadas em etanol a 70%. O processamento da amostra foi conduzido dividindo as amostras em 12 partes e escolhendo pelo menos 200 invertebrados cumulativos de sub-amostras selecionadas aleatoriamente, ou até a amostra ser completamente triada. Antes da sub-amostragem, realizamos uma pesquisa de taxons grandes e raros de toda a amostra. Os invertebrados foram identificados ao nível da família. Os grupos de alimentação funcional (FFGs, sigla em inglês) foram atribuídos como raspadores (SG), trituradores (SH), coletores-coletores (CG), coletor-filtradores (CF) e predadores (PR) com base em Merrit & Cummins, 1996 e Baptista et al. 2006. Os quironomídeos do gênero *Chironomus* foram identificados separadamente porque estudos anteriores mostraram que eles são os trituradores mais abundantes da região (MOULTON et al., 2010; SILVA-JUNIOR; MOULTON, 2011). Para abordar as mudanças na estrutura da comunidade bentônica, calculamos métricas tradicionais que são comumente sensíveis às mudanças do uso do solo: abundância de invertebrados, proporções de grupos funcionais alimentares, riqueza de famílias, riqueza de

famílias de Trichoptera e porcentagem de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (% EPT) , a proporção de Chironomidae / Diptera, Diversidade de Shannon-Wiener (SWD) e Equitabilidade (EH). Diversidade e Equitabilidade também foram calculados para FFGs. Os dados de invertebrados só estavam disponíveis para 13 dos 15 sites amostrados.

5.2.3 Análise estatística

A composição da comunidade de macroinvertebrados foi ordenada para os sites amostrados usando uma análise de escalonamento multidimensional não métrico (NMDS, sigla em inglês) com base em uma matriz de dissimilaridade de Bray-Curtis, calculada a partir de abundância de táxons transformados de raízes quadradas (pacote R MASS, VENABLES et al., 2016). Os dados de invertebrados foram padronizados por densidade total e raiz quadrada transformada antes da geração da matriz de semelhança de dissimilaridade Bray-Curtis. Os coeficientes de correlação de Pearson foram utilizados para investigar as relações entre métricas de invertebrados, dados de densidade e proporção. Além disso, todas as métricas de invertebrados foram investigadas quanto à correlação de Pearson com as variáveis ambientais medidas.

Cálculos de distância de transição


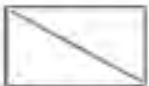
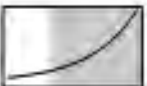





Gráficos de dispersão de todas as variáveis foram gerados utilizando a distância como preditor. Estes foram avaliados visualmente quanto a terem uma variação monotônica ao longo do gradiente amostrado e transformados para a normalidade quando necessário. As variáveis selecionadas foram então regredidas contra a distância usando três modelos não-lineares mais um modelo linear (Tabela 5.1) usando o método de estimação Levenberg-Marquardt encontrado no pacote minpack.lm para R (ELZHOV et al., 2015). Esses modelos alternativos foram produzidos com base no pressuposto de que uma condição estável para uma determinada variável poderia ser detectada a montante (modelo 2, Tabela 5.1), a jusante (modelo 3, Tabela 5.1) ou ambos (modelo 4, Tabela 5.1), ao longo da transição amostrada. Estas condições estáveis serão referidas como yU para upstream e yD para a condição a jusante.

Para determinar o melhor modelo para descrever o comportamento das variáveis, a seleção do modelo foi realizada usando o critério de informação Bayesiana (BIC) (RAFTERY, 1995). Escolhemos o BIC por ser mais restritivo quanto ao número de parâmetros do modelo (BURNHAM; ANDERSON, 2002). Para as variáveis onde havia mais de um bom modelo

preditor ($\Delta BIC < 2$), selecionamos o modelo com o maior r quadrado da regressão linear entre os valores observados e os previstos como um indicador de substituição de bondade de ajuste. Consideramos que as variáveis que apresentavam modelos lineares como seus melhores descritores não mostraram resposta transitória e, portanto, essas variáveis não foram consideradas para análise posterior.

Para estimar o intervalo de distância em que a variação de uma determinada variável poderia ser detectada, utilizamos o pacote `investR` (estimativa inversa em R) (GREENWELL; KABBAN, 2014). O pacote é projetado especificamente para realizar estimativa inversa em modelos de regressão monotônica. A estimativa inversa consiste em inferir os possíveis valores de uma variável explicativa para determinados valores da variável de resposta com base no intervalo de confiança de um determinado modelo.

Tabela 5.1 – Funções e comportamentos esperados dos quatro modelos candidatos para descrever a dependência de uma determinada variável à distância de transição. As áreas cinzentas representam o possível intervalo de transição detectável.

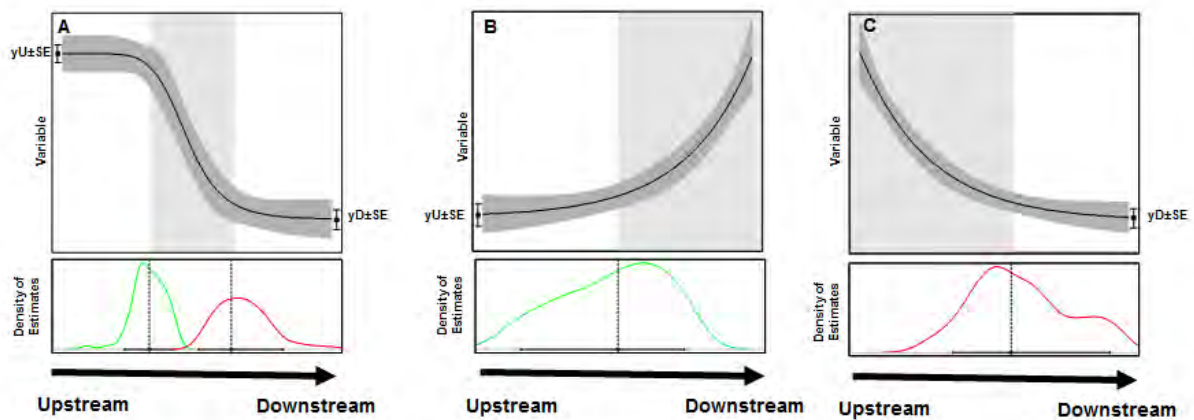
Model	Function	Rise	Decay
(1) Linear	$f(d) = k * d + a$		
(2) Exponential growth/decay	$f(d) = \frac{yU}{b + e^{-k*d}} + yD$		
(3) Exponential rise/decay to a plateau	$f(d) = (yU - yD) * e^{-(d-x0)/k} + yD$		
(4) Sigmoid Logistic	$f(d) = \frac{yD - yU}{1 + e^{-(d-x0)/k}} + yU$		

Legenda: (1) k é o coeficiente angular e a é o valor da intercepção y ; (2) yU é o valor da condição estável detectável antes da transição, b é um termo modular e k é a constante de crescimento exponencial; (3) yD é o valor da condição estável detectável após a transição, $y0$ é o valor de y quando $d = 0$ e k a constante de decaimento exponencial; (4) yU é o valor da condição estável detectável antes da transição, yD é o valor da condição estável detectável após a transição, $x0$ é o valor de d no ponto médio do sigmoide e $k =$ inclinação da curva. Para (2) e (3) e é a base do logaritmo natural.

Fonte: O autor, 2017.

Para cada modelo, foram executadas 1000 simulações de bootstrap utilizando como valores preditores para a variável explicativa os valores de y_U e y_D mais ou menos o erro padrão da estimativa fornecida pela regressão não-linear, dependendo do comportamento de crescimento ou decadência do modelo (Figura 5.1, A). Consideramos o intervalo, o valor médio das estimativas de bootstrap, para ser o ponto em que os valores modelados começaram a se desviar do valor estimado da condição estável a montante (x_U) ou, inversamente, onde os valores modelados já haviam alcançado um estágio a jusante condição (x_D). Conseqüentemente, assumimos que essas estimativas determinaram os limites espaciais em que um gradiente de transição poderia ser detectado. Para as variáveis onde os melhores modelos selecionados foram os modelos 2 e 3, assumimos que o estado estável a montante ou a jusante não foi incluído na faixa de amostragem (Figura 5.1, B e C). Todas as análises estatísticas foram realizadas no pacote R versão 3.2.2 (R CORE TEAM, 2015).

Figura 5.1 – Método de cálculo das distâncias penetrância para a os modelos logístico sigmóide (A), o crescimento exponencial (B) e modelos de decaimento exponencial (C).



Legenda: áreas de cinza escuro representam o intervalo de confiança de 95% do modelo. As barras de erro verticais representam os parâmetros estimados de y_U e y_D . As barras de erro horizontal representam o intervalo de confiança superior e inferior da estimativa para os bootstraps de estimativas de x_U (curvas verdes) e x_D (curvas vermelhas). As linhas tracejadas verticais representam a mediana dos valores estimados do bootstrap (x_U e x_D). As áreas cinza clara representam o intervalo de transição detectado.

Fonte: O autor, 2017.

5.3 Resultados

Os locais na seção de pastagem mostraram estimativas de cobertura de dossel altamente abertas. A maior variação na seção de pastagem foi representada por vegetação gramas e árvores

isoladas (Tabela 5.2). Ao longo da seção amostrada, os intervalos de amostragem mostraram uma quantidade crescente de substrato não consolidado na parte a jusante da transição. As concentrações de NH_4^+ e SRP foram maiores na seção florestada e a vazão foi em média quase o dobro na seção de pastagem em comparação com os locais florestais. Entre as duas seções, houve ligeiros aumentos no periphyton AFDM e na porção inorgânica, mas estes não mostraram uma clara tendência monotônica. Periphyton chl-a por área de concentração aumentou na seção de pastagem. O material bentônico orgânico grosseiro e fino não mostrou a diminuição esperada à medida que a corrente atravessava o limite da pastagem florestal (Tabela 5.2).

As amostras de invertebrados constituíram um total de 4994 indivíduos distribuídos entre 39 famílias. Oito famílias representaram mais de 90% da abundância total: Chironomidae (43%), Simuliidae (12%), Baetidae, (10%), Leptohyphidae (9,4%), Elmidae (9%), Ceratopogonidae (2,6%), Hydropsychidae (2,4%), Leptophlebiidae (2,1%) \.

A correlação de Pearson entre as densidades de FFGs e os principais taxa contribuindo para cada categoria revelou que os FFGs eram dominados por um pequeno grupo de famílias, fazendo com que as densidades de grupos alimentares funcionais fossem fortemente correlacionadas com alguns taxa. Chironomidae (Diptera) foram responsáveis pela maior parte da variação nos coletores-coletores ($r = 0,89$, $p < 0,001$), os efemerópteros das famílias baetidae e leptohyphidae foram os principais raspadores-grazers ($r = 0,98$, $P < 0,001$) e simulídeos foram o principal contribuidor para o grupo de alimentação de filtros ($r = 0,97$, $p < 0,001$). Os principais predadores na comunidade foram ceratopogonidae ($r = 0,94$, $p < 0,0001$) e o fragmento FFG foi composto principalmente de lepidópteros da família Pyralidae ($r = 0,89$ $p < 0,0001$).

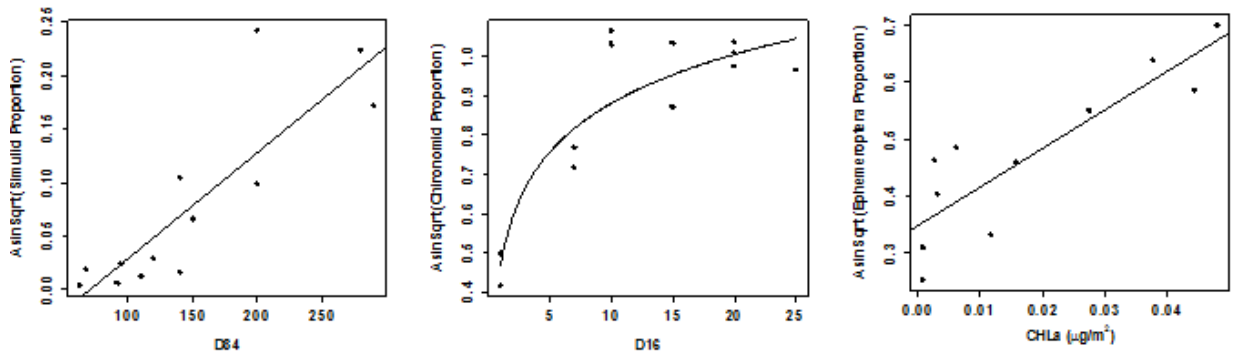
As correlações entre a proporção de grupos de alimentação funcional e as variáveis ambientais mostraram que a proporção de simulídeos na comunidade apresentou 71,7% de sua variação explicada pela disponibilidade de substratos grandes (Figura 5.2, A, $p < 0,001$). A proporção de quironômides teve uma relação log-linear com o aumento de sedimentos finos no litoral (D16%, $p < 0,001$) que explicou 77,9% da variação deste grupo (Figura 5.2, B, $p < 0,001$). A variação de Periphyton chl explicou 0,73% da variação na proporção de hepatoprótomos de leptoquídeos e baetidae (Figura 5.2, C) na comunidade.

Tabela 5.2 - Valores médios das variáveis ambientais da seção "Florestado" e "Pasto" da transição de Itaperiti. A seção fl compreendeu os cinco locais acima da transição estimada visualmente e a seção de pastagem compreendeu os 10 sites abaixo da transição.

Variáveis		Seção Florestada	Seção de Pasto
		Média±SE	Media±SE
Medidas físico-químicas			
Cobertura de Dossel (%)		86.89±0.85	27.69±6.6
Porcentagem de substrato rochoso		73±4.9	58±3.7
Vazão (L/s)		68.2±2.9	105.9±7.2
Tamanho de Substrato	D16 (mm)	13±2.5	9.8±3.2
	D50 (mm)	60±6.3	41.2±6.6
	D84 (mm)	212±31.5	99.5±14.6
NH ₄ (ug/L)		2.0±0.09	0.87±0.03
PO ₄ (ug/L)		36.7±8.3	27.9±5.7
Variáveis Biológicas			
Porção Orgânica do Perifiton (mg/m ²)		3.328±0.2	4.365±0.4
Porção Inorganica do Perifiton (mg/m ²)		10.9±1.5	14.93±2.2
CHLa (µg/m ²)		1.5±0.6	20.68±5.6
Matéria orgânica bêntica fina (mg/m ²)		7.9±1.9	5.65±1.6
Matéria orgânica bêntica grossa	Galhos (g/m ²)	0	1.733
	Gravetos (g/m ²)	4.7±1.9	1.275±0.4
	Folhas (g/m ²)	4.2±1.7	3.136±0.7
	Total (g/m ²)	8.9±3.3	6.144±1.7

Fonte: O autor, 2017.

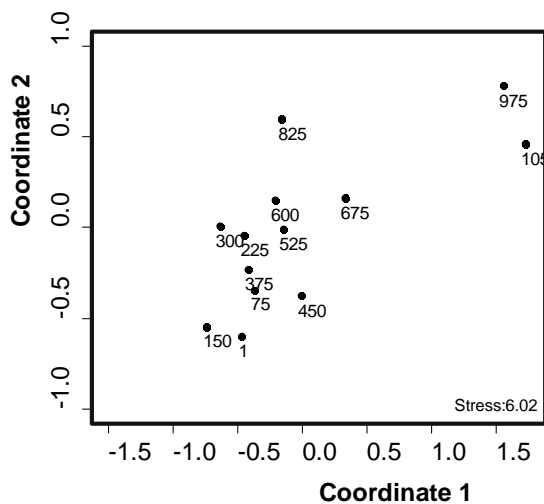
Figura 5.2 – Regressões lineares entre os principais taxa que representam os três FFGs mais abundantes e as variáveis ambientais mais correlacionadas.



Fonte: O autor, 2017.

A projeção bidimensional dos resultados da nMDS mostrou visivelmente que a dissimilaridade entre os sites aumentou com a distância a jusante (Figura 5.3). O estresse da ordenação foi de 6,02%, o que é considerado um valor aceitável. Os sites que classificaram a ponta inferior dos escores dos nMDS mostraram um domínio dos dípteros, principalmente os quironômides e os simulídeos, enquanto os locais com pontuações mais altas apresentaram um domínio dos efemerópteros na comunidade.

Figura 5.3 – Escala multidimensional não métrica (NMDS) de abundâncias relativas de macroinvertebrados para todos os locais de amostragem.



Legenda: Os números mostram a distância ao longo do trecho amostrado, com números aumentando com distância a jusante do ponto de coleta mais alto.

Fonte: O autor, 2017.

5.3.1 Seleção de modelos

Das 24 variáveis que mostraram uma variação monotônica ao longo da transição amostrada, 16 (4 métricas ambientais e 12 invertebradas) apresentaram respostas não-lineares ao longo da transição amostrada (Tabela 5.3) e 4 apresentaram respostas lineares significativas (Figura 5.4). Para as variáveis que apresentaram um sinal de transição, os modelos logísticos sigmoidais foram os melhores modelos mais frequentes (Tabela 5.3, 4). Na proporção, os erros padrão mais altos para os parâmetros dos modelos foram na estimativa do parâmetro k , que em todos os modelos explica as taxas de decaimento ou aumento das variáveis observadas. Por outro lado, em geral, as estimativas dos parâmetros y_D e y_U apresentaram um pequeno erro padrão proporcional da estimativa (Tabela 5.4). Em geral, a proporção de variância explicada pelos modelos foi alta, com o menor R quadrado entre valores observados e modelo estimado para equidade de FFG com 54% da variação explicada pelo modelo (Tabela 5.3).

5.3.2 Estimativas de distância de transição

As estimativas da cobertura do dossel diminuíram de forma sigmoideal ao longo da floresta para a transição de pastagem com valores decrescendo acentuadamente de 87% - 18% (parâmetros modelados de y_U e Y_d , Tabela 5.3) ao longo dos cálculos 370-490 (estimativas x_U e x_D) da amostra alcance (Figura 5.5, A). A maior variação na seção de pastagem foi explicada pela vegetação arbórea e árvores isoladas.

Tabela 5.3 – Índices BIC dos modelos alternativos para as variáveis que apresentaram variação monotônica ao longo da transição(continua)

Variable	Behavior	Model			
		Linear	Exponential	Exponential to plateau	Sigmoid
Canopy Cover	Decrease	4.7	7.9	4.8	-10.4
% Rock Substrate	Increase	-7.5	-4.9	-4.9	-2.2
D16	Decrease	106.7	107.0	109.8	DNC
D50	Decrease	19.4	22.1	22.1	22.6
D84	Decrease	154.1	157.6	149.9	152.3
Discharge	Increase	139.2	141.4	141.4	134*
NH4	Decrease	20.7	23.9	15	-5.6*
PO4	Decrease	134.7	136.7	138	136.1
Chla (µg/m2)	Increase	-80.2	-77.3	-77.5	-85.2
FBOM	Decrease	5.7	8.4	6.4	8.8
Abundance	Decrease	195.9	198.6	198.2	202.8
EPT	Increase	-32.9	-29.9	-30.2	-34.1
Family Richness	Decrease	73.1	75.6	75.6	75.6
Ceratopogonidae (%)	Decrease	-46	-43.6	-43.4	-48.8
Chironomidae (%)	Decrease	-11.3	-19.4	-8.7	-18.2
Leptohiphidae (%)	Increase	-8.3	-16	-5.7	DNC
Simuliidae (%)	Decrease	-23.3	-20.2	-27.3	-27.3
CG (%)	Decrease	-7	-14.2	-4.4	DNC
FT (%)	Decrease	-19.7	-16.9	-22.9	-23.7
SG (%)	Increase	-14.6	-11.9	-11.7	-13.8
FFG (H')	Decrease	-11.4	-9.5	-9.5	-9.4
FFG Equitability(EH')	Decrease	-20.4	-17.7	-22.7	-10.5
NMDS 1	Increase	21.6	11.4	24.2	14.8
NMDS 2	Increase	-0.2	2.3	2.4	14.8

Legenda: CG (%) é a porcentagem de Coletores na comunidade, FT (%) é proporção de Filtradores na comunidade, SG (%) é a proporção de Raspadores-Pastadores na Comunidade. FFG (H) é índice de diversidade de Shannon calculado para grupos de alimentação funcional, FFG (EH') é a equidade de Shannon calculada para grupos de alimentação funcional. NMDS 1 e NMDS 2 são as pontuações dos sites para os eixos da escala não dimensional de dimensões múltiplas. O DNC significa que não convergiu. * A interpretação visual das parcelas considerou esses modelos como improcedentes.

Fonte: O autor, 2017.

Tabela 5.4 - Resumo das variáveis com modelos de regressão não linear selecionados e respectivos parâmetros do modelo.

Variável	Modelo Selecionado	yU	Se	yD	Se	y0	Se	b	se	x ₀	se	k	se	P*	R ² Ajustado*
D84	Exp. Plateau	-	-	30.66	40.02	287.3	12.96	-	-	-	-	0.002	0.0008	<0.001	0.88
EH' (FFG)	Exp. Plateau	-	-	0.60	0.05	0.87	0.07	-	-	-	-	0.00	0.00	<0.001	0.54
CG(%)	Exponential	0.88	0.05	-	-	-	-	615.80	1952.00	-	-	0.01	0.00	<0.001	0.67
Chironominae (%)	Exponential	0.72	0.06	-	-	-	-	-86.51	136.14	-	-	0.00	0.00	<0.001	0.82
D16	Exponential	19.02	6.56	-	-	-	-	-0.77	2.04	-	-	0.00	0.00	0.003	0.47
NMDS 1	Exponential	-0.54	0.17	-	-	-	-	27.71	37.10	-	-	0.00	0.00	<0.001	0.88

Leptohyphidae (%)	Exponential	0.21	0.05	-	-	-	-	174.00	322.00	-	-	0.00	0.00	<0.001	0.81
Canopy Cover (%)	Sigmoidal	1.20	0.06	0.44	0.05	-	-	-	-	424.23	24.02	-11.94	6.57	<0.001	0.91
Ceratopogonidae (%)	Sigmoidal	0.16	0.01	0.00	0.02	-	-	-	-	609.80	25.56	-38.89	87.46	<0.001	0.90
Chla ($\mu\text{g}/\text{m}^2$)	Sigmoidal	0.00	0.00	0.05	0.01	-	-	-	-	689.43	54.43	7.38	3.76	<0.001	0.90
EPT (%)	Sigmoidal	1	0.02	0.73	0.06	-	-	-	-	683.09	68.33	7.50	4.60	<0.001	0.87
FT(%)	Sigmoidal	0.50	0.05	0.18	0.05	-	-	-	-	293.21	62.31	-3.52	2.42	<0.001	0.79
SC(%)	Sigmoidal	0.39	0.053	-1.57	2.26	-	-	-	-	1037.76	1129.41	-3.39	3.22	<0.001	0.82
Simulidae	Sigmoidal	0.48	0.05	-0.07	0.07	-	-	-	-	332.19	67.69	-2.64	1.39	<0.001	0.87

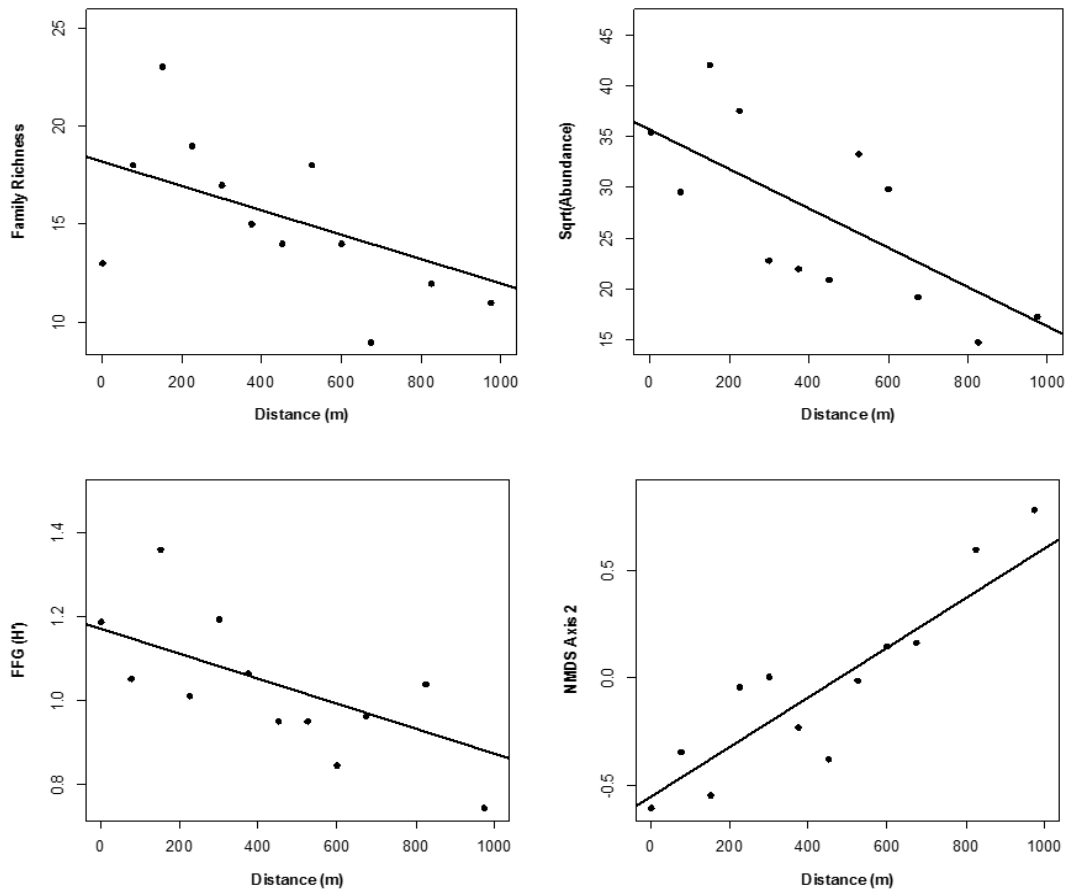
Legenda: CG (%) é a porcentagem de Collector Gatherers na comunidade, FT (%) é proporção de Filterers na comunidade, SG (%) é a proporção de Scrapers Grazers na Comunidade. FFG (H'), FFG (EH') é a equidade de Shannon calculada para grupos de alimentação funcional. NMDS 1 é pontuações dos locais para os eixos da escala não métrico multidimensional. * Valores de ajuste para a regressão linear entre os valores observados e preditos.

Fonte: O autor, 2017.

A concentração de clorofila *a* do perifiton por área mostrou um aumento sigmoidal na seção de pastagem. A concentração aumentou em um fator de 20, de uma estimativa de 3,1 $\mu\text{g} / \text{m}$ para 4,8 $\mu\text{g} / \text{m}$ (Tabela 5.3) ao longo de uma faixa de transição detectada compreendendo o alcance de 539-813 m e começando a subir 169 m abaixo do final do dossel transição de cobertura (Figura 5.5, B). A proporção de raspadores-pastadores na comunidade aumentou de 16% para 90% (Tabela 5.3) com um sinal de transição detectado ao longo da faixa entre 676,2-1.011,2 m (Figura 5,6, C). A proporção EPT na comunidade aumentou de cerca de 18% para 44% entre 576,3 e 825,1 m, começando a 87 m abaixo da transição da cobertura do dossel. Este aumento em SGs e EPT foi impulsionado principalmente pelo aumento proporcional de efemerópteros da família Leptoxyphidae ao longo da seção de pastagem.

Para as métricas do tamanho do substrato, D16 e D84 mostraram um comportamento não linear ao longo da transição (Tabela 5.3). Os valores de D16 mostraram uma diminuição exponencial a partir de 689,3 m do site mais a montante, diminuindo de uma estimativa de yU de 19,02 (Tabela 5.3) para valores próximos de zero, indicando um aumento no substrato de areia na seção de pastagem (Figura 5.6, A). O tamanho D84 demonstrou uma desintegração exponencial ao longo da maior parte do alcance amostrado com um valor estimado de yD de 30,7 mm de tamanho de substrato estabilizando em torno de 757 m (Figura 5.6, B). A proporção de quironomídeos na comunidade diminuiu exponencialmente, com uma estimativa de xU de 544 m, começando 295 m após a transição da cobertura do dossel (Figura 5.7) e causando uma diminuição na proporção de CGs na comunidade. Ao longo do alcance de 643,7 -1020,6 m, a proporção de CG diminuiu em uma taxa exponencial de 44% antes da transição para 20%, registrada no site mais a jusante (Figura 5.6, C). A proporção de filtradores na comunidade diminuiu e teve a maior parte de sua variação concentrada na parcela florestada do alcance amostrado, com distâncias de transição calculadas entre 207-411 m (Figura 5.6, D).

Figura 5.4 – Exemplos de variáveis para as quais o melhor modelo selecionado foi o linear.



Fonte: O autor, 2017.

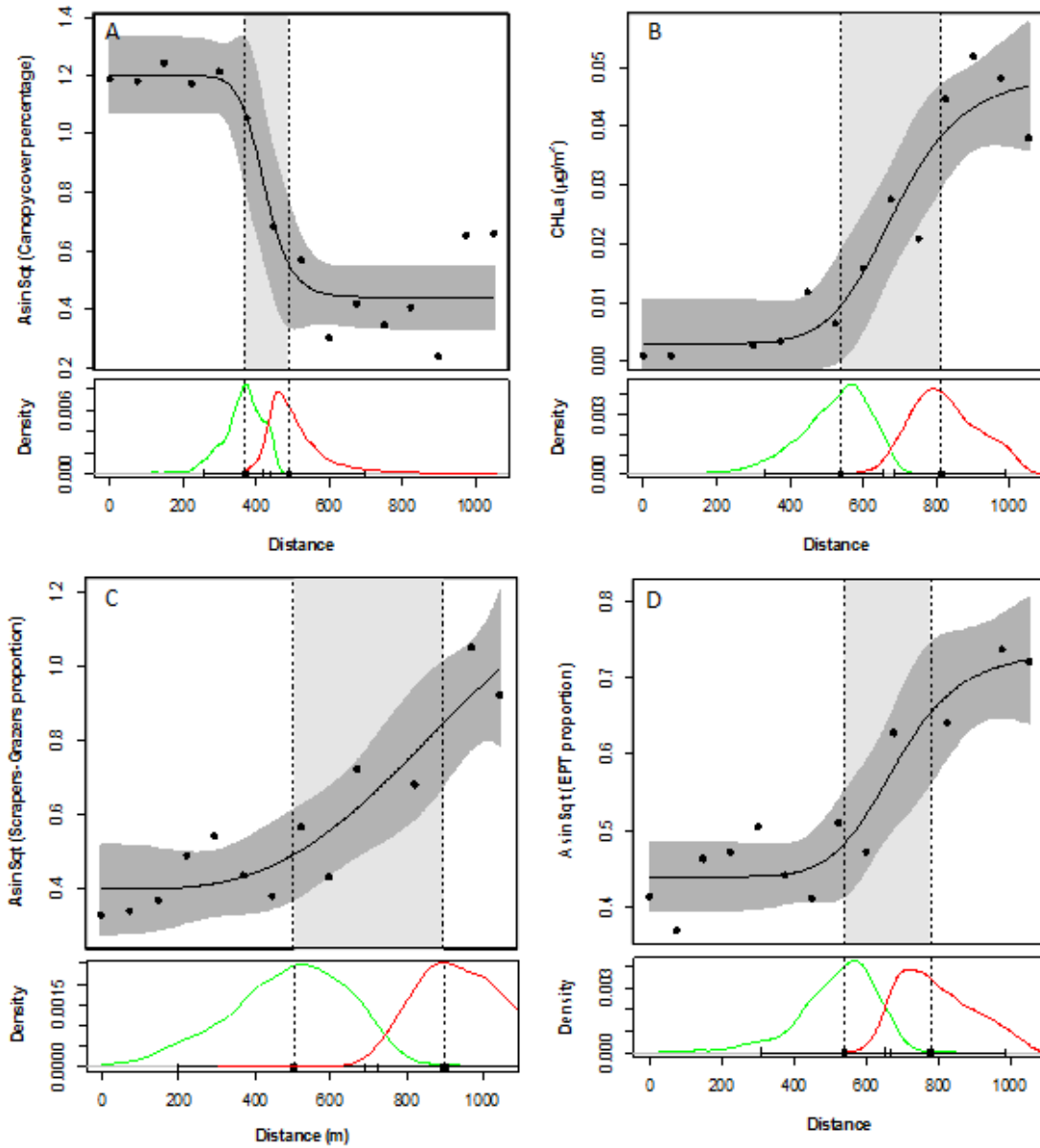
O primeiro eixo da ordenação nMDS da comunidade de invertebrados exibiu a maior parte de sua variação no intervalo entre 892,7 e 1036,8 m, indicando que a maior parte da variação da comunidade inteira ocorreu simultaneamente com o aumento proporcional dos efemerópteros e a diminuição dos quironômides na comunidade (Figura 5.7, A). Por outro lado, a equidade do grupo de alimentação funcional teve a maior parte de sua variação influenciada pela diminuição drástica dos fintradores na comunidade, com a maior variação detectada antes de 280 m ao longo da transição amostrada (Figura 5.7, B). Esse declínio foi impulsionado principalmente pela diminuição dos simulídeos na comunidade, compreendendo o intervalo de 176 a 547 m (Figura 5.8). A proporção dos predadores não mostrou uma tendência de transição. No entanto, a proporção de ceratopogônidos na comunidade diminuiu rapidamente entre 562,8 e 661,9 m (Figura 5.8), sem indivíduos amostrados na parcela a jusante da seção de pastagem.

5.4 Discussão

Em geral, ao longo da transição estudada, as variáveis se comportam como esperado para um fluxo sob os efeitos do desmatamento local (BENSTEAD et al., 2003; ALLAN, 2004). Os locais localizados na seção de pastagem mostraram uma diminuição abrupta na cobertura do dossel, aumento da autotrofia do perifito e aumento dos sedimentos finos e substratos não consolidados. Através das duas seções, houve diferenças observáveis em matéria orgânica bentônica em partículas grosseiras e finas. No entanto, essas variáveis demonstraram uma distribuição irregular e não mostraram um sinal de transição claro. As observações de campo revelaram uma entrada de água hiperheic no fluxo com efeitos visíveis na descarga da corrente. Portanto, não foi possível determinar se a concentração menor de NH_4^+ na seção de pastagem foi causada por efeito de diluição ou se foi possível o aumento da absorção pelo perifito mais autotrófico na seção menos sombreada da corrente. Em média, observamos maiores concentrações de SRP na seção florestada, mas não houve uma clara tendência observável ao longo do gradiente de transição.

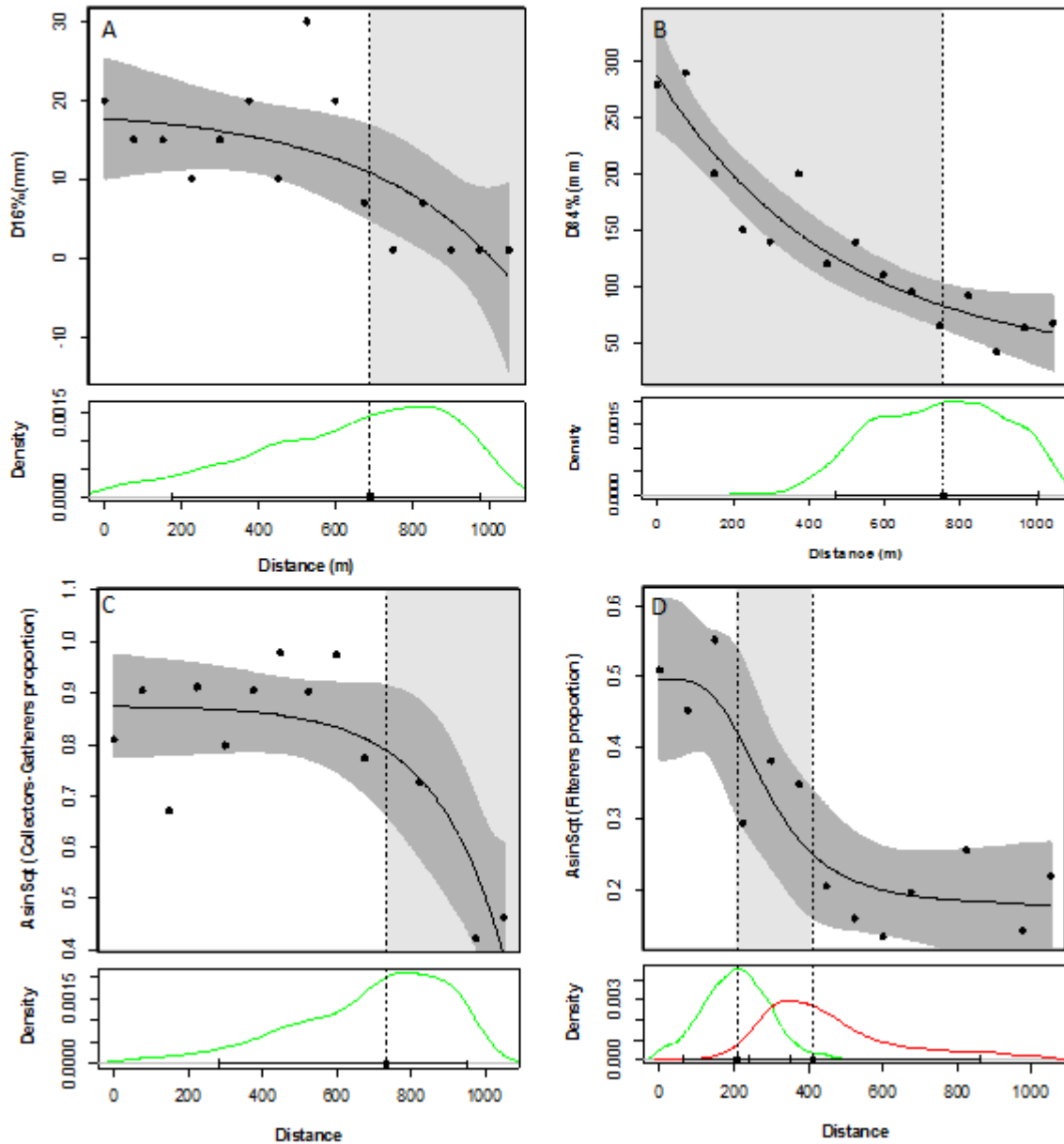
Nossas estimativas baseadas em modelo de distâncias de transição ao longo do alcance estudado foram úteis para mostrar os efeitos sinérgicos da composição do substrato e disponibilidade de recursos na comunidade de invertebrados ao longo de um gradiente de transição de cobertura terrestre. Como esperávamos, diferentes variáveis apresentaram diferentes taxas de mudança e os efeitos a jusante da floresta a montante podem ser detectados em diferentes distâncias para diferentes variáveis. No entanto, nem todas as variáveis demonstraram um sinal de transição a jusante da transição da cobertura ripícola e encontramos uma fraca correlação negativa entre a diversidade de invertebrados e a equidade com a distância de transição. Em geral, os efeitos negativos do desmatamento local na comunidade de invertebrados pareciam ser principalmente impulsionados pela composição do substrato e, secundariamente, pela mudança na disponibilidade de recursos (Figura 5.2, Figura 5.8).

Figura 5.5 – Melhores modelos de ajuste e transições detectadas para a cobertura do dossel (A), Clorofila a (B), Proporção de Scrapers-Grazers na comunidade de invertebrados (C) e proporção de Ephemeroptera, Trichoptera e Plecoptera (D).



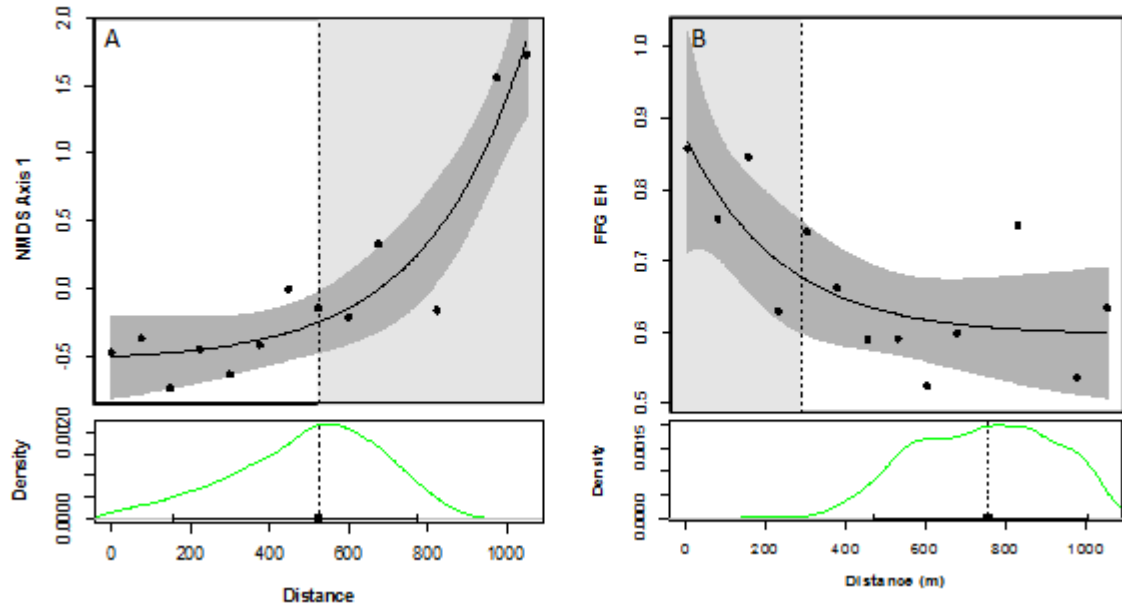
Fonte: O autor, 2017.

Figura 5.6 – Os melhores modelos de ajuste e as transições detectadas para D16 (A), D84 (B), Proporção de Coletores na comunidade de invertebrados (C) e filtros de proporção na comunidade (D).



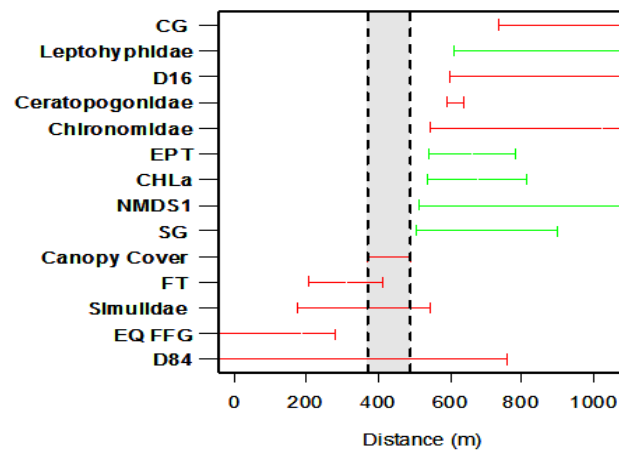
Fonte: O autor, 2017.

Figura 5.7 – Os melhores modelos de ajuste e as transições detectadas para os escores do Eixo NMDS (A) e Equitabilidade



Fonte: O autor, 2017.

Figura 5.8 – Faixas de transição calculadas para todas as variáveis respondivas não-lineares.



Legenda: As linhas tracejadas verticais representam os limites superior e inferior calculados da transição da cobertura do dossel. As linhas verdes representam variáveis que aumentaram e as linhas vermelhas representam as variáveis que diminuíram ao longo do alcance amostrado.

Fonte: O autor, 2017.

Para as variáveis que responderam de forma não linear ao longo do alcance amostrado, nossas estimativas de distância de transição foram consistentes com outros estudos que se concentraram em fluxos de baixa ordem com mudanças visíveis em ambas as variáveis ambientais (FERNANDES et al., 2014) e métricas de invertebrados ao longo das primeiras centenas de metros da transição, para rios de ambiente temperado (STOREY; COWLEY, 1997; SCARSBROOK; HALLIDAY, 1999; GOSS et al., 2014) subtropical (PERIGO; ROBSON, 2004) e tropical (CHAKONA et al., 2008; SUGA; TANAKA, 2013).

Embora apenas alguns taxa exibissem uma resposta não-linear detectável ao longo do gradiente de transição, o domínio da comunidade por algumas famílias fez com que a variação desses grupos levasse a uma grande mudança na comunidade de invertebrados. À medida que os efeitos da nova condição ripícola se acumulavam, foi possível observar uma transição clara de uma comunidade dominada por coletores e coletores para uma comunidade dominada por raspadores, como mostra a ordenação não métrica da comunidade (Figura 5.3). Os trituradores não foram representados principalmente na seção estudada, como foi observado para os fluxos de baixa altitude nos trópicos (BOYERO; RAMÍREZ, 2009; MOULTON et al., 2009; BRUDER et al., 2014).

Nossa estimativa visual da transição da cobertura terrestre pareceu precisa. No entanto, os cálculos do intervalo de transição para a cobertura do dossel evidenciaram que, à medida que o fluxo deixava a seção florestada, o sombreamento do fluxo diminuiu progressivamente ao longo de um alcance de 130 m (Figura 5.5 A, Figura 5.8). À jusante do gradiente de transição da cobertura do dossel, observamos um aumento das concentrações de CHLa. Embora a biomassa de perifíton tenha sido 30% maior na seção de pastagem, não houve sinal de transição observado (Tabela 5.2). No entanto, as mudanças na CHLa demonstraram um sinal de transição bastante conspicuo, altamente correlacionado com a proporção de Scrapers-Grazers na comunidade, principalmente impulsionada por efemerópteros leptohiphyideos. Este padrão pode ser explicado pelos efeitos dos macroinvertebrados que pastoreiam no biofilme de perifíto. Moulton et al., 2015, demonstraram que o pastoreio de efemerópteros de baetid era efetivo na manutenção do biofilme dominado por algas altamente produtivo, enquanto restringia o estoque permanente de periphíton.

O aumento dos efemerópteros na comunidade também teve um efeito positivo espacialmente concomitante na porcentagem de EPT. Isso levou a um efeito positivo contra-

intuitivo do desmatamento local neste índice que geralmente está correlacionado positivamente com a saúde do ecossistema de fluxo (OLIVEIRA et al., 2011). Embora esses resultados sejam consistentes com outros estudos de transições abruptas realizadas no Zimbábue, Austrália e Brasil (PERIGO, ROBSON, 2004, CHAKONA et al., 2008, SUGA, TANAKA, 2013, respectivamente), estudos realizados na Nova Zelândia encontraram o padrão oposto, com o desmatamento também afetando negativamente o EPT e outras métricas de invertebrados relacionados com a saúde do ecossistema (STOREY; COWLEY, 1997; SCARSBROOK; HALLIDAY, 1999; HARDING et al., 2006; NIYOGI et al., 2007). No entanto, NIYOGI et al., 2007b descobriram que a porcentagem de EPT na comunidade poderia ter uma resposta em forma de covinha à cobertura da terra pastoral para fluxos na mesma região, com impactos iniciais do desmatamento com efeito positivo no EPT.

Alguns estudos mostraram que esta mudança para uma maior produtividade primária levou a um aumento da abundância de invertebrados através de um aumento na disponibilidade de recursos alimentares locais (QUINN et al., 1997; SCARSBROOK; HALLIDAY, 1999; HARDING et al., 2006). No entanto, neste estudo observamos uma diminuição das abundâncias globais ao longo da seção desmatada. Esse decréscimo foi principalmente explicado pela diminuição de quironômides na seção de pastagem. Tanto a correlação de Pearson quanto os cálculos de distância de transição evidenciaram que a diminuição proporcional de CGs na comunidade, principalmente impulsionada pela diminuição das larvas de chironomid, ocorreu simultaneamente com a diminuição do tamanho do substrato pequeno (D16), sugerindo que a perda de substrato consolidado poderia ser o principal motor de mudança para esse taxon. Esses achados estão de acordo com os estudos de Suga e Tanaka, 2013 e Tanaka et al., 2015, que encontraram proporções mais baixas de quironômides em fluxos da Mata Atlântica impactados localmente por uma plantação de cana-de-açúcar, sob um cenário de impacto intermediário.

A diminuição dos animais filtradores na comunidade foi observada assim que o material maior do leito de superfície, explicado nas métricas D84, começou a diminuir. A falta de disponibilidade de grandes substratos rochosos e folhas onde esses animais se anexaram demonstraram ter impactos negativos nas populações simuladas (HART, 1986; BOYERO; BAILEY, 2001) e essa tendência foi observada em outros estudos que investigam transições ripícolas abruptas (SCARSBROOK HALLIDAY, 1999; HARDING et al., 2006, CHAKONA et al., 2008). Uma vez que a equidade do grupo de alimentação funcional foi fortemente

correlacionada com a proporção de filtros, a visualização espacial dos resultados indica que o declínio na uniformidade dos grupos de alimentação funcional pode não ser causado pelo efeito de transição entre as categorias de cobertura do solo. Em geral, os efeitos cumulativos das mudanças na comunidade resumidas pelo primeiro eixo do NMDS indicam que os efeitos da condição ribeirinha a montante na comunidade ainda podem ser detectados até 538 m abaixo do final do limite estimado (Figura 5.7, A).

Goss *et al.*, 2014 consideraram inválidas as variáveis nas quais a distância de transição foi encontrada a montante de uma transição para a agricultura e a floresta. No entanto, Danger e Robson, 2004, Suga e Tanaka, 2014 e Tanaka *et al.*, 2015 também detectaram variação não linear em métricas de invertebrados e atributos de funcionamento do ecossistema a montante de transições abruptas. Todos esses estudos foram baseados em dados de pacotes de folhas colonizadoras de invertebrados e é possível que esses efeitos a montante possam ser devidos à migração de pacotes de folhas de upstream e colonização dos adultos, gerando um efeito de borda a montante. Em nosso estudo, o comportamento não-linear da cobertura do dossel ao longo do gradiente de transição evidenciou que a estimativa arbitrária de limites de transição pode não ser a melhor abordagem quando se trabalha em transições tão bruscas. Nesse caso, as variáveis de descarte porque seus sinais de transição estão compreendidos a montante de uma transição arbitrariamente determinada por observação de campo podem ser um critério excessivamente restritivo, dificultando ainda mais a observação de possíveis efeitos a montante de uma nova condição ripícola que não são conduzidos pelo fluxo de água.

Vários fatores podem influenciar o comportamento de diferentes variáveis ao longo das transições da cobertura terrestre e é bem possível que os modelos apresentados aqui não sejam os ideais para descrever transições complexas. Nós pensamos, no entanto, que ter termos de modelo objetivos que expressam condições ou processos biologicamente significativos têm vantagens em relação a técnicas de detecção de limiar, como TITAN (KING; BAKER, 2010) e outros (ver DODDS *et al.*, 2010, para uma revisão completa). Acreditamos que esta abordagem torna a comparação entre estudos mais objetiva, além de facilitar a inferência de variáveis específicas que possam influenciar alguns desses termos de modelagem. Por exemplo, os valores de y_U e y_D podem ser afetados pela qualidade da floresta ripícola (FERNANDES *et al.*, 2014, TANAKA *et al.*, 2015) ou a intensidade de estressores antropogênicos (HARDING *et al.*, 2006; NIYOGI *et al.*, 2007; ARNAIZ *et al.*, 2011). As taxas de variação, expressas como k para os modelos

alternativos neste estudo, podem ser sensíveis à ordem do fluxo e ao fluxo de água. A literatura disponível sobre transições abruptas de cobertura ciliar parece indicar que, para ordens de fluxo mais altas, esses efeitos de transição ainda podem ser detectados quilômetros a jusante para a nova condição ribeirinha (NIYOGI et al., 2007; CHAKONA et al., 2008; HOUGHTON et al., 2011). Além disso, o tempo de permanência da água pode ser outro fator de interesse, uma vez que parece ser crítico para determinar a temperatura da água ao longo de discontinuidades ripárias de curta distância (RUTHERFORD et al., 2004). A escassez de estudos similares indica que é necessária mais replicação, uma vez que várias contingências têm o potencial de influenciar a intensidade e a dimensão dos efeitos dessas transições abruptas da cobertura do solo (DOWNES et al., 2000). Acreditamos que esta estrutura de modelagem objetiva facilita o acoplamento futuro desses efeitos de remendo riparos com outras estruturas teóricas de interesse, como o carbono e a espiralização de nutrientes, possibilitando que futuros estudos considerem a vazão, os tempos de permanência da água e os efeitos de pulso.

5.5 Conclusões

Usar esta abordagem de modelagem para inferir distâncias de transição permitiu visualizar que as mudanças nas comunidades de invertebrados aconteceram simultaneamente com as mudanças nos principais fatores ambientais desses grupos. Essa estimativa de distâncias de transição permitiu uma melhor visualização das complexas interações entre mudanças ambientais e ecossistêmicas, permitindo expor a multiplicidade de fraturas que uma discontinuidade ripícola implica (Figura 5.8). Não há dúvida de que, no futuro previsível, a fragmentação do habitat permanecerá como uma das principais ameaças para as paisagens ribeirinhas (VÖRÖSMARTY et al., 2010a). Com a maior parte do acúmulo de florestas líquidas do mundo na região tropical, a fragmentação da floresta e a perda de floresta ribeirinha representam uma ameaça significativa para os ecossistemas de água doce tropicais (FAO, 2015), tornando crítico que mais estudos se concentrem na compreensão de como a distribuição desigual de riparia A vegetação afeta os ecossistemas de água doce para ecotonas naturais e feitas pelo homem e as possíveis implicações para práticas de conservação e restauração.

CONCLUSÕES GERAIS

Os resultados desta tese demonstram que é necessário levar em consideração a complexidade espacial nas quais os vários efeitos das mudanças de uso e cobertura do solo de forma a se compreender os mecanismos através dos quais os efeitos antrópicos levam a mudanças na estrutura e funcionamento das comunidades de invertebrados bentônicos de rios de Mata Atlântica.

A revisão bibliográfica realizada no capítulo um demonstrou que existe uma abundância de estudos sobre este tema. No entanto, em geral, não é realizada uma avaliação cuidadosa dos efeitos das diferentes escalas espaciais e dos mecanismos através dos quais o impacto se dá, de forma que estes estudos trazem pouca elucidação sobre questões de manejo de bacia hidrográfica, ou sobre estratégias de conservação e preservação. Esta carência de abordagens espacialmente explícitas impedem uma abordagem dos mecanismos subjacentes que pode levar a elucidar questões importantes sobre o funcionamento e a estrutura de ecossistemas de rios tropicais impactados. Desta forma, estudos que visam uma abordagem multi-escala dos impactos de uso e cobertura do solo, bem como estudos que visam determinar os mecanismos que levam às alterações antrópicas nos ecossistemas de rios e córregos se fazem necessários para dar subsídios a futuras discussões sobre estratégias de conservação e de mitigação de impactos antrópicos em rios tropicais.

No capítulo dois, a abordagem de investigar o efeito do aumento da agricultura em diversas escalas, permitiu evidenciar que variáveis que estão associadas a importantes processos ecossistêmicos podem estar sendo controladas por impactos em escalas locais ou na escala de bacia hidrográfica, evidenciando mais uma vez os efeitos destes impactos em diferentes escalas espaciais. Ainda, o fato de que diversas variáveis se mostraram correlacionadas com mais de uma escala de uso e cobertura do solo evidencia que, apesar de muitas vezes se apresentarem correlações significativas entre variáveis relacionadas ao uso do solo e variáveis ambientais, a simples análise de uma escala pode se levar a conclusões enganosas quanto aos processos ali observados.

Quanto ao uso de métricas de invertebrados como indicadores de impacto, no capítulo três, ficou demonstrado que os índices desenvolvidos para a região tiveram melhor performance

quanto à não autocorrelação espacial quando comparados às matrizes de abundância de táxons e de caracteres funcionais. No entanto, alguns caracteres funcionais, principalmente aqueles relacionados aos hábitos alimentares, demonstraram-se promissores como métricas para avaliar os impactos de uso e cobertura do solo, de forma que são necessários mais estudos de forma a desenvolver ferramentas que podem facilitar a abordagem mecanística dos impactos do uso do solo nestas comunidades.

No capítulo quatro, ficou demonstrado que o uso de modelos de equações estruturais som o arcabouço teórico da cascata de uso do solo foi útil no sentido de investigar a complexidade dos mecanismos através dos quais o uso e cobertura do solo está atuando sobre a comunidade de macroinvertebrados. Os principais efeitos negativos observados causados pelo uso e cobertura do solo foram o assoreamento e a eutrofização, estando estes principalmente correlacionados com a integridade do corredor ripário. No entanto, efeitos atuando em diferentes escalas demonstraram efeitos nas comunidades de macroinvertebrados, sendo que estes não podem ser desconsiderados, principalmente na escala mais local. Os caminhos gerados pelos modelos indicam mecanismos que devem ser melhor elucidados de forma a orientar esforços de conservação e da recuperação de ecossistemas de rios.

No capítulo cinco, ficou demonstrado que o uso de modelagem não linear para inferir distâncias transicionais ao longo de uma transição abrupta de uso e cobertura do solo foi útil de forma a visualizar a complexidade das interações que aquela descontinuidade causou. Ainda, ficou evidenciado que os efeitos de um remanescente florestal podem ser detectados a grandes distâncias ao longo desta transição, sendo que estes remanescentes podem ser úteis na manutenção de ecossistemas de rio dentro das paisagens fragmentadas que caracterizam as paisagens atuais.

De forma geral, os estudos aqui elencados deixam clara a importância da manutenção da vegetação ripária para ecossistemas de rios de Mata Atlântica. A legislação florestal, recentemente alterada para este bioma, não contempla a real necessidade de preservação de corredores ripários, visto que a integridade destes corredores ripários é premente para a conservação destes ecossistemas de rios.

REFERÊNCIAS

- AGUIAR, A. C. F.; GÜCKER, B.; BRAUNS, M.; HILLE, S.; BOËCHAT, I. G. Benthic invertebrate density, biomass, and instantaneous secondary production along a fifth-order human-impacted tropical river. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 22, n. 13, p. 9864–9876, 2015.
- AITKENHEAD-PETERSON, J. A.; NAHAR, N.; HARCLERODE, C. L.; STANLEY, N. C. Effect of urbanization on surface water chemistry in south-central Texas. *Urban Ecosystems*, v. 14, n. 2, p. 195–210, 2010. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/s11252-010-0147-2>>. Acesso em: 16/7/2014.
- ALEXANDRE, C. V.; ESTEVES, K. E.; MOURA E MELLO, M. A. M. DE. Analysis of fish communities along a rural–urban gradient in a neotropical stream (Piracicaba River Basin, São Paulo, Brazil). *Hydrobiologia*, v. 641, n. 1, p. 97–114, 2010. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/s10750-009-0060-y>>. Acesso em: 16/7/2014.
- ALLAN, J. D. Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, v. 35, n. 1, p. 257–284, 2004.
- ALLAN, J. D.; BRENNER, A. J.; ERAZO, J.; et al. Land Use in Watersheds of the Venezuelan Andes: a Comparative Analysis. *Conservation Biology*, v. 16, n. 2, p. 527–538, 2002. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1046/j.1523-1739.2002.02301.x>>. .
- ALLAN, J. D.; CASTILLO, M. M. *Stream ecology: structure and function of running waters*. 2007.
- ANSAH, Y. B.; FRIMPONG, E. A.; AMISAH, S. Biological assessment of aquaculture effects on effluent-receiving streams in Ghana using structural and functional composition of fish and macroinvertebrate assemblages. *Environmental management*, v. 50, n. 1, p. 166–80, 2012. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/22555961>>. Acesso em: 16/7/2014.
- ARNAIZ, O. L.; WILSON, A. L.; WATTS, R. J.; STEVENS, M. M. Influence of riparian condition on aquatic macroinvertebrate communities in an agricultural catchment in south-eastern Australia. *Ecological Research*, v. 26, n. 1, p. 123–131, 2011.
- BAPTISTA, D. F.; BUSS, D. F.; DIAS, L. G.; et al. Functional feeding groups of Brazilian Ephemeroptera nymphs: ultrastructure of mouthparts. *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology*, v. 42, n. 2, p. 87–96, 2006.
- BENSTEAD, J. P.; DOUGLAS, M. M.; PRINGLE, C. M.; ENSTEAD, J. O. P. B.; OUGLAS, M. I. M. D. RELATIONSHIPS OF STREAM INVERTEBRATE COMMUNITIES TO DEFORESTATION IN EASTERN MADAGASCAR. *Ecological Applications*, v. 13, n. 5, p. 1473–1490, 2003.
- BERE, T.; TUNDISI, J. G. Influence of ionic strength and conductivity on benthic diatom communities in a tropical river (Monjolinho), São Carlos-SP, Brazil. *Hydrobiologia*, v. 661, n. 1, p. 261–276, 2010. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/s10750-010-0532-0>>. Acesso em: 16/7/2014.

- BERNADET, C.; TOURON-PONCET, H.; DESROSIERS, C.; et al. Invertebrate distribution patterns and river typology for the implementation of the water framework directive in Martinique, French Lesser Antilles. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, n. 408, p. 1, 2013. Disponível em: <<http://www.kmae-journal.org/10.1051/kmae/2013036>>. Acesso em: 1/8/2014.
- BILBY, R. E.; WARD, J. W. Characteristics and Function of Large Woody Debris in Streams Draining Old-Growth, Clear-Cut, and Second-Growth Forests in Southwestern Washington. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, v. 48, n. 12, p. 2499–2508, 1991.
- BLANCO, J. F.; SCATENA, F. N. Hierarchical contribution of river–ocean connectivity, water chemistry, hydraulics, and substrate to the distribution of diadromous snails in Puerto Rican streams. *Journal of the North American Benthological Society*, v. 25, n. 1, p. 82–98, 2006.
- BOJSEN, B. H.; BARRIGA, R. Effects of deforestation on fish community structure in Ecuadorian Amazon streams. *Freshwater Biology*, v. 47, p. 2246–2260, 2002.
- BORCARD, D.; LEGENDRE, P. All-scale spatial analysis of ecological data by means of principal coordinates of neighbour matrices. *Ecological Modelling*, v. 153, n. 1–2, p. 51–68, 2002.
- BOTT, T. L.; NEWBOLD, J. D. Ecosystem metabolism and nutrient uptake in Peruvian headwater streams. , p. 117–131, 2013.
- BOTT, T. L.; NEWBOLD, J. D. Ecosystem metabolism and nutrient uptake in Peruvian headwater streams. *International Review of Hydrobiology*, v. 98, n. 3, p. 117–131, 2013. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1002/iroh.201201612>>. Acesso em: 16/7/2014.
- BOYERO, L.; BAILEY, R. C. Organization of macroinvertebrate communities at a hierarchy of spatial scales in a tropical stream. *Hydrobiologia*, v. 464, n. OCTOBER, p. 219–225, 2001.
- BOYERO, L.; PEARSON, R. G.; GESSNER, M. O.; et al. A global experiment suggests climate warming will not accelerate litter decomposition in streams but might reduce carbon sequestration. *Ecology letters*, v. 14, n. 3, p. 289–94, 2011. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/21299824>>. Acesso em: 14/7/2014.
- BOYERO, L.; PEARSON, R. G.; GESSNER, M. O.; et al. A global experiment suggests climate warming will not accelerate litter decomposition in streams but might reduce carbon sequestration. *Ecology Letters*, v. 14, n. 3, p. 289–294, 2011. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/21299824>>. Acesso em: 14/7/2014.
- BOYERO, L.; RAMÍÍREZ, A.; DUDGEON, D.; PEARSON, R. G.; RAMI, A. Are tropical streams really different? Are tropical streams really different? *North American Benthological Society*, v. 28, n. 2, p. 397–403, 2009.
- BOYERO, L.; RAMÍÍREZ, A. Are tropical streams really different? *Journal of the North ...*, v. 28, n. 2, p. 397–403, 2009. Disponível em: <<http://www.bioone.org/doi/abs/10.1899/08-146.1>>. Acesso em: 16/7/2014.
- BRAAK, C. J. F. TER. Canonical community ordination. Part I: Basic theory and linear methods. *Ecoscience*, v. 1, n. 2, p. 127–140, 1994.

- BROOKS, A. P.; HOWELL, T.; ABBE, T. B.; ARTHINGTON, A. H. Confronting hysteresis: Wood based river rehabilitation in highly altered riverine landscapes of south-eastern Australia. *Geomorphology*, v. 79, n. 3–4, p. 395–422, 2006.
- BRUDER, A.; SCHINDLER, M. H.; MORETTI, M. S.; GESSNER, M. O. Litter decomposition in a temperate and a tropical stream: the effects of species mixing, litter quality and shredders. *Freshwater Biology*, v. 59, n. 3, p. 438–449, 2014. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1111/fwb.12276>>. Acesso em: 15/7/2014.
- BRUIJNZEEL, L. A. Hydrological functions of tropical forests: not seeing the soil for the trees? 2004.
- BÜCKER, A.; SONDERMANN, M.; FREDE, H.-G.; BREUER, L. The influence of land-use on macroinvertebrate communities in montane tropical streams – a case study from Ecuador. *Fundamental and Applied Limnology / Archiv für Hydrobiologie*, v. 177, n. 4, p. 267–282, 2010. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/233500484_The_influence_of_land-use_on_macroinvertebrate_communities_in_montane_tropical_streams_-_A_case_study_from_Ecuador>. Acesso em: 16/7/2014.
- BURCHER, C. L.; VALETT, H. M.; BENFIELD, E. F. The land-cover cascade: Relationships coupling land and water. *Ecology*, v. 88, n. 1, p. 228–242, 2007a. Disponível em: <<https://www.scopus.com/inward/record.uri?eid=2-s2.0-34247144889&partnerID=40&md5=6b2003ce94f5c5b76feadb94763afa68>>. .
- BURCHER, C. L.; VALETT, H. M.; BENFIELD, E. F. the Land-Cover Cascade: Relationships Coupling Land and Water. *Ecology*, v. 88, n. 1, p. 228–242, 2007b. Disponível em: <<https://www.scopus.com/inward/record.uri?eid=2-s2.0-34247144889&partnerID=40&md5=6b2003ce94f5c5b76feadb94763afa68>>. .
- BURNHAM, K. P.; ANDERSON, D. R. *Model Selection and Multimodel Inference: A Practical Information-Theoretic Approach* (2nd ed). 2002.
- BUSS, D. F.; CARLISLE, D. M.; CHON, T.; et al. Stream biomonitoring using macroinvertebrates around the globe : a comparison of large-scale programs. , 2015.
- CARLSON, K. M.; CURRAN, L. M.; PONETTE-GONZÁLEZ, A. G.; et al. Influence of watershed-climate interactions on stream temperature, sediment yield, and metabolism along a land use intensity gradient in Indonesian Borneo. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, v. 119, n. 6, p. 1110–1128, 2014.
- CARVALHO, B.; PINTO, T.; ARAÚJO, F. G. Assessing of Biotic Integrity of the Fish Community in a Heavily Impacted Segment of a Tropical River in Brazil. , v. 50, n. May, p. 489–502, 2007.
- CASATTI, L.; PAULA FERREIRA, C.; 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. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/s10750-009-9849-y>>. Acesso em: 16/7/2014.
- CASTRO VASCONCELOS, M. DE; MELO, A. S. An experimental test of the effects of inorganic sediment addition on benthic macroinvertebrates of a subtropical stream. *Hydrobiologia*, v. 610, n. 1, p. 321–329, 2008.

- CASTRO VASCONCELOS, M. DE; MELO, A. S.; CASTRO VASCONCELOS, M.; et al. An experimental test of the effects of inorganic sediment addition on benthic macroinvertebrates of a subtropical stream. *Hydrobiologia*, v. 610, n. 1, p. 321–329, 2008. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/s10750-008-9447-4>>. Acesso em: 16/7/2014.
- CHAKONA, A.; PHIRI, C.; CHINAMARINGA, T.; MULLER, N. Changes in biota along a dry-land river in northwestern Zimbabwe: declines and improvements in river health related to land use. *Aquatic Ecology*, v. 43, n. 4, p. 1095–1106, 2008. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/s10452-008-9222-7>>. Acesso em: 7/7/2014.
- CHAUVET, E.; DÉCAMPS, H. Lateral interactions in a fluvial landscape: the River Garonne, France. *Journal of the North American Benthological Society*, v. 8, n. 1, p. 9–17, 1989. Disponível em: <<http://www.jstor.org/stable/1467398>>. .
- CHEVENET, F.; DOLÉDEC, S.; CHESSEL, D. A fuzzy coding approach for the analysis of long-term ecological data. *Freshwater Biology*, v. 31, n. 3, p. 295–309, 1994. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2427.1994.tb01742.x>>. .
- CLAPCOTT, J. E.; COLLIER, K. J.; DEATH, R. G.; et al. Quantifying relationships between land-use gradients and structural and functional indicators of stream ecological integrity. *Freshwater Biology*, v. 57, n. 1, p. 74–90, 2012.
- CONNOLLY, N. M.; PEARSON, R. G.; PEARSON, B. A. Riparian vegetation and sediment gradients determine invertebrate diversity in streams draining an agricultural landscape. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, v. 221, p. 163–173, 2016. Elsevier B.V. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2016.01.043>>. .
- CUNICO, A. M.; FERREIRA, E. A.; AGOSTINHO, A. A.; BEAUMORD, A. C.; FERNANDES, R. The effects of local and regional environmental factors on the structure of fish assemblages in the Pirapó Basin, Southern Brazil. *Landscape and Urban Planning*, v. 105, n. 3, p. 336–344, 2012. Elsevier B.V. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0169204612000187>>. Acesso em: 9/7/2014.
- DANGER, A. R.; ROBSON, B. J. The effects of land use on leaf-litter processing by macroinvertebrates in an Australian temperate coastal stream. *Aquatic Sciences*, v. 66, n. 3, p. 296–304, 2004.
- DAVIES-COLLEY, R. Stream channels are narrower in pasture than in forest. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, v. 31, n. 5, p. 599–608, 1997. Disponível em: <http://apps.webofknowledge.com.ep.fjernadgang.kb.dk/full_record.do?product=WOS&search_mode=GeneralSearch&qid=6&SID=V1GNHakCPavhnjY9zv7&page=1&doc=3>. .
- DEATH, R. G.; JOY, M. K. Invertebrate community structure in streams of the Manawatu-Wanganui region, New Zealand: The roles of catchment versus reach scale influences. *Freshwater Biology*, v. 49, n. 8, p. 982–997, 2004.
- DING, N.; YANG, W.; ZHOU, Y.; et al. Different responses of functional traits and diversity of stream macroinvertebrates to environmental and spatial factors in the Xishuangbanna watershed of the upper Mekong River Basin, China. *Science of the Total Environment*, v. 574, p. 288–299, 2017. Elsevier B.V. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.09.053>>. .

- DOCILE, T. N.; FIGUEIRÓ, R.; GIL-AZEVEDO, L. H.; NESSIMIAN, J. L. Water pollution and distribution of the black fly (Diptera: Simuliidae) in the Atlantic Forest, Brazil. *Rev. Biol. Trop. (Int. J. Trop. Biol.*, v. 63, n. 3, p. 683–693, 2015.
- DODDS, W. K.; CLEMENTS, W. H.; GIDO, K.; HILDERBRAND, R. H.; KING, R. S. Thresholds, breakpoints, and nonlinearity in freshwaters as related to management. *Journal of the North American Benthological Society*, v. 29, n. 3, p. 988–997, 2010. Disponível em: <<http://www.bioone.org/doi/abs/10.1899/09-148.1>>. Acesso em: 10/2/2015.
- DOLÉDEC, S.; PHILLIPS, N.; SCARSBROOK, M.; RILEY, R. H.; TOWNSEND, C. R. Comparison of structural and functional approaches to determining landuse effects on grassland stream invertebrate communities. *Journal of the North American Benthological Society*, v. 25, n. 1, p. 44–60, 2006.
- DOWNES, B. J.; HINDELL, J. S.; BOND, N. R. What's in a site? Variation in lotic macroinvertebrate density and diversity in a spatially replicated experiment. *Austral Ecology*, v. 25, n. 2, p. 128–139, 2000.
- DOWNING, J. A.; COLE, J. J.; MIDDELBURG, J. J.; et al. Sediment organic carbon burial in agriculturally eutrophic impoundments over the last century. , v. 22, p. 1–10, 2008.
- DUDGEON, D.; ARTHINGTON, A. H. A.; GESSNER, M. O.; et al. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological reviews of the Cambridge Philosophical Society*, v. 81, n. 2, p. 163–82, 2006. Disponível em: <<http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1017/S1464793105006950/abstract>>. Acesso em: 2/11/2012.
- ELZHOV, A. T. V; MULLEN, K. M.; SPIESS, A.; BOLKER, B.; MULLEN, M. K. M. Package “minpack.lm.”, 2015.
- ENGMAN, A. C.; RAMÍREZ, A. Fish assemblage structure in urban streams of Puerto Rico: the importance of reach- and catchment-scale abiotic factors. *Hydrobiologia*, v. 693, n. 1, p. 141–155, 2012. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/s10750-012-1100-6>>. Acesso em: 16/7/2014.
- FAO. Global Forest Resources Assessment, 2015. 2015.
- FAUSCH, K. D.; TORGERSEN, C. E.; BAXTER, C. V.; LI, H. W. Landscapes to Riverscapes: Bridging the Gap between Research and Conservation of Stream Fishes. *BioScience*, v. 52, n. 6, p. 483, 2002. Disponível em: <[http://bioscience.oxfordjournals.org/cgi/doi/10.1641/0006-3568\(2002\)052%5B0483:LTRBTG%5D2.0.CO;2](http://bioscience.oxfordjournals.org/cgi/doi/10.1641/0006-3568(2002)052%5B0483:LTRBTG%5D2.0.CO;2)>. .
- FELD, C. K. Response of three lotic assemblages to riparian and catchment-scale land use: implications for designing catchment monitoring programmes. *Freshwater Biology*, v. 58, n. 4, p. 715–729, 2013. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1111/fwb.12077>>. Acesso em: 30/5/2014.
- FELD, C. K.; HERING, D. Community structure or function: Effects of environmental stress on benthic macroinvertebrates at different spatial scales. *Freshwater Biology*, v. 52, n. 7, p. 1380–1399, 2007.

FELLOWS, C. S. C.; CLAPCOTT, J. E. J.; UDY, J. J. W.; et al. Benthic metabolism as an indicator of stream ecosystem health. *Hydrobiologia*, v. 572, n. 1, p. 71–87, 2006. Disponível em: <<http://www.springerlink.com/index/w70h343780112402.pdf>>. Acesso em: 4/10/2010.

FELLOWS, C.; VALETT, H.; DAHM, C.; MULHOLLAND, P.; SA. Coupling nutrient uptake and energy flow in headwater streams. *Ecosystems*, p. 788–804, 2006. Disponível em: <<http://www.springerlink.com/index/03101W0221388785.pdf>>. Acesso em: 4/10/2010.

FERNANDES, J.; SOUZA, A. DE; TANAKA, M. Can the structure of a riparian forest remnant influence stream water quality? A tropical case study. *Hydrobiologia*, p. 175–185, 2014. Disponível em: <<http://link.springer.com/article/10.1007/s10750-013-1732-1>>. Acesso em: 16/7/2014.

FINLAY, J. C. J.; KHANDWALA, S.; POWER, M. M. E. Spatial scales of carbon flow in a river food web. *Ecology*, v. 83, n. 7, p. 1845–1859, 2002. Disponível em: <[http://www.esajournals.org/doi/abs/10.1890/0012-9658\(2002\)083%255B1845:SSOCFI%255D2.0.CO%253B2](http://www.esajournals.org/doi/abs/10.1890/0012-9658(2002)083%255B1845:SSOCFI%255D2.0.CO%253B2)>. Acesso em: 7/7/2014.

FITZPATRICK, F. A.; SCUDDER, B. C.; LENZ, B. N.; SULLIVAN, D. J. Effects Of Multi
JAWRA Journal of the American Water Resources Association, v. 37, n. 6, p. 1489–1507, 2001.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA. O Novo Código Florestal nos Estados da Mata Atlântica. , p. 56, 2016. Disponível em: <https://www.sosma.org.br/wp-content/uploads/2016/05/SOSMA-Estudo_CODIGO-CAR_Final_ONLINE.pdf>. .

GELMAN, A.; CARLIN, J. B.; STERN, H. S.; RUBIN, D. B. Bayesian data analysis. 3rd edition. , 2004.

GOSS, C. W.; GOEBEL, P. C.; SULLIVAN, S. M. P. Shifts in attributes along agriculture-forest transitions of two streams in central Ohio, USA. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, v. 197, n. DECEMBER, p. 106–117, 2014.

GREENWELL, B. M.; KABBAN, C. M. S. investr : An R Package for Inverse Estimation. *R Journal*, v. 6, n. June, p. 90–100, 2014.

GREGORY, S. V.; SWANSON, F. J.; MCKEE, W. A.; CUMMINS, K. W. An Ecosystem Perspective of Riparian Zones. *BioScience*, v. 41, n. 8, p. 540–551, 1991.

GRÖNROOS, M.; HEINO, J. Species richness at the guild level: Effects of species pool and local environmental conditions on stream macroinvertebrate communities. *Journal of Animal Ecology*, v. 81, n. 3, p. 679–691, 2012.

GÜCKER, B.; BOËCHAT, I. G.; GIANI, A. Impacts of agricultural land use on ecosystem structure and whole-stream metabolism of tropical Cerrado streams. *Freshwater Biology*, v. 54, n. 10, p. 2069–2085, 2009. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1111/j.1365-2427.2008.02069.x>>. Acesso em: 12/7/2014.

GUCKER, B.; SILVA, R. C. S.; GRAEBER, D.; et al. Dissolved nutrient exports from natural and human-impacted Neotropical catchments. *Global Ecology and Biogeography*, v. 25, n. 4, p. 378–390, 2016.

- HAGEN, E. M.; MCTAMMANY, M. E.; WEBSTER, J. R.; BENFIELD, E. F. Shifts in allochthonous input and autochthonous production in streams along an agricultural land-use gradient. *Hydrobiologia*, v. 655, n. 1, p. 61–77, 2010. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/s10750-010-0404-7>>. Acesso em: 10/6/2014.
- HARDING, J. S.; CLAASSEN, K.; EVERS, N. Can forest fragments reset physical and water quality conditions in agricultural catchments and act as refugia for forest stream invertebrates? *Hydrobiologia*, v. 568, n. 1, p. 391–402, 2006. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/s10750-006-0206-0>>. Acesso em: 17/6/2014.
- HART, D. D. The adaptive significance of territoriality in filter-feeding larval blackflies (Diptera: Simuliidae). *Oikos*, v. 46, n. 1, p. 88–92, 1986. Disponível em: <<http://www.jstor.org/stable/10.2307/3565384%5Cnpapers2://publication/uuid/2A952123-886F-481B-859A-BFCBD5715E95>>..
- HEARTSILL-SCALLEY, T.; AIDE, T. M. Riparian vegetation and stream condition in a tropical agriculture-secondary forest mosaic. *Ecological Applications*, v. 13, n. 1, p. 225–234, 2003.
- HEATHERLY, T.; WHILES, M. R.; ROYER, T. V.; DAVID, M. B. Relationships between water quality, habitat quality, and macroinvertebrate assemblages in Illinois streams. *Journal of environmental quality*, v. 36, n. 6, p. 1653–60, 2007. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/17940265>>..
- HEINO, J. The importance of metacommunity ecology for environmental assessment research in the freshwater realm. *Biological Reviews*, v. 88, n. 1, p. 166–178, 2013.
- HELSON, J. E.; WILLIAMS, D. D.; TURNER, D. Larval Chironomid Community Organization in Four Tropical Rivers: Human Impacts and Longitudinal Zonation. *Hydrobiologia*, v. 559, n. 1, p. 413–431, 2006. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/s10750-005-0977-8>>. Acesso em: 16/7/2014.
- HENRY, K. L.; MUTHÉN, B. Multilevel Latent Class Analysis: An Application of Adolescent Smoking Typologies With Individual and Contextual Predictors. *Structural Equation Modeling: A Multidisciplinary Journal*, v. 17, n. 2, p. 193–215, 2010.
- HILL, W. R.; RYON, M. G.; SCHILLING, E. M. Light limitation in a stream ecosystem: Responses by primary producers and consumers. *Ecology*, v. 76, n. 4, p. 1297–1309, 1995.
- HLÚBIKOVÁ, D.; NOVAIS, M. H.; DOHET, A.; HOFFMANN, L.; ECTOR, L. Effect of riparian vegetation on diatom assemblages in headwater streams under different land uses. *The Science of the total environment*, v. 475, p. 234–47, 2014. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/23820576>>..
- HOUGHTON, D. C.; BERRY, E. A.; GILCHRIST, A.; THOMPSON, J.; NUSSBAUM, M. A. Biological changes along the continuum of an agricultural stream: influence of a small terrestrial preserve and use of adult caddisflies in biomonitoring. *Journal of Freshwater Ecology*, v. 26, n. April 2015, p. 381–397, 2011.
- HYNES, H. B. N. The stream and its valley. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie*, 1975.

- INFANTE, D. M.; ALLAN, J. D. Response of Stream Fish Assemblages to Local-Scale Habitat as Influenced by Landscape : A Mechanistic Investigation of Stream Fish Assemblages. , p. 371–397, 2010.
- INIGUEZ-ARMIJOS, C.; RAUSCHE, S.; CUEVA, A.; et al. Shifts in leaf litter breakdown along a forest pasture urban gradient in Andean streams. *Ecology and Evolution*, v. 6, n. 14, p. 4849–4865, 2016.
- JOSSE, J.; HUSSON, F. Handling missing values in exploratory multivariate data analysis methods. *Journal de la Société Française de ...*, v. 153, n. 2, p. 79–99, 2012. Disponível em: <<http://publications-sfds.fr/ojs/index.php/J-SFdS/article/view/122/112>>. .
- JUDD, C. M.; KENNY, D. A.; MCCLELLAND, G. H. Estimating and testing mediation and moderation in within-subject designs. *Psychological Methods*, v. 6, n. 2, p. 115–134, 2001.
- JÜTTNER, I.; SHARMA, S.; DAHAL, B. B. M.; et al. Diatoms as indicators of stream quality in the Kathmandu Valley and Middle Hills of Nepal and India. *Freshwater Biology*, v. 48, n. 11, p. 2065–2084, 2003. Disponível em: <<http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1046/j.1365-2427.2003.01138.x/full>>. Acesso em: 16/7/2014.
- KAPLAN, D. Bayesian Structural Equation Modeling. *Handbook of Structural Equation Modeling*, p. 650–673, 2012.
- KARR, J. R. Defining and measuring river health. *Freshwater Biology*, v. 41, n. 2, p. 221–234, 1999. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1046/j.1365-2427.1999.00427.x>>. .
- KASANGAKI, A.; CHAPMAN, L. J.; BALIRWA, J. Land use and the ecology of benthic macroinvertebrate assemblages of high-altitude rainforest streams in Uganda. *Freshwater Biology*, v. 53, n. 4, p. 681–697, 2008. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1111/j.1365-2427.2007.01925.x>>. Acesso em: 16/7/2014.
- KILONZO, F.; MASESE, F. O.; GRIENSVEN, A. VAN; et al. Spatial–temporal variability in water quality and macro-invertebrate assemblages in the Upper Mara River basin, Kenya. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, v. 67–69, p. 93–104, 2014. Elsevier Ltd. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S147470651300154X>>. Acesso em: 1/8/2014.
- KING, R. S.; BAKER, M. E. Considerations for analyzing ecological community thresholds in response to anthropogenic environmental gradients. *Journal of the North American Benthological Society*, v. 29, n. 3, p. 998–1008, 2010. Disponível em: <<http://www.bioone.org/doi/abs/10.1899/09-144.1>>. Acesso em: 3/12/2014.
- KING, R. S.; BAKER, M. E.; WHIGHAM, D. F.; et al. Spatial considerations for linking watershed land cover to ecological indicators in streams. *Ecological Applications*, v. 15, n. 1, p. 137–153, 2005.
- KIRCHNER, A.; NEHREN, U.; BEHLING, H.; HEINRICH, J. Mid- and late Holocene fluvial dynamics in the tropical Guapi-Macacu catchment, Southeast Brazil: The role of climate change and human impact. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, v. 426, p. 308–318, 2015. Elsevier B.V. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.palaeo.2015.03.015>>. .
- LAKATOS, G. Composition of reed periphyton biotecton in the Hungarian part of lake Fertő. *Biol Forsch Burg*, v. 71, p. 125–134, 1989.

- LALIBERTÉ, E.; LEGENDRE, P.; BILL SHIPLEY. Measuring functional diversity (FD) from multiple traits, and other tools for functional ecology. , p. 1–28, 2015.
- LAMMERT, M.; ALLAN, J. Assessing Biotic Integrity of Streams: Effects of Scale in Measuring the Influence of Land Use/Cover and Habitat Structure on Fish and Macroinvertebrates. *Environmental management*, v. 23, n. 2, p. 257–270, 1999. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/9852191>>. .
- LANDEIRO, V. L.; MAGNUSSON, W. E.; MELO, A. S.; ESPÍRITO-SANTO, H. M. V; BINI, L. M. Spatial eigenfunction analyses in stream networks: Do watercourse and overland distances produce different results? *Freshwater Biology*, v. 56, n. 6, p. 1184–1192, 2011.
- LEGENDRE, P.; GALLAGHER, E. D. Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. *Oecologia*, v. 129, n. 2, p. 271–280, 2001.
- LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. *Numerical Ecology*. , v. 24, p. 870, 1998.
- LEIBOLD, M. A.; HOLYOAK, M.; MOUQUET, N.; et al. The metacommunity concept: A framework for multi-scale community ecology. *Ecology Letters*, v. 7, n. 7, p. 601–613, 2004.
- LORENZEN, C. Determination of chlorophyll and pheopigments:spectrophotometric equations. *Limnology and Oceanography*, v. 12, n. 1961, p. 343–346, 1967.
- MACEDO, D. R.; HUGHES, R. M.; LIGEIRO, R.; et al. The relative influence of catchment and site variables on fish and macroinvertebrate richness in cerrado biome streams. *Landscape Ecology*, v. 29, n. 6, p. 1001–1016, 2014. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/s10980-014-0036-9>>. Acesso em: 16/7/2014.
- MALMQVIST, B.; RUNDLE, S. Threats to the running water ecosystems of the world. *Environmental Conservation*, v. 29, n. 2, p. 134–153, 2002. Disponível em: <http://www.journals.cambridge.org/abstract_S0376892902000097>. Acesso em: 23/5/2014.
- MALONEY, K. O.; WELLER, D. E. Anthropogenic disturbance and streams: Land use and land-use change affect stream ecosystems via multiple pathways. *Freshwater Biology*, v. 56, n. 3, p. 611–626, 2011.
- MANGADZE, T.; BERE, T.; MWEDZI, T. Choice of biota in stream assessment and monitoring programs in tropical streams: A comparison of diatoms, macroinvertebrates and fish. *Ecological Indicators*, v. 63, p. 128–143, 2016.
- MARWICK, T. R.; TAMOOH, F.; OGWOKA, B.; et al. Dynamic seasonal nitrogen cycling in response to anthropogenic N loading in a tropical catchment, Athi–Galana–Sabaki River, Kenya. *Biogeosciences*, v. 11, n. 2, p. 443–460, 2014. Disponível em: <<http://www.biogeosciences.net/11/443/2014/>>. Acesso em: 16/7/2014.
- MARZIN, A.; VERDONSCHOT, P. F. M.; PONT, D. The relative influence of catchment, riparian corridor, and reach-scale anthropogenic pressures on fish and macroinvertebrate assemblages in French rivers. *Hydrobiologia*, v. 704, n. 1, p. 375–388, 2013.
- MASESE, F. O.; KITAKA, N.; KIPKEMBOI, J.; et al. Macroinvertebrate functional feeding groups in Kenyan highland streams : evidence for a diverse shredder guild. , v. 33, n. 2, p. 435–450, 2014.

- MASESE, F. O.; KITAKA, N.; KIPKEMBOI, J.; et al. Litter processing and shredder distribution as indicators of riparian and catchment influences on ecological health of tropical streams. *Ecological Indicators*, v. 46, p. 23–37, 2014.
- MBAKA, J.; M'ERIMBA, C.; THIONGO, H.; MATHOOKO, J. Water and habitat quality assessment in the Honi and Naro Moru rivers, Kenya, using benthic macroinvertebrate assemblages and qualitative habitat scores. *African Journal of Aquatic Science*, v. 39, n. 4, p. 361–368, 2014. Disponível em: <<http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.2989/16085914.2014.976168>>.
- MCCLUNEY, K. E.; POFF, N. L.; PALMER, M. A.; et al. Riverine macrosystems ecology: sensitivity, resistance, and resilience of whole river basins with human alterations. *Frontiers in Ecology and the Environment*, v. 12, n. 1, p. 48–58, 2014. Disponível em: <<http://www.esajournals.org/doi/abs/10.1890/120367>>. Acesso em: 15/7/2014.
- MCCREADIE, J. W.; BEDWELL, C. Species composition of local riffle beetle (Coleoptera: Elmidae) assemblages in small coastal streams of the Gulf of Mexico: The influences of local and regional factors. *Aquatic Ecology*, v. 48, n. 2, p. 127–141, 2014.
- MCTAMMANY, M. E.; WEBSTER, J. R.; BENFIELD, E. F.; et al. Longitudinal Patterns of Metabolism in a Southern Appalachian River. *Journal of the North American Benthological Society*, v. 22, n. 3, p. 359, 2003. Disponível em: <<http://www.jstor.org/stable/1468267?origin=crossref>>.
- MELOROSE, J.; PERROY, R.; CAREAS, S. World population prospects. United Nations, v. 1, n. 6042, p. 587–92, 2015. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/21798940>>.
- MERRITT, R.; CUMMINS, K.; BERG, M. B.; et al. *An Introduction to The Aquatic Insects of North America*. 2008.
- MESA, L. M. Effect of spates and land use on macroinvertebrate community in Neotropical Andean streams. *Hydrobiologia*, v. 641, n. 1, p. 85–95, 2010. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/s10750-009-0059-4>>. Acesso em: 15/7/2014.
- MESA, L. M.; REYNAGA, M. C.; CORREA, M. V.; SIROMBRA, M. G. Effects of anthropogenic impacts on benthic macroinvertebrates assemblages in subtropical mountain streams. , v. 103, n. 4, p. 342–349, 2013.
- METZGER, J. P. O Código Florestal tem base científica? *Natureza e Conservação*, v. 8, n. 1, p. 92–99, 2010.
- MEYBECK, M. Global analysis of river systems: from Earth system controls to Anthropocene syndromes. *Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences*, v. 358, n. 1440, p. 1935–55, 2003. Disponível em: <<http://www.pubmedcentral.nih.gov/articlerender.fcgi?artid=1693284&tool=pmcentrez&rendertype=abstract>>. Acesso em: 10/7/2014.
- MILESI, S. V. Influência de fatores espaciais e temporais sobre a composição funcional da comunidade de insetos aquáticos em riachos, 2016. UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL.

- MILLER, M. P.; KENNEN, J. G.; MABE, J. A.; MIZE, S. V. Temporal trends in algae, benthic invertebrate, and fish assemblages in streams and rivers draining basins of varying land use in the south-central United States, 1993-2007. *Hydrobiologia*, v. 684, n. 1, p. 15–33, 2012.
- MILLER, S. W.; BUDY, P.; SCHMIDT, J. C. Quantifying macroinvertebrate responses to in-stream habitat restoration: Applications of meta-analysis to river restoration. *Restoration Ecology*, v. 18, n. 1, p. 8–19, 2010.
- MINAYA, V.; MCCLAIN, M. E.; MOOG, O.; OMENGO, F.; SINGER, G. A. Scale-dependent effects of rural activities on benthic macroinvertebrates and physico-chemical characteristics in headwater streams of the Mara River, Kenya. *Ecological Indicators*, v. 32, p. 116–122, 2013. Elsevier Ltd. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1470160X13001179>>. Acesso em: 1/8/2014.
- MINSHALL, G. W.; CUMMINS, K. W.; PETERSEN, R. C.; et al. Developments in Stream Ecosystem Theory. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, v. 42, n. 5, p. 1045–1055, 1985.
- MITSCHE, W. J.; DAY, J. W.; GILLIAM, J. W.; et al. Reducing nitrogen loading to the Gulf of Mexico from the Mississippi River basin: Strategies to counter a persistent ecological problem. *BioScience*, v. 51, n. 5, p. 373–388, 2001.
- MOULTON, T. P.; LOURENÇO-AMORIM, C.; SASADA-SATO, C. Y.; NERES-LIMA, V.; ZANDONÀ, E. Dynamics of algal production and ephemeropteran grazing of periphyton in a tropical stream. *International Review of Hydrobiology*, v. 100, n. 2, p. 61–68, 2015.
- MOULTON, T. P.; MAGALHÃES-FRAGA, S. A. P.; BRITO, E. F.; BARBOSA, F. A. Macroconsumers are more important than specialist macroinvertebrate shredders in leaf processing in urban forest streams of Rio de Janeiro, Brazil. *Hydrobiologia*, v. 638, n. 1, p. 55–66, 2009. Disponível em: <<http://www.springerlink.com/index/10.1007/s10750-009-0009-1>>. Acesso em: 21/7/2010.
- MOULTON, T. P.; MAGALHÃES-FRAGA, S. A. P.; BRITO, E. F.; BARBOSA, F. A. Macroconsumers are more important than specialist macroinvertebrate shredders in leaf processing in urban forest streams of Rio de Janeiro, Brazil. *Hydrobiologia*, v. 638, p. 55–66, 2010.
- MURPHY, J.; RILEY, J. P. A single-solution method for the determination of soluble phosphate in sea water. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, v. 11, p. 9–14, 1958. Disponível em: <<http://sabella.mba.ac.uk/1883/>>. .
- MUTHÉN, B. O.; ASPAROUHOV, T. Beyond multilevel regression modeling: Multilevel analysis in a general latent variable framework. *The Handbook of Advanced Multilevel Analysis*, p. 15–40, 2011.
- MWEDZI, T.; BERE, T.; MANGADZE, T. Macroinvertebrate assemblages in agricultural, mining, and urban tropical streams: implications for conservation and management. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 23, n. 11, p. 11181–11192, 2016. *Environmental Science and Pollution Research*. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1007/s11356-016-6340-y>>. .

- NAIMAN, R. J.; DECAMPS, H. The ecology of interfases: Riparian Zones. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, v. 28, n. 102, p. 621–658, 1997.
- NAIMAN, R. J.; DECAMPS, H. The ecology of interfases: Riparian Zones. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, v. 28, n. 102, p. 621–658, 1997.
- NDARUGA, A. M.; NDIRITU, G. G.; GICHUKI, N. N.; WAMICHA, W. N. Impact of water quality on macroinvertebrate assemblages along a tropical stream in Kenya. *African Journal of Ecology*, v. 42, n. 3, p. 208–216, 2004. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1111/j.1365-2028.2004.00516.x>>. .
- NDIRITU, G. G.; GICHUKI, N. N.; TRIEST, L. Distribution of Epilithic Diatoms in Response to Environmental Conditions in an Urban Tropical Stream, Central Kenya. *Biodiversity and Conservation*, v. 15, n. 10, p. 3267–3293, 2006. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/s10531-005-0600-3>>. Acesso em: 16/7/2014.
- NEILL, C.; DEEGAN, L. A.; THOMAS, S. M.; CERRI, C. C. Deforestation for pasture alters nitrogen and phosphorus in small Amazonian streams. *Ecological Applications*, v. 11, n. 6, p. 1817–1828, 2001.
- NERES-LIMA, V.; MACHADO-SILVA, F.; OLIVEIRA, D. F. B. R. B. S.; et al. Food webs in forested tropical streams are sustained by allochthonous material despite autochthonous primary production being sufficient to sustain the metazoan production. .
- NEWBOLD, J. D.; MULHOLLAND, P. J.; ELWOOD, J. W.; O'NEILL, R. V. Organic carbon spiralling in stream ecosystems. *Oikos*, v. 3, n. 3, p. 266–272, 1982.
- NIYOGI, D. K.; KOREN, M.; ARBUCKLE, C. J.; TOWNSEND, C. R. Longitudinal changes in biota along four New Zealand streams: Declines and improvements in stream health related to land use. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, v. 41, n. 1, p. 63–75, 2007.
- OKSANEN, J.; BLANCHET, F. G.; FRIENDLY, M.; et al. *vegan: Community Ecology Package*. , 2016. Disponível em: <<https://cran.r-project.org/package=vegan>>. .
- OLIVEIRA, R. B. S.; BAPTISTA, D. F.; MUGNAI, R.; CASTRO, C. M.; HUGHES, R. M. Towards rapid bioassessment of wadeable streams in Brazil: Development of the Guapiau-Macau Multimetric Index (GMMI) based on benthic macroinvertebrates. *Ecological Indicators*, v. 11, n. 6, p. 1584–1593, 2011.
- OMETO, J. H. B. P. H. B.; MARTINELLI, L. A.; BALLESTER, M. V.; et al. Effects of land use on water chemistry and macroinvertebrates in two streams of the Piracicaba river basin, south-east Brazil. *Freshwater Biology*, v. 44, n. 2, p. 327–337, 2000. Disponível em: <<http://www.blackwell-synergy.com/links/doi/10.1046/j.1365-2427.2000.00557.x>>. .
- OMETO, J.; MARTINELLI, L. Effects of land use on water chemistry and macroinvertebrates in two streams of the Piracicaba river basin, south-east Brazil. *Freshwater Biology*, v. 44, n. 2, p. 327–337, 2000. Disponível em: <<http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1046/j.1365-2427.2000.00557.x/full>>. Acesso em: 10/7/2014.
- ORTIZ-ZAYAS, J. R.; LEWIS, W. M.; SAUNDERS, J. F.; MCCUTCHAN, J. H.; SCATENA, F. N. Metabolism of a tropical rainforest stream. *Journal of the North American Benthological Society*, v. 24, n. 4, p. 769–783, 2005. Disponível em: <<http://www.bioone.org/doi/abs/10.1899/03-094.1>>. .

PALMER, M.; ALLAN, J. D.; MEYER, J.; BERNHARDT, E. S. River restoration in the twenty-first century: Data and essential future efforts. *Restoration Ecology*, v. 15, n. 3, p. 472–481, 2007.

PAULA, F. R. DE; GERHARD, P.; WENGER, S. J.; et al. 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. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/s10980-012-9809-1>>.

PÉREZ-REYES, O.; CROWL, T. A.; COVICH, A. P. Comparison of decapod communities across an urban-forest land use gradient in Puerto Rican streams. *Urban Ecosystems*, v. 19, n. 1, p. 181–203, 2016.

PETERJOHN W.T.; CORRELL D.L. Nutrient Dynamics in an Agricultural Watershed: Observations on the Role of A Riparian Forest. *Ecological Society of America*, v. 65, n. 5, p. 1466–1475, 1984.

PHILLIP, D. A. T.; ANTOINE, P.; COOPER, V.; et al. Impact of recreation on recreational water quality of a small tropical stream. *Journal of environmental monitoring: JEM*, v. 11, n. 6, p. 1192–1198, 2009.

PINAY, G.; DECAMPS, H. The role of riparian woods in regulating nitrogen fluxes between the alluvial aquifer and surface water: a conceptual model. *Regulated Rivers: Research and Management*, v. 2, n. December 1987, p. 507–516, 1988.

PINTO, B. C. T.; ARAUJO, F. G.; HUGHES, R. M. Effects of Landscape and Riparian Condition on a Fish Index of Biotic Integrity in a Large Southeastern Brazil River. *Hydrobiologia*, v. 556, n. 1, p. 69–83, 2006. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/s10750-005-9009-y>>. Acesso em: 2/8/2014.

POFF, N. L.; BLEDSOE, B. P.; CUHACIYAN, C. O. Hydrologic variation with land use across the contiguous United States: Geomorphic and ecological consequences for stream ecosystems. *Geomorphology*, v. 79, n. 3–4, p. 264–285, 2006.

PRAMUAL, P.; KUVANGKADILOK, C. Agricultural land use and black fly (Diptera, Simuliidae) species richness and species assemblages in tropical streams, Northeastern Thailand. *Hydrobiologia*, v. 625, n. 1, p. 173–184, 2009. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/s10750-009-9706-z>>. Acesso em: 16/7/2014.

PRINGLE, C.; RINGLE, C. A. M. P. Hydrologic connectivity and the management of biological reserves: a global perspective. *Ecological Applications*, v. 11, n. 4, p. 981–998, 2001. Disponível em: <[http://www.esajournals.org/doi/full/10.1890/1051-0761\(2001\)011%255B0981:HCATMO%255D2.0.CO;2](http://www.esajournals.org/doi/full/10.1890/1051-0761(2001)011%255B0981:HCATMO%255D2.0.CO;2)>. Acesso em: 16/7/2014.

QUINN, G.; KEOUGH, M. J. *Experimental design and data analysis for biologists*. 2002.

QUINN, J. M.; COOPER, A. B.; DAVIES WILLIAMSON, R. B. Land use effects on habitat, water quality, periphyton, and benthic invertebrates in Waikato, New Zealand, hill country streams. *Journal of Marine and Freshwater Research*, v. 31, n. 5, p. 579–597, 1997.

R CORE TEAM. R: A Language and Environment for Statistical Computing. , 2016. Vienna, Austria. Disponível em: <<https://www.r-project.org/>>.

- RAFTERY, A. E. Bayesian Model Selection in Social Research. *Sociological Methodology*, 1995. Disponível em: <<https://www.stat.washington.edu/raftery/Research/PDF/socmeth1995.pdf>>. .
- RAMETTE, A.; TIEDJE, J. M. Biogeography: An emerging cornerstone for understanding prokaryotic diversity, ecology, and evolution. *Microbial Ecology*, v. 53, n. 2, p. 197–207, 2007.
- RAMÍREZ, A.; JESÚS-CRESPO, R. DE; MARTINÓ-CARDONA, D. M.; MARTÍNEZ-RIVERA, N.; BURGOS-CARABALLO, S. Urban streams in Puerto Rico: what can we learn from the tropics? *Journal of the North American Benthological Society*, v. 28, n. 4, p. 1070–1079, 2009. Disponível em: <<http://www.bioone.org/doi/abs/10.1899/08-165.1>>. Acesso em: 16/7/2014.
- REZENDE, R. S.; PETRUCIO, M. M.; GONÇALVES, J. F. The effects of spatial scale on breakdown of leaves in a tropical watershed. *PloS one*, v. 9, n. 5, p. e97072, 2014. Disponível em: <<http://www.pubmedcentral.nih.gov/articlerender.fcgi?artid=4014586&tool=pmcentrez&rendertype=abstract>>. Acesso em: 28/7/2014.
- RICHARDS, C.; HARO, R.; JOHNSON, L. B.; HOST, G. E. Catchment and reach-scale properties as indicators of macroinvertebrate species traits. *Freshwater Biology*, v. 37, n. 1, p. 219–230, 1997. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1046/j.1365-2427.1997.d01-540.x>>. .
- RICHARDSON, D. M.; HOLMES, P. M.; ESLER, K. J.; et al. Riparian vegetation: Degradation, alien plant invasions, and restoration prospects. *Diversity and Distributions*, v. 13, n. 1, p. 126–139, 2007.
- RICHARDSON, J. S.; DANEHY, R. J. Zones in Temperate Forests. *Forest Science*, v. 53, n. 2, p. 131–147, 2007.
- ROBERTS, W. M.; STUTTER, M. I.; HAYGARTH, P. M. Phosphorus Retention and Remobilization in Vegetated Buffer Strips: A Review. *Journal of Environment Quality*, v. 41, n. 2, p. 389, 2012.
- ROSA, S.; CAROLINA, A.; AGUIAR, F.; et al. Impacts of fish farm pollution on ecosystem structure and function of tropical headwater streams. *Environmental pollution (Barking, Essex : 1987)*, v. 174, p. 204–13, 2013. Elsevier Ltd. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2012.11.034>>. Acesso em: 1/8/2014.
- ROY, A. H.; ROSEMOND, A. D.; PAUL, M. J.; LEIGH, D. S.; WALLACE, J. B. Stream macroinvertebrate response to catchment urbanisation (Georgia, U.S.A.). *Freshwater Biology*, v. 48, n. 2, p. 329–346, 2003.
- RUTHERFORD, J. C.; DAVIES-COLLEY, R. J.; QUINN, J. M.; STROUD, M. J.; COOPER, A. D. Stream shade: towards a restoration strategy. *Stream shade: towards a restoration strategy.*, , n. December, p. 159 pp., 1999. Acesso em: 16/7/2014.
- RUTHERFORD, J. C.; MARSH, N. A.; DAVIES, P. M.; BUNN, S. E. Effects of patchy shade on stream water temperature: How quickly do small streams heat and cool? *Marine and Freshwater Research*, v. 55, n. 8, p. 737–748, 2004.

- SCARSBROOK, M. M. R.; HALLIDAY, J. Transition from pasture to native forest land along stream continua: Effects on stream ecosystems and implications for restoration. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, v. 33, n. 2, p. 293–310, 1999. Disponível em: <<http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/00288330.1999.9516878>>. Acesso em: 7/7/2014. -use
- SCHOONOVER, J. E.; WILLIARD, K. W. J.; ZACZEK, J. J.; MANGUN, J. C.; CARVER, A. D. Nutrient attenuation in agricultural surface runoff by riparian buffer zones in Southern Illinois, USA. *Agroforestry Systems*, v. 64, n. 2, p. 169–180, 2005.
- SERRA, S. R. Q.; COBO, F.; GRAÇA, M. A. S.; DOLDEC, S.; FEIO, M. J. Synthesising the trait information of European Chironomidae (Insecta: Diptera): Towards a new database. *Ecological Indicators*, v. 61, p. 282–292, 2016.
- SHEN, Z.; HOU, X.; LI, W.; et al. Impact of landscape pattern at multiple spatial scales on water quality: A case study in a typical urbanised watershed in China. *Ecological Indicators*, v. 48, p. 417–427, 2015. Elsevier Ltd. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1470160X14003744>>. Acesso em: 20/4/2015.
- SHIKLOMANOV, I. A.; RODDA, J. C. *World Water Resources at the Beginning of the Twenty-First Century*. Cambridge University Press (UK), p. 452, 2003.
- SILVA-JUNIOR, E. F.; MOULTON, T. P. Ecosystem functioning and community structure as indicators for assessing environmental impacts: Leaf processing and macroinvertebrates in Atlantic forest streams. *International Review of Hydrobiology*, v. 96, n. 6, p. 656–666, 2011. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1002/iroh.201111374>>. Acesso em: 1/8/2014.
- SIMON, A.; COLLISON, A. J. C. Quantifying the mechanical and hydrologic effects of riparian vegetation on streambank stability. *Earth Surface Processes and Landforms*, v. 27, n. 5, p. 527–546, 2002.
- SOKAL, ROBERT, R.; ROHLF, F., J. *Biometry: the principles and practice of biological research*. 2nd ed. 1981.
- SONNEMAN, J.; WALSH, C. Effects of urbanization on streams of the Melbourne region, Victoria, Australia. II. Benthic diatom communities. *Freshwater ...*, 2001. Disponível em: <<http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1046/j.1365-2427.2001.00689.x/full>>. Acesso em: 28/7/2014.
- SOUZA, M. L. DE; MOULTON, T. P. The effects of shrimps on benthic material in a Brazilian island stream. *Freshwater Biology*, v. 50, n. 4, p. 592–602, 2005. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1111/j.1365-2427.2005.01348.x>>. Acesso em: 5/7/2010.
- SPONSELLER, R.; BENFIELD, E.; VALETT, M. Relationships between land use, spatial scale and stream macroinvertebrate communities. *Freshwater Biology*, v. 46, p. 1409–1424, 2001.
- STEEL, E. A.; HUGHES, R. M.; FULLERTON, A. H.; et al. Are we meeting the challenges of landscape-scale riverine research? A review. *Living Reviews in Landscape Research*, 2010.
- STEFFEN, W.; SANDERSON, A.; TYSON, P.; et al. *Global Change and the Earth System*. 2015.

STOREY, R.; COWLEY, D. Recovery of three New Zealand rural streams as they pass through native forest remnants. *Hydrobiologia*, p. 63–76, 1997. Disponível em: <<http://link.springer.com/article/10.1023/A:1003042425431>>. Acesso em: 16/7/2014.

STRAYER, D. L.; BEIGHLEY, R. E.; THOMPSON, L. C.; et al. Effects of Land Cover on Stream Ecosystems: Roles of Empirical Models and Scaling Issues. *Ecosystems*, v. 6, n. 5, p. 407–423, 2003. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/s10021-002-0170-0>>. Acesso em: 9/7/2014.

SUBRAMANIAN, K. A; SIVARAMAKRISHNAN, K. G.; GADGIL, M. Impact of riparian land use on stream insects of Kudremukh National Park, Karnataka state, India. *Journal of insect science (Online)*, v. 5, n. 49, p. 49, 2005. Disponível em: <<http://www.pubmedcentral.nih.gov/articlerender.fcgi?artid=1615256&tool=pmcentrez&rendertype=abstract>>. .

SUGA, C. M.; TANAKA, M. O. Influence of a forest remnant on macroinvertebrate communities in a degraded tropical stream. *Hydrobiologia*, v. 703, n. 1, p. 203–213, 2013. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/s10750-012-1360-1>>. Acesso em: 7/7/2014.

SWEENEY, B.; BOTT, T. Riparian deforestation, stream narrowing, and loss of stream ecosystem services. *Proceedings of the ...*, v. 101, n. 39, 2004. Disponível em: <<http://www.pnas.org/content/101/39/14132.short>>. Acesso em: 16/7/2014.

SWEENEY, B. W.; CZAPKA, S. J. Riparian forest restoration: Why each site needs an ecological prescription. *Forest Ecology and Management*, v. 192, n. 2–3, p. 361–373, 2004.

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.

TANAKA, M. O.; FERNANDES, J. D. F.; SUGA, C. M.; HANAI, F. Y.; SOUZA, A. L. T. DE. Abrupt change of a stream ecosystem function along a sugarcane-forest transition: Integrating riparian and in-stream characteristics. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, v. 207, p. 171–177, 2015. Elsevier B.V. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2015.04.014>>. .

TAYLOR, B. W.; KEEP, C. F.; HALL, R. O.; et al. Improving the fluorometric ammonium method: matrix effects, background fluorescence, and standard additions. *Journal of the North American Benthological Society*, v. 26, n. 2, p. 167–177, 2007. Disponível em: <[http://www.jstor.org/stable/10.1899/0887-3593\(2007\)26\[167:itfamm\]2.0.co;2](http://www.jstor.org/stable/10.1899/0887-3593(2007)26[167:itfamm]2.0.co;2)>. .

TEIXEIRA, A. M. G.; SOARES-FILHO, B. S.; FREITAS, S. R.; METZGER, J. P. Modeling landscape dynamics in an Atlantic Rainforest region: Implications for conservation. *Forest Ecology and Management*, v. 257, n. 4, p. 1219–1230, 2009.

TERRA, B. DE F.; HUGHES, R. M.; ARA??JO, F. G. Fish assemblages in Atlantic Forest streams: the relative influence of local and catchment environments on taxonomic and functional species. *Ecology of Freshwater Fish*, v. 25, n. 4, p. 527–544, 2016.

THOMAS, S. A.; VALETT, H. M.; MULHOLLAND, P. J. .; et al. Nitrogen Retention in Headwater Streams: The Influence of Groundwater-Surface Water Exchange. *The Scientific World JOURNAL*, v. 1, p. 623–631, 2001. Disponível em: <<http://www.hindawi.com/journals/tswj/2001/170302/abs/>>. .

- THORPE, T.; LLOYD, B. The macroinvertebrate fauna of St . Lucia elucidated by canonical correspondence analysis. , p. 195–203, 1999.
- TOHAM, A. K.; TEUGELS, G. G. First data on an Index for Biotic Integrity (IBI) based on sh assemblages for the assessment of the impact of deforestation in a tropical West-African river system. *Hydrobiologia*, v. 397, p. 29–38, 1999.
- TOMANOVA, S.; USSEGLIO-POLATERA, P. Patterns of benthic community traits in neotropical streams: relationship to mesoscale spatial variability. *Fundamental and Applied Limnology / Archiv für Hydrobiologie*, v. 170, n. 3, p. 243–255, 2007a. Disponível em: <<http://openurl.ingenta.com/content/xref?genre=article&issn=1863-9135&volume=170&issue=3&spage=243>>. .
- TOMANOVA, S.; USSEGLIO-POLATERA, P. Patterns of benthic community traits in neotropical streams : relationship to mesoscale spatial variability. , v. 170, n. November, p. 70176, 2007b.
- TOWNSEND, C. . R. .; HILDREW, A. . G. . Species traits in relation to habitat templet for river systems . *Freshwater Biology Species traits in relation to a habitat templet for river systems. Freshwater biology*, v. 31, p. 265–275, 1994.
- TURNER, D.; WILLIAMS, D. D.; ALKINS-KOO, M. Longitudinal changes in benthic community composition in four neotropical streams. *Caribbean Journal of Science*, v. 44, n. 3, p. 380–394, 2008.
- TYERS, M. *River Network Distance Computation and Applications*. , 2016.
- VALETT, H. M.; CRENSHAW, C. L.; WAGNER, P. F. Stream Nutrient Uptake, Forest Succession, and Biogeochemical Theory. *Ecology*, v. 83, n. 10, p. 2888, 2002. Disponível em: <<http://www.jstor.org/stable/3072024?origin=crossref>>. .
- VANDEWALLE, M.; BELLO, F. DE; BERG, M. P.; et al. Functional traits as indicators of biodiversity response to land use changes across ecosystems and organisms. *Biodiversity and Conservation*, v. 19, n. 10, p. 2921–2947, 2010.
- VANNOTE, R. R. L.; MINSHALL, G. W.; CUMMINS, K. W.; SEDELL, J. R.; CUSHING, C. E. The river continuum concept. *Canadian journal of ...*, v. 37, n. 1, p. 130–137, 1980. Disponível em: <<http://www.nrcresearchpress.com/doi/abs/10.1139/f80-017>>. Acesso em: 11/7/2014.
- VÁZQUEZ, G.; AKÉ-CASTILLO, J. A.; FAVILA, M. E. Algal assemblages and their relationship with water quality in tropical Mexican streams with different land uses. *Hydrobiologia*, v. 667, n. 1, p. 173–189, 2011. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/s10750-011-0633-4>>. Acesso em: 16/7/2014.
- VENABLES, B.; BATES, B.; FIRTH, D.; RIPLEY, D. MASS. , 2016.
- VOROSMARTY, C. J.; GREEN, P.; SALISBURY, J.; LAMMERS, R. B. Global Water Resources: Vulnerability from Climate Change and Population Growth. *Science*, v. 289, n. 5477, p. 284–288, 2013. Disponível em: <<http://www.sciencemag.org/cgi/content/abstract/289/5477/284>>. .

- VÖRÖSMARTY, C. J.; MCINTYRE, P. B.; GESSNER, M. O.; et al. Global threats to human water security and river biodiversity. *Nature*, v. 467, n. 7315, p. 555–561, 2010a.
- VÖRÖSMARTY, C. J.; MCINTYRE, P. B.; GESSNER, M. O.; et al. Global threats to human water security and river biodiversity. *Nature*, v. 467, n. 7315, p. 555–561, 2010b. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/20882010>>. Acesso em: 25/5/2014.
- WAHL, C. M.; NEILS, A.; HOOPER, D. Impacts of land use at the catchment scale constrain the habitat benefits of stream riparian buffers. *Freshwater Biology*, p. n/a-n/a, 2013. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1111/fwb.12211>>. Acesso em: 1/7/2014.
- WALLACE, J. B.; GRUBAUGH, J. W. Transport and storage of FPOM. *Methods in stream ecology*. Academic Press, San Diego, California, p. 191–216, 1996.
- WALSH, C. J.; GOODERHAM, J. P. R.; GRACE, M. R.; et al. The relative influence of diffuse- and point-source disturbances on a small upland stream in East Java , Indonesia : a preliminary investigation. , p. 183–192, 2002.
- WAN, Y.; XU, L.; HU, J.; et al. The Role of Environmental and Spatial Processes in Structuring Stream Macroinvertebrates Communities in a Large River Basin. *Clean - Soil, Air, Water*, v. 43, n. 12, p. 1633–1639, 2015.
- WIENS, J. A. Riverine landscapes: taking landscape ecology into the water. *Freshwater Biology*, v. 47, n. 4, p. 501–515, 2002. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1046/j.1365-2427.2002.00887.x>>. .
- WILSON, M.; CARPENTER, S.; ILSON, M. A. A. W. Economic valuation of freshwater ecosystem services in the United States: 1971-1997. *Ecological applications*, v. 9, n. 3, p. 772–783, 1999. Disponível em: <[http://www.esajournals.org/doi/full/10.1890/1051-0761\(1999\)009%255B0772:EVOFES%255D2.0.CO;2](http://www.esajournals.org/doi/full/10.1890/1051-0761(1999)009%255B0772:EVOFES%255D2.0.CO;2)>. Acesso em: 27/12/2012.
- WOLLENBERG, A. L. VAN DEN. Redundancy analysis an alternative for canonical correlation analysis. *Psychometrika*, v. 42, n. 2, p. 207–219, 1977.
- WOLMAN, M. G. A method of sampling coarse river bed material. *Eos, Transactions American Geophysical Union*, v. 35, n. 6, p. 951–956, 1954.
- YOUNG, R. G.; HURYN, A. D. Effects of land use on stream metabolism and organic matter turnover. *Ecological Applications*, v. 9, n. 4, p. 1359–1376, 1999.
- ZHANG, Y.; DUDGEON, D.; CHENG, D.; et al. Impacts of land use and water quality on macroinvertebrate communities in the Pearl River drainage basin, China. *Hydrobiologia*, v. 652, n. 1, p. 71–88, 2010. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/s10750-010-0320-x>>. Acesso em: 16/7/2014.

APÊNDICE A- Dados de uso e cobertura do solo para os 30 pontos de coleta localizados na bacia do rio guapiaçú.

Rio	Ponto	Altitude (m)	Easting (x)	Southing (y)	Riparian Buffer (50m)	Riparian Buffer (30m)	Riparian Buffer (15m)	Reach Buffer (900X50m)	Reach Buffer (900X30m)	Reach Buffer (900X15m)	Reach Buffer (600X50m)	Reach Buffer (600X30m)	Reach Buffer (600X15m)	Reach Buffer (300X50m)	Reach Buffer (300X30m)	Reach Buffer (300x15m)	Reach Buffer (150x50m)	Reach Buffer (150x30m)	Reach Buffer (150x15m)
Anil	ANL 1	43	719971.72	7510726.16	1.0%	1.1%	1.2%	1.0%	1.1%	1.2%	7.5%	7.6%	7.9%	10.1%	0.9%	13.2%	6.0%	4.2%	3.9%
Anil	ANL 2	32	720460.79	7510514.13	22.9%	21.9%	22.5%	35.0%	33.3%	33.6%	48.1%	45.1%	45.7%	56.8%	55.3%	59.3%	18.4%	19.0%	20.2%
Anil	ANL 3	26	721025.1	7510266.77	28.2%	25.9%	23.9%	36.3%	32.0%	26.0%	42.4%	39.2%	33.1%	47.9%	49.7%	49.2%	90.3%	91.6%	91.4%
Anil	ANL 4	23	721222.91	7509742.53	44.1%	42.4%	40.8%	91.4%	91.8%	91.3%	99.8%	99.7%	99.4%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%
Anil	ANL 5	20	721509.2	7509410.2	46.0%	43.2%	41.0%	71.3%	66.0%	62.4%	56.4%	48.4%	43.2%	24.3%	10.6%	2.6%	23.0%	7.4%	3.0%
Anil	ANL 6	20	721974.86	7509220.05	53.5%	49.7%	45.8%	78.1%	69.6%	59.1%	86.6%	79.5%	69.2%	98.7%	97.8%	96.5%	98.4%	97.4%	96.0%
Anil	ANL 7	20	722630.35	7509168.71	59.9%	56.6%	53.3%	98.0%	97.4%	98.0%	97.9%	97.7%	98.8%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%
Anil	ANL 8	19	722977	7508241	66.5%	63.8%	61.1%	99.0%	100.0%	100.0%	98.6%	100.0%	100.0%	99.8%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%
Itaperiti	ITA 1	182	738762	7514661	1.4%	0.8%	0.6%	1.4%	0.8%	0.6%	1.7%	0.4%	0.4%	1.8%	0.6%	0.7%	0.6%	0.7%	0.9%
Itaperiti	ITA 2	150	738292	7514575	8.8%	9.6%	9.6%	11.5%	12.0%	11.9%	16.7%	18.3%	18.4%	31.1%	35.7%	35.8%	37.5%	45.6%	47.5%
Itaperiti	ITA 3	132	738115	7514284	23.5%	28.7%	30.1%	41.3%	50.4%	53.2%	60.3%	74.3%	78.4%	75.3%	93.1%	97.1%	84.7%	97.2%	98.8%
Itaperiti	ITA 4	106	737816	7513953	23.3%	29.1%	32.2%	43.8%	57.0%	65.1%	34.8%	43.1%	50.1%	6.8%	10.4%	12.7%	4.1%	6.0%	6.9%
Itaperiti	ITA 5	79	737463	7513648	20.6%	25.2%	27.7%	15.3%	19.0%	22.6%	7.5%	8.6%	9.3%	10.9%	8.8%	7.9%	10.8%	8.8%	6.7%
Itaperiti	ITA 6	70	737076	7513200	22.7%	25.9%	26.9%	25.1%	22.6%	18.4%	31.8%	29.3%	23.4%	39.7%	39.6%	33.4%	37.3%	33.5%	26.5%
Itaperiti	ITA 7	62	736600	7512814	28.5%	30.4%	31.2%	50.6%	46.4%	44.8%	52.9%	46.5%	43.9%	65.0%	57.9%	51.4%	89.5%	91.3%	88.7%
Mariquita	MRQ 1	194	735179.76	7517644.43	1.6%	2.4%	3.0%	1.6%	2.4%	3.0%	0.2%	0.3%	0.5%	0.0%	0.1%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%
Mariquita	MRQ 2	147	734837.48	7517241.41	9.8%	10.8%	11.6%	17.5%	18.7%	19.6%	25.6%	27.3%	28.5%	29.2%	28.0%	29.7%	5.6%	1.7%	0.2%
Mariquita	MRQ 3	121	734259.3	7516934.36	10.9%	10.8%	10.0%	17.6%	14.9%	11.2%	14.4%	11.4%	6.2%	11.9%	12.7%	8.4%	0.4%	0.4%	0.1%
Mariquita	MRQ 4	85	733724.51	7517056.78	11.6%	10.6%	9.7%	15.7%	11.2%	7.8%	12.1%	7.3%	6.2%	22.7%	13.0%	11.1%	20.4%	5.0%	0.3%
Mariquita	MRQ 5	70	733233.73	7517277.01	16.7%	14.9%	12.6%	33.6%	26.8%	19.8%	37.6%	29.4%	19.3%	44.5%	39.3%	28.7%	51.7%	48.8%	41.4%
Mariquita	MRQ 6	65	732862.4	7517552.8	25.0%	22.9%	21.1%	66.1%	61.0%	56.8%	80.5%	77.6%	79.2%	82.5%	77.9%	80.1%	82.1%	74.7%	74.0%
Mariquita	MRQ 7	43	732488.19	7517404.79	30.1%	27.4%	25.4%	81.7%	75.5%	74.4%	81.5%	73.4%	70.3%	74.9%	63.6%	57.6%	70.8%	56.5%	49.5%
Mariquita	MRQ 8	42	732159.89	7517268.71	35.0%	32.3%	30.4%	84.1%	78.8%	76.7%	82.7%	77.4%	74.3%	92.8%	91.3%	86.7%	91.3%	89.9%	85.3%
Santa Maria	STM 1	184	736097.49	7516155.6	0.8%	0.7%	0.3%	0.8%	0.7%	0.3%	1.2%	1.1%	0.5%	1.9%	1.5%	0.0%	0.1%	0.0%	0.0%
Santa Maria	STM 2	141	735845	7515992	3.5%	1.8%	0.8%	4.8%	2.4%	0.9%	6.8%	3.3%	1.1%	11.9%	4.8%	2.2%	10.1%	6.2%	2.4%
Santa Maria	STM 3	98	735457.62	7515449.95	7.9%	5.8%	4.3%	14.1%	11.4%	9.0%	7.5%	6.1%	2.9%	6.3%	3.9%	1.7%	12.0%	7.6%	3.5%
Santa Maria	STM 4	86	734879.04	7514924.03	20.2%	17.0%	11.9%	49.2%	43.3%	29.4%	54.4%	47.6%	31.9%	73.3%	63.2%	43.9%	63.5%	47.4%	26.9%
Santa Maria	STM 5	54	734412.15	7514772.93	27.1%	21.7%	14.1%	65.1%	50.7%	31.0%	54.4%	45.0%	24.9%	63.6%	49.0%	33.4%	82.4%	71.2%	57.9%
Santa Maria	STM 6	48	734404.68	7514430.63	34.9%	30.1%	23.5%	79.0%	71.7%	64.8%	91.2%	87.1%	81.2%	97.9%	98.4%	97.2%	96.9%	97.4%	95.1%
Santa Maria	STM 7	39	734114.65	7514004.65	43.3%	39.1%	33.1%	97.9%	98.1%	97.3%	98.1%	98.1%	97.4%	99.8%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%

APÊNDICE B - Variáveis ambientais físico-químicas e biológicas medidas para os 30 pontos de coleta localizados na bacia do rio guapiaçú.

Rio	Ponto	Cobertura de Dossel (%)	Profundidade Média (cm)	Largura Média (cm)	Razão Largura/Profundidade	pH	Temperatura (°C)	% Substrato Rochoso	Vazão (L/s)	Gravelometria D16% (mm)	Gravelometria D50% (mm)	Gravelometria D84% (mm)	NH4 (ug/L)	PO4 (ug/L)	NO3	Matéria Orgânica em Suspensão (ug/l)	Matéria Inorgânica em Suspensão (ug/l)	Materia orgânica bëntica grossa (g/m2)	Biomassa por área de Perifiton (g/m2)	Matéria Inorgânica Bëntônica (g/m2)	Concentração de ChlA Por área(ug/m2)	Índice Autotrófico Perifiton
Anil	ANL 1	75.60%	24.4	576.7	23.6	6.2	16.6	80.00%	197.5	70	120	210	2.8	16.6	44.8	0.7	4.8	20.87	7.75	7	5.06	1533.27
Anil	ANL 2	59.80%	24.9	506.7	20.3		17	10.00%	156.5	0	0	0	5.6	17.5	36.7	2.1	1.4	21.57	8.32	26.25	1.89	4411.93
Anil	ANL 3	12.00%	28.4	333	11.7	5.6	17.2	0.00%	146.4	0	0	0	10.1	14.8	40.8	7.8	0.3	15.94				
Anil	ANL 4	1.70%	48.3	199.7	4.1	5.6	17.8	0.00%	166.6	0	0	0	10.8	20.5	39.7	11	3.3	2.07				
Anil	ANL 5	80.30%	29	500	17.2	5.5	18.1	0.00%	148.5	0	0	0	14.9	19.1	37.7	4.4	0	84.71				
Anil	ANL 6	10.40%	51.1	230	4.5	5.9	19.2	30.00%	193.3	0	20	30		13.8	31.8	5.5	2.9	4.22				
Anil	ANL 7	3.40%	35.6	450	12.7	5.4	20.1	60.00%	230.1	5	10	15	15.5	14.9	29	5.9	1.6	0.37				
Anil	ANL 8	29.60%	24	523	21.8	5.3	20.4	0.00%	209.1	0	0	0	17.6	16.4	27.3	5.6	2.4	16.54				
Itaperiti	ITA 1	78.90%	17.4	216.7	12.5	6.8	17.8	60.00%	52.6	20	80	140	1		35.3	0	2.9	21.9				
Itaperiti	ITA 2	0.00%	16.8	223.3	13.3		19.5	90.00%	116.6	70	25	250	1.5		26.9	0	0	15.43	3.48	6.47	3.44	1009.8
Itaperiti	ITA 3	0.00%	19	286.7	15.1	6.4	19.6	60.00%	97.7	1	14	42	1.7		25.2	0	2.2	5.41	6.46	18.23	2.32	2783.09
Itaperiti	ITA 4	80.00%	19.7	370	18.8	7.9	18.9	60.00%	91.9	0	100	170	2.5	11.6	26.2	17.9	4.1	29.66	2	6.56	0.4	5014.99
Itaperiti	ITA 5	79.40%	17.9	630	35.2	7.1	19.2	50.00%	88.2	0	100	190	2	15.4	23.4	18.9	2.9	16.77	2.7	8.74	1.21	2226.56
Itaperiti	ITA 6	0.00%	23.6	288.3	12.2	6.6	19.2	70.00%	112.2	50	90	140	3.2	13.8	20.2	13.6	1.6	6.52	4.01	10.17	2.46	1631.14
Itaperiti	ITA 7	39.70%	19.9	406.7	20.5	6	19.2	30.00%	203.9	0	50	90	3.3	12.6	27.8	10.8	4.4	23.25	8.86	18.36	4.93	1797.55
Mariquita	MRQ 1	78.60%	31.7	525	16.5		17.1	80.00%	129.3	25	80	330	1.2	19.3	17.7	1.1	2	2.68	18.5	37.54	5.93	3120.89
Mariquita	MRQ 2	66.60%	23.9	900	37.6	6.4	17.3	80.00%	284.1	10	80	180	1.2	16.1	17.2	1.3	1.8	5.02	8.06	25.99	2.66	3028.82
Mariquita	MRQ 3	73.00%	27.9	310	11.1	6.7	17.5	70.00%	227.2	10	80	150	1.3	22.4	16.8	1.9	1.2	84.58	10.1	15.04	3.77	2682.53
Mariquita	MRQ 4	74.10%	28	960	34.3	6.6	17.8	50.00%	253	0	60	120	1.4	24	14.9	0	0	56.04	7.43	23.99	3.36	2211.13
Mariquita	MRQ 5	88.30%	29	654	22.5	6.6	18.2	80.00%	271.2	0	50	90	1.6	14.9	14.8	1.2	1.6	31.73	5.27	16.17	2.52	2088.61
Mariquita	MRQ 6	73.50%	42	636.7	15.2	6.4	18.4	60.00%	256.6	20	40	80	1.8	14.5	15.2	1.5	2	4.55	2.45	2.39	3.6	681.49
Mariquita	MRQ 7	25.70%	31.4	683.3	21.8	7.7	17.1	20.00%	79.2	0	30	80	2.3	23.1	15.3	3	1.3	111.91	6.95	31.88	1.67	4172.33
Mariquita	MRQ 8	45.70%	21	764	36.3	6.2	17.3	90.00%	360.9	20	80	140	2.4	8.6	15.3	2.5	1.9	50.71	8.77	31.54	2.04	4303.8
Santa Maria	STM 1	90.70%	22.5	650	28.8	5.7	17.4	60.00%	200	0	100	170	1	9.4	9.9	2.4	2.3	21.9	11.85	18.31	1.81	6537.83
Santa Maria	STM 2	87.40%	21	465	22.2	5.8	17.7	70.00%	230.9	35	120	320	1.1	12.9	12.9	8.6	2.5	1.69		22.68	4.89	
Santa Maria	STM 3	68.00%	19.4	700	36.2	7.2	18	70.00%	246.1	0	60	150	1.1	12.8	12.4	2.1	2.1	51		2.01	1.16	
Santa Maria	STM 4	66.40%	40.3	875	21.7	6.9	18.5	50.00%	454.8	0	100	0	1.4		12.1	0	0	40.15	11.59	27.25		
Santa Maria	STM 5	54.80%	31.6	501.7	15.9	6	19.5	80.00%	241.8	25	75	220	1.5		11.6	2	1.1	26.15	4.7	8.51	3.46	1358.89
Santa Maria	STM 6	3.40%	17.9	420	23.5	6.5	19.2	80.00%	339.8	30	70	140	1.8		9.4	1.6	1.3	94.34	3.8	4.71	2.77	1370.56
Santa Maria	STM 7	0.00%	35.4	390		11		100.00%	1.5	50	65	0	2	10.3		1.1	0	2.8	3.42	6.92	6.83	500.64

APÊNDICE C - Distâncias calculadas pelo pacote riverdist entre todos os 30 pontos de coleta amostrados.

Site	ANL 1	ANL 2	ANL 3	ANL 4	ANL 5	ANL 6	ANL 7	ANL 8	ITA 1	ITA 2	ITA 3	ITA 4	ITA 5	ITA 6	ITA 7	MRQ 1	MRQ 2	MRQ 3	MRQ 4	MRQ 5	MRQ 6	MRQ 7	MRQ 8	STM 1	STM 2	STM 3	STM 4	STM 5	STM 6	STM 7	
ANL 1	0																														
ANL 2	483	0																													
ANL 3	1255	772	0																												
ANL 4	1857	1375	603	0																											
ANL 5	2279	1796	1024	422	0																										
ANL 6	2776	2293	1522	919	497	0																									
ANL 7	3539	3056	2284	1681	1259	762	0																								
ANL 8	4521	4038	3266	2664	2242	1745	983	0																							
ITA 1	25396	24913	24142	23539	23117	22620	21858	20875	0																						
ITA 2	24902	24419	23647	23045	22623	22126	21363	20381	494	0																					
ITA 3	24612	24129	23357	22754	22333	21836	21073	20091	785	290	0																				
ITA 4	24041	23558	22786	22184	21762	21265	20502	19520	1355	861	571	0																			
ITA 5	23692	23209	22437	21834	21413	20916	20153	19171	1704	1210	920	349	0																		
ITA 6	23052	22569	21797	21194	20773	20275	19513	18531	2345	1850	1560	989	640	0																	
ITA 7	22403	21920	21148	20545	20124	19626	18864	17882	2994	2499	2209	1638	1289	649	0																
MRQ 1	23361	22878	22106	21503	21081	20584	19822	18839	23295	22801	22511	21940	21591	20951	20302	0															
MRQ 2	22933	22450	21678	21075	20654	20157	19394	18412	22868	22374	22083	21512	21163	20523	19874	428	0														
MRQ 3	22216	21733	20961	20358	19937	19439	18677	17695	22151	21656	21366	20795	20446	19806	19157	1145	717	0													
MRQ 4	21811	21328	20556	19953	19532	19034	18272	17290	21746	21251	20961	20390	20041	19401	18752	1550	1122	405	0												
MRQ 5	21280	20797	20025	19423	19001	18504	17741	16759	21215	20721	20430	19860	19510	18870	18221	2080	1653	936	531	0											
MRQ 6	20824	20341	19569	18967	18545	18048	17285	16303	20759	20265	19974	19403	19054	18414	17765	2537	2109	1392	987	456	0										
MRQ 7	20046	19563	18791	18189	17767	17270	16507	15525	19981	19487	19196	18626	18276	17636	16987	3314	2887	2170	1765	1234	778	0									
MRQ 8	19680	19197	18425	17823	17401	16904	16142	15159	19615	19121	18831	18260	17911	17270	16621	3680	3253	2536	2131	1600	1144	366	0								
STM 1	23783	23300	22528	21925	21503	21006	20244	19261	13375	12881	12591	12020	11671	11031	10382	21682	21254	20537	20132	19601	19145	18367	18001	0							
STM 2	23451	22968	22196	21594	21172	20675	19912	18930	13044	12550	12259	11689	11340	10699	10050	21350	20923	20205	19800	19270	18814	18036	17670	332	0						
STM 3	22487	22004	21233	20630	20208	19711	18949	17966	12080	11586	11296	10725	10376	9736	9087	20386	19959	19242	18837	18306	17850	17072	16706	1295	964	0					
STM 4	21752	21270	20498	19895	19473	18976	18214	17231	11345	10851	10561	9990	9641	9001	8352	19651	19224	18507	18102	17571	17115	16337	15971	2030	1699	735	0				
STM 5	20900	20418	19646	19043	18621	18124	17362	16379	10493	9999	9709	9138	8789	8149	7500	18799	18372	17655	17250	16719	16263	15485	15119	2882	2551	1587	852	0			
STM 6	20587	20104	19332	18730	18308	17811	17048	16066	10180	9686	9395	8825	8476	7835	7186	18486	18059	17341	16936	16406	15950	15172	14806	3196	2864	1900	1165	313	0		
STM 7	20295	19812	19040	18437	18015	17518	16756	15773	9887	9393	9103	8532	8183	7543	6894	18194	17766	17049	16644	16113	15657	14879	14513	3488	3156	2193	1458	606	292	0	

APÊNDICE D - Afinidades atribuídas a cada táxon para cada categoria de caracteres funcionais

Táxon	Código	Caracteres Funcionais																				
		Tamanho				Grupo Func. Alimentar					Modo de Fixação			Formato de Corpo		Respiração						
		<2,5 mm	2,5 - 5 mm	5,0 - 10 mm	> 10 mm	Collector - Gatherer	Shredder	Scraper	Collector Filterer	Predator	Silk Gland	Swimmer	Crawler	Burrower	Temporary Attached	Case	Flat/Streamlined	Cylindrical	Air Store	Gills	Cutaneous	Stigmata
Baetidae	Baet	1	3	1	0	3	1	2	0	0	0	3	3	0	0	0	1	3	0	3	1	0
Belostomatidae	Belost	0	0	0	3	0	0	0	0	3	0	3	2	0	0	0	2	2	3	0	0	0
Calamoceratidae	Calamo	0	0	0	1	1	3	0	0	0	0	0	3	0	0	2	0	3	0	3	2	0
Calopterygidae	Calopt	0	0	0	2	0	0	0	0	3	0	1	3	0	0	0	0	3	0	3	0	0
Ceratopogonidae	Cerato	0	0	3	2	1	0	1	0	2	0	0	2	3	0	0	1	3	0	3	1	0
Chironominae	Chiro	0	0	3	0	3	1	1	0	1	1	1	2	2	1	0	1	3	0	3	2	0
Coenagrionidae	Coenag	0	0	0	3	0	0	0	0	3	0	3	1	0	0	0	0	3	0	3	1	1
Dixidae	Dixida	0	3	3	0	3	0	1	1	1	0	3	1	0	1	0	0	3	0	0	0	0
Elmidae	Elm	0	3	2	0	3	1	1	0	0	0	0	3	0	0	0	0	3	0	3	1	0
Elmidae (adulto)	Elmida	0	3	2	0	2	2	1	0	0	0	0	3	1	0	0	1	3	3	3	1	0
Empididae	Empidi	0	2	3	0	1	0	0	0	3	0	0	3	3	0	0	0	3	0	0	3	0
Gomphidae	Gomphi	0	0	3	3	0	0	0	0	3	0	1	3	0	0	0	0	3	0	3	1	1
Gripopterygidae	Gripop	0	1	2	0	1	1	0	0	2	0	1	3	0	0	0	2	0	0	3	1	0
Helicopsyche	Helico	0	3	0	0	0	0	2	3	0	2	0	3	1	2	3	0	3	0	0	3	0
Hydracarina	Hydrac	0	3	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	2	0	0	3	0
Hydrobiosidae	Hydrops	0	2	1	0	0	1	0	3	1	2	1	2	0	3	0	0	3	0	3	0	3
Hydroptilidae	Hydropt	3	0	0	0	1	1	3	0	0	1	0	3	0	1	3	0	2	0	1	3	0
Leptoceridae	Leptoc	0	2	2	2	2	1	2	0	0	0	0	3	0	0	0	0	3	0	1	3	0
Leptohiphidae	Leptoh	1	3	0	0	3	1	3	0	0	0	0	3	2	0	0	1	2	0	3	1	0
Leptophlebiidae	Leptop	0	1	3	0	2	1	2	1	0	0	1	3	0	0	0	2	2	0	3	1	3
Libellulidae	Libell	0	0	3	3	0	0	0	0	3	0	1	3	0	0	0	0	3	0	3	1	0
Naucoridae	Naucor	0	0	0	3	0	0	0	0	3	0	3	1	0	0	0	3	0	0	0	0	0
Perlidae	Perlid	0	0	2	1	1	1	0	0	3	0	1	3	0	0	0	2	0	0	3	0	0
Philopotamidae	Philop	0	0	2	0	0	1	0	3	0	2	0	3	0	3	0	0	3	0	0	3	0
Psephenidae	Psephe	0	0	3	0	2	0	3	0	0	0	0	3	0	0	0	3	0	0	3	1	3
Pyrilidae	Pyrali	0	0	1	3	0	2	1	0	0	0	1	3	2	3	0	2	3	0	3	0	0
Simulidae	Simuli	0	2	3	0	0	0	1	3	0	3	0	2	0	3	0	0	3	0	1	3	0
Stenochironomus	Stenoc	0	1	3	1	2	3	2	0	0	1	1	2	2	3	2	1	2	0	3	2	1
Tipulidae	Tipuli	0	0	3	3	1	1	0	0	3	0	0	1	3	0	0	0	3	0	2	2	3
Veliidae	Veliid	0	3	2	0	0	0	0	0	3	0	3	0	0	0	0	0	2	1	0	1	1

Rio	Itaperiti	Itaperiti	Itaperiti	Itaperiti	Itaperiti	Itaperiti	Itaperiti
Site	ITA 1	ITA 2	ITA 3	ITA 4	ITA 5	ITA 6	ITA 7
Chironominae	606	448	643	257	600	479	463
Leptohyphidae	208	584	1247	158	383	876	1329
Elmidae	1420	120	91	177	154	87	147
Baetidae	71	446	289	68	250	240	360
Simulidae	85	227	64	145	775	147	115
Hydropsychidae	8	30	0	4	17	36	8
Helicopsyche	16	0	8	24	33	8	115
Leptophlebiidae	201	2	0	12	27	0	15
Hydroptilidae	0	86	125	5	32	26	102
Stenochironomus	235	10	1	7	49	8	61
Elmidae (adulto)	51	87	0	3	56	17	64
Ceratopogonidae	18	29	34	14	8	4	58
Philopotamidae	17	10	0	4	8	0	1
Leptoceridae	28	0	0	14	0	0	0
Empididae	96	9	1	5	16	4	2
Libellulidae	1	1	24	0	0	0	8
Perlidae	17	7	0	4	20	0	1
Psephenidae	0	8	0	2	0	12	9
Naucoridae	0	13	0	6	0	0	3
Hydracarina	0	0	1	0	0	8	33
Veliidae	0	7	66	9	2	0	0
Gomphidae	0	4	0	0	16	1	0
Calamoceratidae	17	0	0	0	2	0	2
Gripopterygidae	24	0	0	8	2	4	0
Pyralidae	0	0	0	0	0	0	0
Trichoptera	0	4	0	0	8	8	0
Coenagrionidae	0	0	0	0	0	20	0
Tipulidae	2	1	0	0	0	8	0
Belostomatidae	0	0	0	0	0	0	0
Calopterigidae	0	0	0	0	9	0	1
Collembola	0	0	16	0	0	4	0
Dixidae	0	4	1	0	1	2	0
Serichostomatidae	0	0	0	0	0	0	0
Corydalus	0	0	24	0	0	0	0
Aeshnidae	0	0	0	1	10	0	0
Nectopsyche	17	0	0	0	0	0	0
Ecnomidae	0	0	0	0	0	0	0
Hydrophilidae	0	0	0	0	0	0	0
Dytiscidae	0	0	0	0	0	0	0
Culicidae	0	0	0	0	0	0	0
Psychodidae	0	0	0	0	0	0	0
Hydrobiosidae	0	0	0	0	0	0	0
Staphylinidae	0	0	0	0	1	0	0
Blephariceridae	0	0	0	0	0	0	0
Mesoveliidae	0	0	0	0	0	0	0
Megapodagrionidae	0	0	0	0	1	0	0
Protoneuridae	0	0	0	0	0	0	0
Polycentropodidae	0	0	0	1	0	0	0

Rio	Mariquita	Mariquita	Mariquita	Mariquita	Mariquita	Mariquita	Mariquita	Mariquita
Site	MRQ 1	MRQ 2	MRQ 3	MRQ 4	MRQ 5	MRQ 6	MRQ 7	MRQ 8
Chironominae	657	336	752	864	303	1488	587	371
Leptohyphidae	54	248	392	216	238	512	288	330
Elmidae	118	806	128	264	47	200	254	201
Baetidae	117	286	416	336	94	80	85	209
Simuliidae	198	718	184	40	79	256	446	166
Hydropsychidae	17	85	184	280	31	240	93	129
Helicopsyche	16	16	424	304	76	8	93	361
Leptophlebiidae	4	181	8	80	4	32	8	9
Hydroptilidae	41	16	40	24	6	48	29	56
Stenochironomus	33	28	46	51	11	93	14	7
Elmidae (adulto)	44	51	24	8	0	8	12	16
Ceratopogonidae	4	16	16	0	12	64	16	0
Philopotamidae	9	2	24	40	5	72	28	92
Leptoceridae	8	68	16	32	0	0	0	0
Empididae	0	0	0	8	6	16	8	8
Libellulidae	0	24	0	8	0	0	21	16
Perlidae	4	18	0	40	10	0	4	0
Psephenidae	0	16	0	0	0	32	12	4
Naucoridae	1	0	8	0	6	40	6	4
Hydracarina	1	0	0	0	0	0	0	0
Veliidae	0	0	0	0	0	0	5	0
Gomphidae	0	33	0	0	5	8	0	0
Calamoceratidae	0	12	8	16	0	0	0	0
Gripopterygidae	4	0	0	0	0	0	0	0
Pyralidae	4	16	0	0	0	0	8	8
Trichoptera	0	25	0	0	0	0	0	0
Coenagrionidae	0	0	0	8	2	0	0	0
Tipulidae	0	8	0	0	5	0	0	0
Belostomatidae	0	0	0	0	0	0	0	0
Calopterigidae	0	0	0	0	0	0	0	0
Collembola	0	0	0	0	0	8	0	0
Dixidae	0	0	0	0	0	0	0	0
Serichostomatidae	0	0	0	0	0	0	8	4
Corydalus	0	0	0	0	0	0	0	0
Aeshnidae	0	0	0	0	0	0	0	0
Nectopsyche	0	1	0	0	0	0	0	0
Ecnomidae	0	0	0	0	0	0	0	0
Hydrophilidae	0	8	0	0	0	0	0	0
Dytiscidae	0	0	0	0	0	0	0	0
Culicidae	0	0	0	0	0	0	0	0
Psychodidae	4	0	0	0	0	0	0	0
Hydrobiosidae	0	0	0	0	0	0	0	0
Staphylinidae	0	0	0	0	0	0	0	0
Blephariceridae	0	0	0	0	0	0	0	0
Mesoveliidae	0	0	0	0	0	0	0	0
Megapodagrionidae	0	0	0	0	0	0	0	0
Protoneuridae	0	0	0	0	0	0	0	0
Polycentropodidae	0	0	0	0	0	0	0	0

Rio

Santa Maria Santa Maria Santa Maria Santa Maria Santa Maria Santa Maria Santa Maria

Site	STM 1	STM 2	STM 3	STM 4	STM 5	STM 6	STM 7
Chironominae	507	928	444	772	1198	1049	1091
Leptohyphidae	40	67	119	293	429	379	150
Elmidae	77	164	73	256	267	96	111
Baetidae	49	243	145	230	483	349	169
Simuliidae	54	218	252	361	379	90	31
Hydropsychidae	4	5	30	224	75	56	4
Helicopsyche	12	0	0	12	0	13	5
Leptophlebiidae	112	33	49	94	122	0	0
Hydroptilidae	0	12	4	29	91	8	77
Stenochironomus	25	65	23	40	13	30	2
Elmidae (adulto)	5	39	17	57	24	28	4
Ceratopogonidae	21	24	8	8	49	32	16
Philopotamidae	0	0	25	4	3	1	0
Leptoceridae	39	9	4	1	9	8	0
Empididae	13	10	4	20	17	20	0
Libellulidae	4	0	2	17	17	4	53
Perlidae	8	0	7	57	9	0	0
Psephenidae	4	0	4	8	16	0	0
Naucoridae	8	0	0	0	9	2	5
Hydracarina	44	0	0	4	24	0	4
Veliidae	0	0	2	0	3	0	3
Gomphidae	0	0	0	0	0	0	1
Calamoceratidae	1	5	1	0	8	0	0
Gripopterygidae	0	5	0	12	0	0	0
Pyralidae	0	0	0	5	8	0	0
Trichoptera	0	0	0	0	0	0	0
Coenagrionidae	0	0	0	0	0	0	6
Tipulidae	0	0	4	0	1	4	0
Belostomatidae	0	0	0	5	9	5	10
Calopterigidae	1	14	0	0	0	0	0
Collembola	0	0	0	0	0	0	1
Dixidae	0	0	0	4	0	0	0
Serichostomatidae	0	0	0	0	0	0	0
Corydalus	0	0	0	0	0	0	0
Aeshnidae	9	0	0	0	0	0	0
Nectopsyche	0	0	0	0	0	0	0
Ecnomidae	0	0	0	0	16	0	0
Hydrophilidae	0	1	0	0	0	0	0
Dytiscidae	0	0	0	0	0	0	0
Culicidae	0	0	0	4	0	0	0
Psychodidae	0	0	0	0	0	0	0
Hydrobiosidae	0	2	0	0	0	0	0
Staphylinidae	0	0	0	0	0	0	0
Blephariceridae	0	0	0	0	0	0	0
Mesoveliidae	0	0	0	0	0	0	0
Megapodagrionidae	0	0	0	0	0	0	0
Protoneuridae	0	0	0	0	1	0	0
Polycentropodidae	0	0	0	0	0	0	0

APÊNDICE F - Afinidades das categorias de caracteres funcionais por ponto de coleta.

Ponto de Coleta	Caracteres Funcionais																					
	Tamanho				Grupo Func. Alimentar						Modo de Fixação						Formato de Corpo		Respiração			
	<2.5 mm	2.5 - 5 mm	5.0 - 10 mm	> 10 mm	Collector - Gatherer	Shredder	Scraper	Collector	Filterer	Predator	Silk Gland	Swimmer	Crawler	Burrower	Temporary Attached	Case	Flat/Streamlined	Cylindrical	Air Store	Gills	Cutaneous	Stigmata
ANL 1	0.37	1.36	1.90	0.10	2.53	0.97	1.50	0.29	0.53	0.66	0.75	2.48	1.22	0.73	0.16	0.77	2.72	0.03	0.04	2.76	1.57	
ANL 2	0.18	1.47	2.13	0.26	2.68	0.89	1.26	0.01	0.70	0.40	0.64	2.46	1.28	0.41	0.01	0.72	2.78	0.02	0.10	2.88	1.40	
ANL 3	0.11	1.50	2.31	0.29	2.69	0.95	1.12	0.02	0.62	0.41	0.80	2.50	0.99	0.42	0.00	0.67	2.92	0.13	0.08	2.84	1.47	
ANL 4	0.37	1.33	2.14	0.09	2.69	0.94	1.38	0.16	0.60	0.63	1.39	2.43	1.10	0.64	0.05	0.86	2.92	0.04	0.05	2.88	1.57	
ANL 5	0.20	1.43	2.24	0.08	2.36	1.06	1.22	0.44	0.51	0.81	0.95	2.40	1.04	0.97	0.19	0.71	2.88	0.18	0.10	2.75	1.60	
ANL 6	0.48	1.83	1.61	0.03	2.89	0.98	1.72	0.07	0.44	0.40	1.07	2.57	1.30	0.44	0.00	0.87	2.72	0.01	0.05	2.94	1.33	
ANL 7	0.43	1.44	1.71	0.02	2.92	0.99	1.77	0.05	0.54	0.53	0.76	2.46	1.73	0.55	0.00	0.96	2.63	0.01	0.01	2.97	1.50	
ANL 8	0.08	0.47	2.65	0.03	2.94	0.99	1.14	0.02	0.87	0.85	0.85	2.14	1.87	0.85	0.00	0.93	2.91	0.04	0.00	2.98	1.84	
ITA 1	0.09	1.98	2.22	0.12	2.60	1.11	1.25	0.19	0.34	0.38	0.42	2.69	0.81	0.54	0.18	0.54	2.75	0.05	0.06	2.80	1.42	
ITA 2	0.60	2.01	1.48	0.06	2.42	0.91	1.81	0.38	0.31	0.61	0.90	2.62	1.07	0.64	0.13	0.79	2.64	0.13	0.15	2.65	1.50	
ITA 3	0.74	2.02	1.12	0.05	2.69	0.92	2.14	0.08	0.38	0.38	0.67	2.64	1.50	0.38	0.15	0.85	2.45	0.03	0.10	2.77	1.40	
ITA 4	0.26	1.81	1.98	0.09	2.26	0.80	1.45	0.59	0.41	0.83	0.58	2.50	1.00	0.85	0.11	0.63	2.73	0.02	0.21	2.49	1.70	
ITA 5	0.30	1.76	2.12	0.06	1.83	0.71	1.45	1.03	0.34	1.27	0.61	2.41	0.90	1.32	0.12	0.59	2.77	0.07	0.33	2.27	1.95	
ITA 6	0.60	2.06	1.25	0.05	2.61	0.91	2.01	0.29	0.32	0.52	0.66	2.62	1.42	0.55	0.06	0.84	2.51	0.03	0.09	2.79	1.42	
ITA 7	0.69	2.23	1.03	0.07	2.57	0.95	2.16	0.25	0.22	0.42	0.57	2.72	1.44	0.47	0.27	0.83	2.45	0.07	0.04	2.69	1.43	
MRQ 1	0.22	1.15	2.40	0.06	2.30	0.92	1.25	0.54	0.53	1.06	0.81	2.31	1.18	1.13	0.18	0.71	2.88	0.10	0.15	2.57	1.91	
MRQ 2	0.20	2.07	2.13	0.16	1.94	0.77	1.32	0.89	0.24	0.92	0.53	2.60	0.47	0.98	0.06	0.48	2.81	0.05	0.25	2.44	1.64	
MRQ 3	0.35	1.86	1.50	0.05	1.99	0.81	1.58	0.92	0.37	0.99	0.85	2.55	1.08	1.11	0.56	0.63	2.81	0.03	0.08	2.31	1.75	
MRQ 4	0.24	1.62	1.73	0.08	2.09	0.91	1.34	0.79	0.51	0.88	0.90	2.52	0.99	1.04	0.43	0.65	2.81	0.01	0.02	2.52	1.58	
MRQ 5	0.37	1.71	1.62	0.11	2.25	0.83	1.64	0.61	0.49	0.83	0.71	2.51	1.33	0.89	0.29	0.75	2.67	0.00	0.13	2.52	1.66	
MRQ 6	0.23	1.12	2.14	0.11	2.28	0.93	1.32	0.55	0.64	0.95	0.69	2.31	1.39	1.11	0.11	0.79	2.72	0.01	0.12	2.68	1.66	
MRQ 7	0.23	1.65	2.05	0.08	1.88	0.72	1.34	0.99	0.42	1.19	0.51	2.41	0.98	1.27	0.20	0.54	2.80	0.02	0.24	2.32	1.84	
MRQ 8	0.36	2.00	1.36	0.05	1.75	0.74	1.56	1.13	0.29	1.05	0.59	2.66	0.92	1.19	0.64	0.50	2.79	0.02	0.09	2.07	1.81	
STM 1	0.09	1.01	2.46	0.19	2.49	0.90	1.24	0.31	0.64	0.71	0.81	2.26	1.36	0.76	0.09	0.90	2.73	0.01	0.09	2.59	1.81	
STM 2	0.19	1.15	2.45	0.09	2.47	0.95	1.25	0.38	0.58	0.91	0.97	2.33	1.23	0.98	0.10	0.78	2.90	0.06	0.13	2.72	1.80	
STM 3	0.23	1.41	2.30	0.06	2.11	0.83	1.33	0.80	0.45	1.10	0.82	2.37	1.02	1.18	0.05	0.72	2.81	0.04	0.23	2.49	1.83	
STM 4	0.24	1.56	2.07	0.08	2.07	0.88	1.28	0.76	0.53	0.96	0.77	2.43	0.95	1.09	0.08	0.70	2.72	0.07	0.16	2.63	1.55	
STM 5	0.36	1.47	2.03	0.09	2.37	0.86	1.47	0.46	0.48	0.80	0.91	2.44	1.10	0.83	0.10	0.79	2.76	0.03	0.14	2.65	1.66	
STM 6	0.35	1.37	2.00	0.07	2.67	0.96	1.50	0.22	0.59	0.69	1.02	2.41	1.44	0.74	0.06	0.87	2.80	0.05	0.06	2.84	1.60	
STM 7	0.32	0.81	2.29	0.15	2.69	0.93	1.31	0.07	0.78	0.74	0.99	2.31	1.47	0.74	0.14	0.84	2.85	0.03	0.04	2.83	1.75	

APÊNDICE G - Métricas calculadas baseadas na comunidade de mactroinvertebrados para os pontos de coleta.

Site	Riq. De Fam.	Riq de Fam. Tric.	% Diptera	Chiro/ Diptera	H	%EPT	% Plec.	% Partic.	Hydro/ Trich	Abund.	% Filt.	% Rasp.	Equit. (J)
ANL 1	21	6	0.45	0.95	1.95	0.42	0.004	0.00	0.40	2889	0.25	0.59	0.63
ANL 2	14	3	0.47	0.71	1.67	0.39	0.001	0.01	0.00	1894	0.05	0.43	0.58
ANL 3	12	2	0.45	0.90	1.62	0.16	0.000	0.00	0.10	200	0.00	0.35	0.65
ANL 4	14	2	0.53	0.90	1.57	0.37	0.000	0.00	0.44	1345	0.23	0.62	0.58
ANL 5	16	4	0.52	0.85	2.05	0.26	0.000	0.05	0.58	138	0.30	0.49	0.73
ANL 6	13	1	0.38	0.96	1.54	0.50	0.000	0.00	1.00	1551	0.00	0.78	0.58
ANL 7	12	2	0.50	1.00	1.23	0.46	0.000	0.00	0.76	1097	0.00	0.73	0.48
ANL 8	10	1	0.83	1.00	0.71	0.10	0.000	0.00	1.00	850	0.00	0.30	0.31
ITA 1	20	6	0.33	0.81	1.88	0.20	0.013	0.08	0.08	3156	0.18	0.34	0.61
ITA 2	20	3	0.34	0.63	2.00	0.55	0.003	0.00	0.23	2137	0.40	0.79	0.65
ITA 3	16	2	0.28	0.87	1.59	0.64	0.000	0.00	0.00	2620	0.27	0.87	0.56
ITA 4	21	6	0.46	0.62	2.06	0.33	0.013	0.01	0.08	928	0.42	0.56	0.67
ITA 5	23	5	0.58	0.45	1.99	0.32	0.009	0.02	0.17	2480	0.61	0.55	0.62
ITA 6	20	3	0.33	0.75	1.71	0.60	0.002	0.00	0.46	1996	0.30	0.87	0.55
ITA 7	20	5	0.24	0.75	1.83	0.68	0.000	0.02	0.04	2897	0.28	0.92	0.60
MRQ 1	19	5	0.67	0.77	1.79	0.21	0.006	0.02	0.19	1338	0.45	0.41	0.60
MRQ 2	23	7	0.36	0.33	2.23	0.31	0.006	0.01	0.38	3042	0.51	0.48	0.68
MRQ 3	15	6	0.37	0.80	2.07	0.57	0.000	0.02	0.26	2670	0.31	0.82	0.75
MRQ 4	17	6	0.37	0.95	2.13	0.52	0.015	0.03	0.40	2619	0.20	0.72	0.74
MRQ 5	17	4	0.44	0.75	1.99	0.49	0.011	0.01	0.26	940	0.31	0.75	0.69
MRQ 6	18	4	0.60	0.82	1.90	0.31	0.000	0.03	0.65	3221	0.35	0.55	0.65
MRQ 7	20	5	0.53	0.56	2.08	0.31	0.002	0.01	0.37	2025	0.52	0.56	0.68
MRQ 8	18	5	0.28	0.68	2.22	0.60	0.000	0.00	0.20	1992	0.41	0.80	0.75
STM 1	21	4	0.60	0.86	1.97	0.30	0.008	0.03	0.07	1038	0.23	0.33	0.64
STM 2	18	5	0.68	0.80	1.74	0.21	0.003	0.04	0.15	1856	0.36	0.43	0.59
STM 3	21	5	0.60	0.64	1.97	0.32	0.006	0.02	0.47	1219	0.50	0.52	0.64
STM 4	23	5	0.48	0.67	2.20	0.38	0.027	0.02	0.83	2517	0.41	0.59	0.69
STM 5	25	6	0.51	0.73	2.05	0.39	0.003	0.01	0.37	3280	0.39	0.59	0.63
STM 6	17	5	0.56	0.88	1.65	0.37	0.000	0.01	0.65	2174	0.22	0.65	0.57
STM 7	19	3	0.65	0.96	1.43	0.23	0.000	0.00	0.05	1746	0.25	0.45	0.48

APÊNDICE H - Métodos e resultados das e estimativas de parâmetros funcionais para os pontos de coleta.

Decomposição de Folhas

A taxa de decomposição de folhas foi estimada através de um experimento de *leaf packs* contendo folhas verdes da espécie *Guarea guidenia*, (L.) Sleuner, Meliaceae. Para cada ponto de coleta foram colocados 5 *leaf packs*, consistindo de 5 folhas frescas de tamanhos similares pesadas previamente (entre 8-11g). Os *leaf packs* foram então resgatados nos dias 2, 6, 15, 28 e 37 após a imersão. Após o resgate, o material foi levado para o laboratório e lavado em uma peneira de 250µm de forma a remover partículas inorgânicas e invertebrados. O material foi então seco em estufa a 60°C por 48h e pesado para a determinação de massa seca remanescente.

As taxas de decomposição (coeficiente “ k ”, dia⁻¹) foram calculados utilizando um modelo de decaimento exponencial unimodal, que assume que a perda de massa em um período de tempo é uma fração constante do material remanescente. O valor de k é negativo e de forma a associar maiores valores de k com maior velocidade de decomposição ele foi transformado em positivo. Para maiores detalhes, ver Silva-Araújo (2015).

Crescimento de Perífiton

A produtividade primária local foi determinada através de um experimento de colonização de substratos artificiais. Azulejos foram postos nos rios por 22 dias e retirados em três datas diferentes (Dias 5, 15 e 22 do experimento). Após a retirada, o perífiton acumulado nos azulejos foi raspado e o material resultante usado para análises laboratoriais. Para cada data foi estimada a biomassa de perífiton pelo método AFDM, bem como a concentração de clorofila por área, através dos mesmos métodos descritos para a quantificação dos estoques naturais do perífiton na seção 2. O acúmulo de biomassa ao longo dos dias foi ajustado a um modelo de crescimento logístico, sendo que os dados aqui utilizados são relativos à taxa de crescimento (r) estimado para cada um dos pontos de coleta. Para maiores detalhes, ver Lourenço (2015).

Metabolismo do Ecossistema

O metabolismo ecossistêmico foi calculado usando a metodologia de variação de concentração de O₂ dissolvido medida em canal aberto, onde a concentração de oxigênio na água do rio é medida em intervalos de tempo regulares durante um período mínimo de 24 horas

(Odum, 1956; Young & Huryn, 1996; Grace & Imberger, 2006). Neste método as variações na concentração de oxigênio ($\Delta O_2 = (C_T - C_{T0})/\Delta t$) são relacionados à sua produção pela fotossíntese ocorrendo nas horas de dia (Produção Primária Bruta – PPB), consumo pela respiração da comunidade (R), e trocas gasosas entre a água e atmosfera (reaeração).

As concentrações de oxigênio na água foram registradas a cada cinco minutos por um intervalo mínimo de 36 horas usando oxímetros equipados com registradores de dados (HOBO®-U26 oxygen logger, Onset Inc, MA, USA). A porcentagem de saturação de oxigênio na água foi calculada pelo mesmo aparelho, considerando diferenças na temperatura da água e altitude dos pontos amostrais (pressão atmosférica). As taxas de reaeração (kO_2) foram estimadas usando o método de regressão noturna (Young & Huryn 1996), onde esta taxa é estimada com base na própria curva de variação no oxigênio dissolvido. Este método usa as mudanças no oxigênio dissolvido logo após o período de produção primária (imediatamente após o por do sol) para estimar as taxas de difusão de gases. O coeficiente de reaeração para cada localidade foi assim estimado usando dados do período entre 17:00 e 21:00 horas.

As taxas de troca gasosa devido à reaeração dependem do déficit na saturação “D” ($D =$ concentração na saturação medida – Concentração 100% saturação). Assim, o metabolismo ecossistêmico por hora (i.e. a taxa de produção e/ou consumo de O_2) foi calculado em $g O_2 L^{-1} h^{-1}$ como a variação média na concentração por hora menos o produto entre o coeficiente de reaeração e déficit na saturação. Esses valores foram então multiplicados pela profundidade média do trecho para se obter os valores em $gO_2 m^{-2} h^{-1}$. A respiração ecossistêmica (R) em um dia foi computada como o somatório das mudanças na concentração de oxigênio durante a noite, somada a uma estimativa da respiração durante o dia (equação 3). A respiração no período diurno (R_{dia}) foi estimada através de regressão linear com os valores de oxigênio dissolvido da noite anterior e posterior aquele dia (Marzolf et al., 1994). A produção primária bruta diária (PPB) foi calculada como o somatório da taxa de variação no oxigênio dissolvido ($g O_2 m^{-2} h^{-1}$) durante o fotoperíodo (6:00 – 17:00) mais o módulo da respiração estimada para o período diurno (módulo da respiração já que por ser uma taxa de consumo a respiração é negativa) (equação 4). O metabolismo líquido diário (MLD) foi calculado como a diferença entre a PPB e a R em um ciclo de 24 horas, e o balanço entre produção e respiração expresso pela razão PPB/R. Para maiores detalhes, ver Silva-Junior (2017).

Site	Crescimento do perifiton (r)	Taxas de decomposição (k)	Respiração da comunidade em 24h (gO ₂ /m ²)	Produtividade primária bruta em 24h (g O ₂ /m ²)	Metabolismo líquido da comunidade (g O ₂ /m ²)	Razão Produção/Respiração
ANL 1	1.16	0.028	-4.28	0.97	-3.31	0.23
ANL 2	1.01	0.034	-3.48	0.34	-3.14	0.10
ANL 3		0.007	-5.57	0.65	-4.92	0.12
ANL 4	1.14	0.01	-9.43	0.17	-9.27	0.02
ANL 5	1.01	0.014				
ANL 6	1.19	0.009				
ANL 7	1.12		-8.89	0.69	-8.20	0.08
ANL 8		0.016	-0.42	-0.02	-0.44	-0.04
ITA 1	1.07	0.024	-0.13	0.12	-0.01	0.92
ITA 2	1.15	0.008	-0.40	0.30	-0.10	0.75
ITA 3	1.17	0.011	-0.67	0.01	-0.65	0.02
ITA 4	1.16	0.017	-0.30	-0.43	-0.73	1.46
ITA 5	1.14	0.021	-1.07	0.04	-1.02	0.04
ITA 6	1.08		-0.26	1.57	1.31	6.13
ITA 7	1.08	0.016	-0.24	0.09	-0.15	0.39
MRQ 1		0.021	-0.16	0.18	0.02	1.11
MRQ 2			-0.17	0.80	0.63	4.70
MRQ 3		0.017	-0.30	0.46	0.16	1.53
MRQ 4		0.032	-1.36	1.63	0.27	1.20
MRQ 5		0.017	-0.45	0.43	-0.02	0.95
MRQ 6		0.017	-4.16	1.43	-2.73	0.34
MRQ 7						
MRQ 8		0.015	-0.27	0.56	0.29	2.10
STM 1	0.83	0.008	-0.14	0.02	-0.13	0.12
STM 2	0.90	0.019	-0.30	-0.49	-0.80	-1.62
STM 3	0.91	0.025	-0.82	0.26	-0.56	0.32
STM 4	0.97	0.022	-0.86	0.49	-0.37	0.57
STM 5	0.94	0.016	-1.99	2.77	0.78	1.39
STM 6	1.03	0.014	-4.31	1.91	-2.40	0.44
STM 7	1.01	0.016				
