



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

Eduardo Francisco da Silva Junior

**Efeitos da cobertura vegetal ripária sobre o metabolismo e biodiversidade  
de córregos de Mata Atlântica na bacia do Rio Guapiaçú, RJ**

Rio de Janeiro

2017

Eduardo Francisco da Silva Junior

**Efeitos da cobertura vegetal ripária sobre o metabolismo e biodiversidade de córregos de Mata Atlântica na bacia do Rio Guapiaçú, RJ**

Tese apresentada, como requisito parcial para obtenção do título de Doutor, ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Área de concentração: Ecologia de sistemas marinhos e água doce.

Orientador: Timothy Peter Moulton

Rio de Janeiro

2017

CATALOGAÇÃO NA FONTE

UERJ / REDE SIRIUS / BIBLIOTECA CTC-A

S586 Silva Junior, Eduardo Francisco da.  
Efeitos da cobertura vegetal ripária sobre o metabolismo e biodiversidade de córregos de Mata Atlântica na bacia do Rio Guapiaçú, RJ / Eduardo Francisco da Silva Junior. – 2017.  
141f.: il.

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

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

CDU 577.472 (815.3)

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

---

Assinatura

---

Data

Eduardo Francisco da Silva Junior

**Efeitos da cobertura vegetal ripária sobre o metabolismo e biodiversidade de córregos  
de Mata Atlântica na bacia do Rio Guapiaçú, RJ**

Tese apresentada, como requisito parcial para obtenção do título de Doutor, ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Área de concentração: Ecologia de sistemas marinhos e água doce.

Aprovado em 20 de fevereiro de 2017.

Orientador:

---

Prof. Dr. Timothy Peter Moulton

Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes – UERJ

Banca Examinadora:

---

Dr. Fausto Machado da Silva

Universidade Federal do Rio de Janeiro

---

Prof.<sup>a</sup> Dr. Roberto de Moraes Lima Silveira

Universidade Federal do Mato Grosso

---

Prof.<sup>a</sup> Dra. Eugenia Zandonà

Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes – UERJ

---

Prof.<sup>a</sup> Dra. Rosana Mazzoni Buchas

Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes – UERJ

Rio de Janeiro

2017

## AGRADECIMENTOS

Agradeço a Coordenação de aperfeiçoamento de pessoal superior (CAPES) e ao Conselho Nacional de Pesquisa (CNPq) pelas bolsas de doutorado (CAPES) e doutorado sanduíche (CNPq) que me permitiram desenvolver os trabalhos apresentados aqui. A Fundação SOS Mata Atlântica e ao Grupo Brasil Kirin S.A. por financiarem parte da pesquisa apresentada aqui.

A Reserva Ecológica de Guapiaçú pelo apoio fundamental para o desenvolvimento dos estudos apresentados aqui. Agradeço especialmente aos gestores da reserva, Nicholas Locke e Raquel Locke e ao gerente de pesquisa Dr. Jorge Bizarro pelo apoio e confiança em depositados em mim.

Ao Prof. Dr. Timothy Peter Moulton, que acompanha minha vida acadêmica desde a graduação mesmo quando não era formalmente meu orientador. Obrigado por acreditar nas minhas ideias e capacidade de realizá-las, além de me apoiar de diversas formas que em muito transcendem o papel de um orientador.

Aos membros da banca, especialmente às professoras Dra. Eugenia Zandonà e Dra. Rosana Mazzoni, pelo apoio durante os vários projetos que desenvolvi durante o doutorado.

Ao Prof. Dr. Steven Arnold Thomas pela orientação sobre vários aspectos abordados na tese, bem como pelo apoio e orientação durante meu período de sanduíche na University of Nebraska-Lincoln. A Dra. Flavia Tromboni pelas análises de uso e cobertura do solo ripário utilizadas nesta tese, bem como pelo apoio em diversas atividades de campo. Ao Dr. Vinícius Neres de Lima pelas valorosas discussões sobre diversos aspectos teóricos abordados nesta tese.

Aos diversos amigos da UERJ e especialmente à Monalisa Araújo, Rafael Feijó, Leonardo Kleba, Luisa Manna, Jefferson Ribeiro, Beatriz Moreira Ferreira, Ivan Vasquez, Marlon Almeida, e Thiago Barros pelo auxílio em diversas atividades de campo.

Aos meus pais, Leocádia e Eduardo, obrigado por todo esforço que empregaram em minha educação mesmo diante de todas as dificuldades financeiras que uma família pobre enfrenta em um país tão desigual. Obrigado por me mostrarem o real valor do dinheiro e da vida! O passo que vocês deram ao guiarem um filho até aqui é um feito que terei dificuldade em igualar.

Vocês vêm pra cá e limpam tudo,  
Nós não que terra limpa,  
Nós precisa do mato!

*Índio Karib*

## RESUMO

SILVA JUNIOR, E. F. *Efeitos da cobertura vegetal ripária sobre o metabolismo e biodiversidade de córregos de mata atlântica na bacia do Rio Guapiaçú, RJ.* 2017. 141f. Tese (Doutorado em Ecologia e Evolução) – Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2017.

Alterações no uso e cobertura do solo causam modificações físicas em ecossistemas lóticos, como diminuição do sombreamento e entrada de matéria orgânica alóctone, enriquecimento trófico e entrada de poluentes. Estas modificações influenciam simultaneamente a composição da comunidade e os processos ecossistêmicos, o que compromete o funcionamento destes ecossistemas e sua capacidade de fornecer serviços ambientais (e.g. ciclagem de nutrientes, fornecimento de água e bens de consumo). Processos metabólicos ecossistêmicos (Produção Primária Bruta (PPB); e Respiração (R)) são de aspectos de grande interesse em estudos sobre a influência da vegetação ripária para ecossistemas de córregos, pois as taxas metabólicas são fortemente reguladas por variáveis como luminosidade, concentração de nutrientes e entrada de matéria orgânica alóctone, além de afetarem a biodiversidade. Em regiões tropicais as taxas de desmatamento são elevadas, enquanto a capacidade de regeneração das florestas é menor comparada a florestas temperadas. Esta tese apresenta estudos descritivos sobre o impacto do desmatamento ripário e consequentes mudanças na configuração física dos córregos sobre o metabolismo, estrutura da comunidade de macroinvertebrados aquáticos e distribuição e abundância de crustáceos decápodos na bacia do Rio Guapiaçú, RJ, bem como trabalhos de revisão bibliográfica sobre os efeitos do uso do solo no metabolismo de córregos. O estudo de revisão da bibliografia mostra que o uso do solo em diversas escalas geográficas eleva as taxas metabólicas de córregos, o que geralmente foi atribuído ao aumento na luminosidade e especialmente na concentração de nutrientes que estimula tanto a PPB quanto a R. É evidenciada uma grande escassez de estudos sobre o tema em córregos tropicais com apenas um estudo encontrado para córregos de Mata Atlântica. O estudo na Bacia do rio Guapiaçú demonstra que as taxas metabólicas de córregos de Mata Atlântica são positivamente relacionadas ao aumento do desmatamento ripário. Um modelo e análise de caminhos, criado para descrever a cascata de efeitos que liga o aumento de desmatamento às alterações metabólicas e aos impactos na biodiversidade indicou que a redução no sombreamento e o aumento na concentração de amônio levaram à redução da saturação mínima de oxigênio. Isso foi causado principalmente pelo aumento no consumo de oxigênio, como consequência do aumento nas taxas de PPB e R, esta última fortemente influenciada pela concentração de amônio na água. Essa queda na saturação de oxigênio foi a principal variável influenciando a redução na diversidade de macroinvertebrados aquáticos, que também foram afetados diretamente pela redução no sombreamento. Crustáceos decápodos (camarões e caranguejos) foram pouco abundantes em córregos da bacia, ocorrendo primariamente em córregos de menor porte, fortemente sombreados e com abundância de substratos de folhiço alóctone. Foi registrada a ocorrência de espécies anfídrômas, indicando relativa conectividade ecológica na bacia, uma vez que esses organismos utilizam todos os trechos ao longo do ciclo de vida. Estas espécies podem ser localmente extintas com a construção de uma represa no baixo curso do Rio Guapiaçú (em andamento), assim é recomendado que medidas mitigatórias (construção de passagens artificiais) sejam aplicadas.

Palavras-chave: Desmatamento ripário. Metabolismo de ecossistemas. *Macrobrachium sp.*

## ABSTRACT

SILVA JUNIOR, E. F. *Effects of riparian land cover in ecosystem metabolism and biodiversity of Atlantic rainforest streams in Guapiaçú River catchment, RJ*. 2017. 141 f. Tese (Doutorado em Ecologia e Evolução) – Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2017.

Land cover changes cause physical alterations in lotic ecosystems, as reductions in shading and input of allochthonous organic matter, eutrophication and pollutants inputs. These modifications simultaneously influence both; community composition and ecosystem process, compromising ecosystems function and its capacity of to provide ecosystem services (e.g. nutrient cycling, supply of water and products derived from biodiversity). Ecosystem metabolic process (Gross Primary Production (GPP); and Ecosystem Respiration (ER)), are very important aspects to study when assessing the influence of riparian vegetation on stream ecosystems, since these rates are strongly influenced by shading, nutrient concentration, and input of allochthonous organic matter and also affects biodiversity. Tropical areas face high deforestation rates, while the regeneration capacity of tropical forests is smaller compared to temperate ones. This thesis presents descriptive studies evaluating influences of riparian deforestation and related changes in abiotic template in stream metabolism, macroinvertebrates diversity and distribution and abundance of freshwater decapods in Guapiaçú River catchment, RJ, as well as a literature review of studies about the impacts of land use in stream metabolism. The review of literature shows that urban and agricultural land use increases metabolic rates in streams, what was usually attributed to shading reduction and specially to the increase in nutrients concentrations, which can stimulate both GPP and ER. It was also verified that there is a large scarcity of studies about this theme in tropical forest ecosystems and just one study was found to streams in this biome. The studies conducted in Guapiaçú River catchment show that both GPP and ER of streams in Atlantic Rainforest are positively related to riparian deforestation increase. A path analysis model developed to describe the cascade effects linking riparian deforestation to metabolic alterations and biodiversity changes indicated that reduction in shading and increases in ammonium concentration led to a reduction in oxygen daily minimum saturation. This was in part caused by increase of oxygen consumption, as consequence of increased in PPB and R rates, this last one strongly influenced by ammonium concentrations. This reduction on oxygen saturation was the mainly variable related to macroinvertebrates biodiversity reduction, which was also negatively affected by shading reduction. Freshwater decapods were few abundant in the studied catchment and occurred primarily in highly shaded small streams with abundance of leaf litter substrates. We registered the occurrence of amphidromous species, what indicates the maintenance of relative ecosystem connectivity along streams and rivers in the studied catchment, since these organisms uses all stretches during their life cycles. This species can be locally extinct due the construction of a dam in lower Guapiaçú River (in progress), thus we recommended that mitigation actions (e.g. constructions of artificial passages) should be applied.

Keywords: Riparian deforestation. Stream metabolism. *Macrobrachium sp.*



## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Localização geográfica, metodologia utilizada, tipo de impacto do uso do solo e escala geográfica apresentados nos estudos analisados.....	32
Figura 2 – Proporção de estudos que encontraram respostas metabólicas relacionadas ao uso do solo pela agropecuária (gráfico de pizza) e proporção das diferentes repostas da PPB e R encontradas nos estudos responsivos (gráfico de barras). ....	33
Figura 3 – Proporção de estudos que encontraram respostas metabólicas relacionadas a urbanização (gráfico de pizza) e proporção das diferentes repostas da PPB e R encontradas nos estudos responsivos (gráfico de barras) .....	34
Figura 4 – A bacia hidrográfica do Rio Guapiaçu e distribuição dos locais estudados. ....	63
Figura 5 – Caracterização do uso do solo ripário nos quatro córregos estudados.....	64
Figura 6 – Exemplos de locais de estudos com diferentes características ripárias.....	65
Figura 7 – Organograma de trabalho para modelagem de sistemas ecológicos usando SEM. ....	72
Figura 8 – Relação entre desmatamento ripário e variáveis físicas e químicas dos córregos. ....	80
Figura 9 – Exemplos de curvas da variação diária na concentração de O <sub>2</sub> nos locais estudados .....	83
Figura 10 – Relação entre desmatamento e variáveis metabólicas. ....	85
Figura 11 – Relação entre variáveis metabólicas. ....	86
Figura 12 – Relação entre variáveis físicas e variáveis ligadas ao metabolismo do ecossistema. ....	88
Figura 13 – Relação entre desmatamento e estrutura da comunidade de invertebrados. ....	91
Figura 14 – Modelo Completo contendo todas as correlações ligando o desmatamento ripário a mudanças no metabolismo ecossistêmico e diversidade de invertebrados.....	93
Figura 15 – Modelo final contendo as relações significativas ligando o desmatamento ripário a mudanças no metabolismo ecossistêmico e diversidade de invertebrados.....	94
Figura 16 – Localização dos locais de estudo na Bacia do rio Guapiaçú.....	121
Figura 17 – Diferenças na taxa de captura e na abundância total de decápodes entre diferentes substratos. ....	127
Figura 18 – Relação entre a abundância total de decápodes e variáveis ambientais.....	128

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Resumo dos estudos analisados nesta revisão .....	36
Tabela 2 – Localização geográfica e variáveis abióticas nos diversos locais de estudo. ....	78
Tabela 3 – Variáveis metabólicas e estrutura do perifíton nos locais estudados.....	82
Tabela 4 – Variáveis relacionadas à estrutura da comunidade de invertebrados bentônicos...	89
Tabela 5 – Parâmetros estatísticos para os modelos.....	95
Tabela 6 – Coeficientes totais “ $\alpha$ ” e parciais “ $\beta$ ” das relações apresentadas no modelo final.	96
Tabela 7 – Mediadas das variáveis físicas nos locais estudados .....	124
Tabela 8 – Abundância de crustáceos decápodos nos locais estudados. ....	126
Tabela 9 – Contribuição das variáveis ambientais para os eixos da PCA (scores). ....	127

## SUMÁRIO

	<b>INTRODUÇÃO GERAL</b> .....	12
1	<b>EFEITOS DO USO DO SOLO SOBRE AS TAXAS METABÓLICAS DE CÓRREGOS: UMA REVISÃO DAS RESPOSTAS ECOSISTÊMICAS</b> .....	24
1.1	<b>Resumo</b> .....	24
1.2	<b>Introdução</b> .....	25
1.3	<b>Metodologia de pesquisa</b> .....	28
1.4	<b>Resultados</b> .....	29
1.5	<b>Discussão</b> .....	40
1.6	<b>Conclusões</b> .....	47
1.7	<b>Referências</b> .....	48
2	<b>MODELANDO A INFLUÊNCIA DO USO DO SOLO RIPÁRIO SOBRE PROCESSOS METABÓLICOS DE CÓRREGOS DE MATA ATLÂNTICA</b> ....	56
2.1	<b>Resumo</b> .....	56
2.2	<b>Introdução</b> .....	57
2.3	<b>Metodologias</b> .....	62
2.3.1	<u>Área de estudo</u> .....	62
2.3.2	<u>Caracterização de uso e cobertura do solo</u> .....	63
2.3.3	<u>Variáveis físicas e químicas</u> .....	66
2.3.4	<u>Perifíton</u> .....	67
2.3.5	<u>Comunidade de invertebrados bentônicos</u> .....	67
2.3.6	<u>Metabolismo ecossistêmico</u> .....	68
2.3.7	<u>Análise dos dados</u> .....	70
2.4	<b>Resultados</b> .....	76
2.4.1	<u>Uso do solo</u> .....	76
2.4.2	<u>Variáveis físicas e químicas e sua relação com o desmatamento</u> .....	77
2.4.3	<u>Perifíton e sua relação com o desmatamento</u> .....	80
2.4.4	<u>Metabolismo e sua relação com o desmatamento</u> .....	81
2.4.5	<u>Relação entre metabolismo e variáveis abióticas</u> .....	86
2.4.6	<u>Estrutura da comunidade de invertebrados bentônicos</u> .....	88
2.4.7	<u>Relações entre estrutura da comunidade de invertebrados bentônicos, desmatamento, variáveis abióticas e metabolismo</u> .....	90

2.4.8	<u>Modelo - Análise de relações causais entre desmatamento ripário, mudanças nas variáveis ambientais e mudanças no metabolismo e comunidade bentônica</u> .....	92
2.5	<b>Discussão</b> .....	97
2.5.1	<u>Desmatamento e variáveis abióticas</u> .....	97
2.5.2	<u>Metabolismo ecossistêmico e sua relação com o uso do solo</u> .....	101
2.6	<b>Referências</b> .....	110
3	<b>DISTRIBUIÇÃO E ABUNDÂNCIA DE DECÁPODES DE ÁGUA DOCE E SUA ASSOCIAÇÃO COM VARIÁVEIS AMBIENTAIS EM UMA BACIA HIDROGRÁFICA DE MATA ATLÂNTICA QUE SERÁ REPRESADA</b> .....	117
3.1	<b>Resumo</b> .....	117
3.2	<b>Introdução</b> .....	118
3.3	<b>Material e Métodos</b> .....	120
3.3.1	<u>Área do estudo</u> .....	120
3.3.2	<u>Variáveis ambientais</u> .....	121
3.3.3	<u>Amostragem de decápodes</u> .....	121
3.3.4	<u>Análises estatísticas</u> .....	122
3.4	<b>Resultados</b> .....	123
3.5	<b>Discussão</b> .....	128
3.6	<b>Referências</b> .....	132
	<b>CONCLUSÕES GERAIS</b> .....	137
	<b>ANEXO A</b> – Versão publicada do Capítulo 1 na revista <i>Acta Limnologica Brasiliensia</i> , vol 28, e10. ....	140
	<b>ANEXO B</b> – Versão publicada do Capítulo 3 na revista <i>Brazilian Journal of Biology Brasiliensia</i> , Vol.77 (4) .....	141

## INTRODUÇÃO GERAL

A continuidade e desenvolvimento da humanidade são atrelados às condições ambientais do Planeta, tanto devido a limitações decorrentes de condições climáticas e geológicas, quanto à necessidade de exploração de recursos naturais e manutenção de processos ecológicos (DAILY, 1997). Os processos ecológicos que permitem a contínua exploração de recursos naturais e fornecem suporte para atividades humanas são considerados serviços ambientais. Estes serviços abrangem tanto a produção de bens de consumo extraídos de ecossistemas naturais, como: pescado, fibras e produtos químicos; quanto serviços de suporte e regulação como: reciclagem de nutrientes, purificação da água e controle climático (CONTANZA et al., 1997; DAILY, 1997). O sistema econômico global e a própria existência humana iriam ruir caso o fornecimento de serviços ambientais fosse interrompido, contudo, estes serviços não são capturados de maneira adequada pela estrutura econômica atual sendo até recentemente considerados externalidades econômicas (CONSTANZA et al., 1997).

Processos ecológicos em ecossistemas (e.g. produção de biomassa, decomposição de material orgânico e reciclagem de nutrientes) acontecem devido a interações energéticas entre os organismos e destes com o meio, e são responsáveis pelo fluxo de energia e matéria, e conseqüentemente pelo funcionamento do sistema (PATTEN & ODUM, 1981). O meio físico e a biodiversidade compõem a estrutura na qual os processos ecológicos ocorrem, inclusive processos que produzem novos componentes estruturais. Dessa forma, processos ecológicos são responsáveis tanto por serviços ecossistêmicos de suporte e regulação (e.g. reciclagem de nutrientes, melhoria da qualidade da água) como de provisão (e.g. produção de biomassa de pescado) (FISHER et al., 2014), enquanto a biodiversidade é responsável pela variedade de bens que pode ser fornecida por um ecossistema e também à sua resiliência frente a perturbações (BALVANERA et al., 2006; FISHER et al., 2014).

Atualmente é reconhecido que grande parte dos ecossistemas naturais, originalmente controlados exclusivamente por fatores naturais como clima e geologia, têm se tornado cada vez mais sujeitos ao controle e regulação pela ação antrópica, que é impulsionada por forças econômicas, sociais e culturais (TURNER et al., 1990; MAYBECK et al., 2003; STEFFEN et al., 2007). Essa tendência levou a elaboração do conceito de “Saúde de ecossistemas”, que engloba uma noção humana de valores na avaliação do estado ecológico dos ecossistemas. Um ecossistema “saudável” é aquele que mesmo sob influência do uso humano mantém processos ecológicos e composição de espécies similar à situação original, de forma que a

oferta de serviços ambientais não é comprometida (CONSTANZA et al., 1992; KARR et al., 1999). Esse conceito é alinhado com o conceito de sustentabilidade, uma vez que realizar o uso sustentável dos ecossistemas significa realizar sua exploração de um modo que assegure a manutenção da sua saúde (e assim dos produtos ou benefícios obtidos), mesmo que essa exploração resulte em alterações em relação à condição ambiental pristina.

Conforme os ambientes naturais são degradados pelas atividades humanas sua capacidade de fornecer serviços ambientais diminui. Uma avaliação da oferta de 24 diferentes serviços ambientais feita em 2005 por um grupo de trabalho das nações unidas (Millennium Ecosystem Assessment. (2005). *Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis*. Island Press, Washington, DC). concluiu que a oferta de 15 dos serviços avaliados, incluindo captura de pescado, purificação de água, e regulação climática e hídrica, diminuiu significativamente nos últimos 50 anos. Portanto, enquanto a humanidade experimenta um momento de intenso crescimento socioeconômico que leva a uma grande demanda por serviços ambientais, a incapacidade de associar-lhes um valor econômico objetivo tem levado a sua exploração inadequada resultando em diminuição na sua oferta.

No final do último século tiveram início esforços para quantificar e incorporar o valor dos serviços ambientais na estrutura econômica. Na tentativa de estimar o valor econômico global dos diversos serviços ambientais, Constanza et al. (1997) realizaram uma síntese de estudos avaliando o valor econômico de 17 serviços ambientais prestados por diferentes ecossistemas. As estimativas apresentadas neste estudo ficaram entre 16 e 54 trilhões de dólares com valor médio de 33 trilhões de dólares, o que representa quase o dobro do produto mundial bruto na época (18 trilhões). Com o crescente reconhecimento sobre a importância econômica da preservação dos ecossistemas naturais, também surgiram em novas iniciativas para quantificar e associar valor econômico aos serviços por eles prestados (BALMFORD et al., 2002; NAIDOO et al., 2008). Atualmente existem e estão em expansão diversos sistemas de pagamento por serviços ambientais, que funcionam principalmente através de mecanismos de compensação financeira para usuários (e.g. donos de terra, indústrias) que controlam o uso destes recursos visando sua manutenção (BALMFORD et al., 2002; WUNDER, 2007; Política Nacional de recursos Hídricos, Lei nº 9.433).

Ecossistemas aquáticos continentais têm papel primordial no estabelecimento de populações humanas uma vez que fornecem serviços fundamentais para a vida e o desenvolvimento socioeconômico, incluindo: serviços de provisão, como fornecimento de água e alimentos; de suporte, com reciclagem e transporte de carbono e nutrientes; e de

regulação, como controle hidrológico e climático (POSTEL & CARPENTER, 1997; GILLER et al., 2004; VIGERSTOL et al., 2011). Rios e córregos são usados ainda para geração de energia elétrica e transporte de pessoas e cargas, além de possuírem grande valor cultural através das épocas. Devido a essa grande dependência humana por serviços e bens fornecidos por estes ecossistemas, eles estão entre os que são mais intensamente controlados pela ação humana. A influência antrópica em rios e córregos acontece tanto por interferência direta; através da construção de estruturas de engenharia hídrica, exploração de espécies e lançamento de poluentes; quanto indireta, como consequência das alterações climática e alterações nos ecossistemas terrestres circundantes, especialmente mudanças no uso e cobertura do solo (GILLER et al., 2004; VÖRÖSMARTY et al., 2010).

Ecossistemas lóticos concentram e transportam muito material oriundo dos ambientes terrestres circundantes, além disso, são fortemente ligados a vegetação ripária, que controla a entrada de luz e material orgânico alóctone, especialmente em córregos de menor porte (WALLACE et al., 1999). Alterações no uso e cobertura do solo associadas à expansão da agropecuária e urbanização modificam a estrutura física, causam a entrada de nutrientes e poluentes, e alteram a entrada de carbono alóctone em córregos (GREGORY et al., 1991; JOHNSON et al., 1997). Estes impactos afetam tanto a biodiversidade quanto os processos ecológicos nestes ambientes, (STEPHENSON & MORIN, 2009; SILVA-JUNIOR et al., 2014).

Devido à natureza unidirecional do fluxo de água, rios e córregos apresentam grande conectividade longitudinal, onde características de um trecho são dependentes de condições ripárias a montante (NEWBOLD et al., 1982; HARDING et al., 2006), assim, córregos de cabeceira são de grande importância para a manutenção das condições ambientais em rios uma bacia. Além disso, em regiões de transição entre diferentes tipos de vegetação deve ocorrer a formação de ecótonos longitudinais, onde características ambientais de um trecho “penetram” em alguma extensão no trecho a jusante. Por exemplo, a elevada temperatura da água decorrente da insolação em áreas campestres demora alguma distância para reduzir devido ao sombreamento quando o rio chega a regiões florestadas (RUTHERFORD et al., 1997). A formação destes ecótonos longitudinais deve ser especialmente importante para rios percorrendo áreas de mosaico vegetacional, como ocorre em paisagens agrícolas fragmentadas.

A biota também promove a ligação entre trechos de um rio através da movimentação de animais migratórios que transferem recursos e energia de uma região a outra. Muitas

espécies (e.g. peixes reofílicos, camarões anfídromos) evoluíram de forma a ajustar seus ciclos de vida para explorar diferentes trechos do contínuo do rio em diferentes épocas e podem ser extintas caso sejam impedidas de migrar livremente, ou caso um destes ambientes não apresente mais as condições adequadas a sua sobrevivência. Por exemplo, em bacias hidrográficas costeiras, muitos camarões habitando córregos de cabeceira em regiões serranas, passam seus primeiros estágios do desenvolvimento em regiões estuarinas onde se alimentam de plâncton migrando para áreas a montante conforme crescem. Assim, impactos localizados como a construção de uma represa ou poluição da região estuarina, podem causar a extinção desses animais em toda uma bacia hidrográfica (HOLMQUIST, et al., 1998). Como estas espécies têm forte papel em processos ecológicos e na estruturação do ecossistema (MOULTON et al., 2010), sua extinção pode causar efeitos na estrutura da comunidade e no funcionamento do ecossistema de toda uma bacia hidrográfica.

A elaboração de estratégias de manejo e gestão dos diversos serviços providos por um ecossistema deve ser subsidiada pelo conhecimento sobre como este ecossistema é afetado pelos possíveis impactos, especialmente as consequências destes impactos sobre os processos ecológicos. Ferramentas para valorar serviços ambientais, e avaliar os efeitos de impactos antrópicos na saúde de rios foram desenvolvidas para rios de ambientes temperados (WRIGHT et al., 1998; BARBOUR et al., 1999; SMITH et al., 1999; LOOMIS et al., 2000; BARON et al., 2002; CLARKE, 2003) onde o conhecimento sobre processos ecológicos é mais desenvolvido (MEYER et al., 2005). Recentemente tiveram início iniciativas semelhantes em ambientes tropicais, (KAISER & ROUMASSET, 2002; PATTANAYAK et al., 2004; BAPTISTA et al., 2007; PERT et al., 2010), contudo um maior desenvolvimento dessas ferramentas é limitado pela escassez de conhecimento sobre as respostas de processos ecológicos as perturbações antrópicas em córregos tropicais.

Ambientes tropicais são considerados mais vulneráveis à conversão em paisagens agrícolas (HOUGHTON, 1994; SKOLE et al., 1994), contudo as taxas de desmatamento de regiões tropicais superam a de regiões temperadas e continuam a crescer (HANSEN et al., 2013). Além disso, a aplicação direta do conhecimento derivado de pesquisas em regiões temperadas para ecossistemas de córregos tropicais é inadequada, uma vez que existem importantes diferenças ecológicas entre ambientes, incluindo: sazonalidade, diferenças na composição de espécies e papel destas em processos ecológicos, além de diferenças nas características das atividades humanas que impactam esses sistemas.



Em córregos tropicais, apesar da grande abundância de material vegetal de origem alóctone, parece haver maior importância de fontes de produção primária autóctone (i.e. algas perifíticas) para a cadeia trófica metazoária (BRITO et al., 2006; NERES-LIMA et al., 2016), o que contrasta com o modelo desenvolvido para rios temperados (i.e. VANNOTE et al., 1980). Além disso, o papel dos diferentes grupos de organismos pode variar entre regiões. Por exemplo, a importância relativa de insetos fragmentadores no processo de decomposição parece ser menor em regiões tropicais onde macroconsumidores (e.g. camarões, peixes) e microrganismos parecem ter maior importância relativa (IRONS et al., 1997; MOULTON et al., 2010). Existem ainda grandes diferenças nas espécies cultivadas e as práticas de manejo pecuário, com maior uso de fertilizantes em culturas agrícolas e predominância de pecuária intensiva em regiões temperadas (CARPENTER et al., 1998; OMETTO et al., 2000).

A perda de biodiversidade como resposta de riachos às mudanças no uso e cobertura do solo é bem conhecida tanto em regiões temperadas como tropicais (NAIMAN et al., 1993; STEPHENSON & MORIN, 2009; BAPTISTA et al., 2007), contudo, dada a velocidade das mudanças e a grande diversidade biológica dos trópicos, é provável que a potencial perda de biodiversidade nestes ambientes supere a nossa capacidade de compreender as suas implicações (PIMM et al., 1995). Estudos avaliando a resposta de processos ecológicos em córregos tropicais aos impactos do uso do solo representam atualmente apenas uma pequena fração dos trabalhos estudando rios de regiões temperadas (SILVA-JUNIOR, 2016 - Capítulo 1 desta tese). Além disso, modelos preditivos que permitem estimar a resposta da biodiversidade e processos ecológicos a impactos do uso solo são raros para regiões tropicais.

Os processos metabólicos no nível de ecossistema são produto do metabolismo dos organismos produzindo carbono orgânico e consumindo esta e outras eventuais fontes de carbono disponível (e.g. exportado a partir de outro ambiente). O metabolismo ecossistêmico é a combinação da produção primária bruta (PPB) e da respiração ecossistêmica (R), onde razão entre estas duas variáveis (PPB/R) indica a importância relativa das fontes de energia do ecossistema; fotossíntese autóctone ou importação de matéria orgânica alóctone (MEYER, 1989). Enquanto as taxas de produção primária têm papel central na estruturação das cadeias tróficas, as taxas de respiração se relacionam as taxas de produção secundária e decomposição de material alóctone. O metabolismo de um córrego também influencia a quantidade de oxigênio disponível para a biota (geralmente sensível a hipóxia) e a configuração física do córrego (e.g. influenciando a dinâmica de processamento e acúmulo de folhiço). Portanto, processos metabólicos são aspectos centrais do fluxo energético que integram informações de

outros processos como decomposição e ciclagem de nutrientes (HALL & TANK, 2003; GÜCKER & PUSCH, 2006) e fornecem dados sobre a base trófica e capacidade suporte de um ecossistema.

Córregos são em geral ambientes heterotróficos que processam muito carbono proveniente da vegetação terrestre circundante e têm produção limitada pelo sombreamento causado pela vegetação ripária (ALLAN & CASTILLO, 2007). Devido a esse forte controle, as taxas metabólicas de rios e córregos são sensíveis a impactos ligados a mudanças cobertura e práticas de uso do solo (ALLAN, 2004). Todavia, apesar da importância central desse processo no funcionamento de ecossistemas lóticos existem poucos estudos sobre o efeito de impactos ambientais no metabolismo de córregos tropicais (SILVA-JUNIOR et al., 2016 – Capítulo 1 desta tese). Para o bioma mata atlântica existe apenas um estudo (SILVA-JUNIOR et al., 2014) realizado em região de transição deste bioma com o cerrado, mostrando efeitos significativos tanto da agricultura quando da urbanização sobre as taxas metabólicas de córregos.

Assim, considerando a necessidade de aumentar o conhecimento sobre como o uso do solo e características da vegetação ripária afetam processos metabólicos e a biodiversidade de córregos tropicais. Os objetivos gerais desta tese são:

- Realizar uma revisão sobre o estado da arte e distribuição dos estudos relacionando o uso do solo e o metabolismo de rios, consolidando as informações até agora produzidas e apontando as lacunas no conhecimento;
- Estudar como o uso do solo ripário (cobertura vegetal) afeta o metabolismo e a biodiversidade de córregos tropicais, por intermédio de alterações nas variáveis físicas e químicas;
- Estudar os fatores que afetam a distribuição de organismos (insetos aquáticos, crustáceos) em córregos da bacia do Rio Guapiaçu, RJ.

A fim de alcançar estes objetivos esta tese foi estruturada em três capítulos que buscam elucidar as questões apresentadas acima:

Capítulo 1: Efeitos do uso do solo sobre as taxas metabólicas de córregos: uma revisão das respostas ecossistêmicas. Neste capítulo são apresentados os conceitos fundamentais e estado da arte no tema. Após isso é realizado uma análise cienciométrica analisando distribuição geográfica, tipos de impacto estudados, metodologias de estudo e escalas de

impacto estudadas; bem como as resposta das variáveis metabólicas às alterações estudadas e os prováveis mecanismos que causam estas alterações.

Capítulo 2: Modelando a influência do uso do solo ripário sobre os processos metabólicos de córregos de Mata Atlântica. Neste capítulo é apresentado um estudo analisando a relação entre uso do solo em diferentes escalas geográficas (e.g. bacia hidrográfica, corredor ripário) e o metabolismo de córregos de mata atlântica na Bacia do Rio Guapiaçú, RJ. No estudo além de analisar as relações gerais entre metabolismo e uso do solo é construído um modelo teórico matemático (i.e. análise de caminhos) relacionando mecanisticamente o desmatamento com o metabolismo de rios através de mudanças nas características físicas dos córregos.

Capítulo 3: Fatores influenciando a distribuição de crustáceos decápodos em córregos de Mata Atlântica na bacia do Rio Guapiaçú, RJ. Neste capítulo é apresentado um estudo sobre a distribuição das espécies de decápodos em córregos de diferentes ordens na bacia do Rio Guapiaçú e são analisadas as relações entre abundância destes organismos e fatores ambientais como características do substrato, ordem do córrego e desmatamento ripário.

Ao fim dos quatro capítulos são apresentadas conclusões gerais sobre os efeitos do uso do solo na biodiversidade e processos metabólicos de córregos (em especial córregos tropicais). Nesta seção são discutidos ainda os avanços alcançados nesta tese e principais lacunas do conhecimento sobre o tema a serem preenchidas.

## Referências

- ALLAN, J. D. (2004). Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*, 35: 257-284.
- ALLAN, J. D., & CASTILLO, M. M. (2007). *Stream ecology: structure and function of running waters*. Springer Science & Business Media.
- BALMFORD, A., BRUNER, A., COOPER, P., COSTANZA, R., FARBER, S., GREEN, R. E., & MUNRO, K. (2002). Economic reasons for conserving wild nature. *Science*, 297(5583): 950-953.
- BALVANERA, P., PFISTERER, A.B., BUCHMANN, N., HE, J.S., NAKASHIZUKA, T., RAFFAELLI, D., & SCHMID, B., 2006. Quantifying the evidence for biodiversity effects on ecosystem functioning and services. *Ecology Letters* 9: 1146–1156.
- BAPTISTA, D. F., BUSS, D. F., EGLER, M., GIOVANELLI, A., SILVEIRA, M. P., & NESSIMIAN, J. L. (2007). A multimetric index based on benthic macroinvertebrates for evaluation of Atlantic Forest streams at Rio de Janeiro State, Brazil. *Hydrobiologia*, 575(1): 83-94.
- BAPTISTA, D. F. (2009). The use of macroinvertebrates in biomonitoring aquatic ecosystems. *Oecologia Australis*, 12(3): 425-441.
- BARBOUR, M.T., J. GERRITSEN, B.D. SNYDER, AND J.B. STRIBLING. 1999. *Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish*, Second Edition. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water; Washington, D.C.
- BARON, J. S., POFF, N. L., ANGERMEIER, P. L., DAHM, C. N., GLEICK, P. H., HAIRSTON, N. G., ... & STEINMAN, A. D. (2002). Meeting ecological and societal needs for freshwater. *Ecological Applications*, 12(5): 1247-1260.
- BRITO, E. F., MOULTON, T. P., SOUZA, M. L. D., AND BUNN, S. E. (2006). Stable isotope analysis indicates microalgae as the predominant food source of fauna in a coastal forest stream of Southeast Brazil. *Austral Ecology* 31: 623-633.
- CARPENTER, S. R., CARACO, N. F., CORRELL, D. L., HOWARTH, R. W., SHARPLEY, A. N., & SMITH, V. H. (1998). Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological applications*, 8(3): 559-568.
- CLARKE, R. T., WRIGHT, J. F., & FURSE, M. T. (2003). RIVPACS models for predicting the expected macroinvertebrate fauna and assessing the ecological quality of rivers. *Ecological Modelling*, 160(3): 219-233.

COSTANZA R. (1992) Toward an operational definition of ecosystem health. *Ecosystem Health: New Goals for Environmental Management* (Eds R. Costanza B.G. Norton and B.D. Haskell), pp. 239±256. Island Press, Washington, DC

DAILY, G. (1997). *Nature's services: societal dependence on natural ecosystems*. Island Press.

FISHER, J. A., PATENAUDE, G., GIRI, K., LEWIS, K., MEIR, P., PINHO, P., ... & WILLIAMS, M. (2014). Understanding the relationships between ecosystem services and poverty alleviation: A conceptual framework. *Ecosystem services*, 7, 34-45.

GÜCKER, B., & PUSCH. M.T. (2006): Regulation of nutrient uptake in eutrophic lowland streams. *Limnology and Oceanography* 51: 1443-1453. Wiley and Sons, Chichester, UK, pp. 125–135.

GILLER, P.S., COVICH, A.P., EWEL, K.C., HALL, R.O. & MERRITT, D.M. (2004): Vulnerability and management of ecological services in freshwater systems. In: *Sustaining Biodiversity and Ecosystem Services in Soils and Sediments* (ed. D.H. Wall), pp.137–160. SCOPE Series No. 64. Island Press, Washington, DC.

GREGORY S.V., SWANSON F.J., MCKEE W.A. & CUMMINS K.W. (1991): An ecosystem perspective of riparian zones. *BioScience* 41: 540–551.

HALL JR, R. O., & TANK, J. L. (2003). Ecosystem metabolism controls nitrogen uptake in streams in Grand Teton National Park, Wyoming. *Limnology and Oceanography*, 48(3): 1120-1128.

HANSEN, M. C., POTAPOV, P. V., MOORE, R., HANCHER, M., TURUBANOVA, S. A., TYUKAVINA, A., & KOMMAREDDY, A. (2013). High-resolution global maps of 21st-century forest cover change. *Science*, 342(6160): 850-853.

HARDING, J. S., CLAASSEN, K., & EVERS, N. (2006). Can forest fragments reset physical and water quality conditions in agricultural catchments and act as refugia for forest stream invertebrates?. *Hydrobiologia*, 568(1): 391-402.

HOLMQUIST, J.G., SCHIMIDT-GENGENBACH, J.M. & YOSHIOKA, B.B., 1998. High dams and marine-freshwater linkages: effects on native and introduced fauna in the Caribbean. *Conservation Biology*, 12(30): 621-630.

HOUGHTON, R. A. (1994). Land-Use Change and Tropical Forests. *BioScience*, May, 44: 305-31.

IRONS, J. R., OSWOOD, M. W., STOUT, R. J., & PRINGLE, C. M. (1994): Latitudinal patterns in leaf litter breakdown: is temperature really important? – *Freshw. Biol.* 32: 401-411.

JOHNSON L.B., RICHARDS C., HOST G.E. & ARTHUR J.W. (1997): Landscape influences on water chemistry in Midwestern stream ecosystems. *Freshwater Biology*, 37: 193– 208.

- KAISER, B., & ROUMASSET, J. (2002). Valuing indirect ecosystem services: the case of tropical watersheds. *Environment and Development Economics*, 7(04): 701-714.
- KARR, J. R. (1999): Defining and measuring river health. *Freshwater Biology* 41: 221–234.
- LOOMIS, J., KENT, P., STRANGE, L., FAUSCH, K., & COVICH, A. (2000). Measuring the total economic value of restoring ecosystem services in an impaired river basin: results from a contingent valuation survey. *Ecological economics*, 33(1): 103-117.
- MEYER, J. L. (1989): Can P/R ratio be used to assess the food base of stream ecosystems? A comment on Rosenfeld and Mackay (1987). *Oikos* 54: 119–121.
- MEYBECK, M. (2003). Global analysis of river systems: from Earth system controls to Anthropocene syndromes. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, 358(1440): 1935-1955.
- MEYER, J. L., PAUL, M. J., & TAULBEE, W. K. (2005). Stream ecosystem function in urbanizing landscapes. *Journal of the North American Benthological Society*, 24(3), 602-612.
- MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (2005) *Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis* (Island Press, Washington, DC).
- MOULTON, T.P., MAGALHÃES-FRAGA, S.A., BRITO, E.F. & BARBOSA, F.A., 2010. Macroconsumers are more important than specialist macroinvertebrate shredders in leaf processing in urban forest streams of Rio de Janeiro, Brazil. *Hydrobiologia*, 638 (1): 55-66
- NAIDOO, R., BALMFORD, A., COSTANZA, R., FISHER, B., GREEN, R. E., LEHNER, B., & RICKETTS, T. H. (2008). Global mapping of ecosystem services and conservation priorities. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105(28): 9495-9500.
- NAIMAN R.J., DÉCAMPS H. & POLLOCK M. (1993). The role of riparian corridors in maintaining regional biodiversity. *Ecological Applications* 3: 209–212.
- NEWBOLD, J.D., P.J. MULHOLLAND, J. W. ELWOOD, & R. V. O'NEILL (1982). Organic Carbon Spiralling in stream ecosystems. *Oikos* 38: 266-272
- OMETTO J.P.H.B., MARTINELLI L.A., BALLESTER M.V., GESSNER. A., KRUSCHE A.V., VICTORIA R.L. (2000). Effects of land use on water chemistry and macroinvertebrates in two streams of the Piracicaba river basin, south-east Brazil. *Freshwater Biology* 44(2): 327-37.
- PATTANAYAK, S. K. (2004). Valuing watershed services: concepts and empirics from southeast Asia. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 104(1): 171-184.
- PATTEN, B. C., & ODUM, E. P. (1981). The cybernetic nature of ecosystems. *The American Naturalist*, 118(6): 886-895.

PERT, P. L., BUTLER, J. R. A., BRODIE, J. E., BRUCE, C., HONZAK, M., KROON, F. J., & WONG, G. (2010). A catchment-based approach to mapping hydrological ecosystem services using riparian habitat: a case study from the Wet Tropics, Australia. *Ecological Complexity*, 7(3): 378-388.

PIMM, S. L., RUSSELL, G. J., GITTLEMAN, J. L., AND BROOKS, T. M., 1995, The future of biodiversity. *Science*, 269: 347–350.

POSTEL, S. & CARPENTER, S. (1997): Freshwater ecosystem services. *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems* (ed. G. Daily), pp. 195– 214. Island Press, Washington, DC.

Rutherford, J. C., Blackett, S., Blackett, C., Saito, L., Davies-Colley, R. J. (1997). Predicting the effects of shade on water temperature in small streams. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 31: 707-721.

SILVA-JUNIOR E.F., MOULTON T.P., BOECHAT I.G., GUECKER B. (2014). Leaf decomposition and ecosystem metabolism as functional indicators of land use impacts on tropical streams. *Ecological Indicators*, 36: 195-204.

SILVA-JUNIOR, E. F. (2016). Land use effects and stream metabolic rates: a review of ecosystem response. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 28 (e10). <http://dx.doi.org/10.1590/S2179-975X0716>.

SKOLE, D. L., CHOMENTOWSKI, W. H., SALAS, W. A., & NOBRE, A. D., 1994, Physical and human dimensions of deforestation in Amazonia. *Bioscience*, 44: 314–321.

SMITH, M. J., KAY, W. R., EDWARD, D. H. D., PAPAS, P. J., RICHARDSON, K. S. J., SIMPSON, J. C., & YUNG, F. H. (1999). AusRivAS: using macroinvertebrates to assess ecological condition of rivers in Western Australia. *Freshwater Biology*, 41(2): 269-282.

STEFFEN, W., CRUTZEN, P. J., & MCNEILL, J. R. (2007). The Anthropocene: are humans now overwhelming the great forces of nature. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 36(8): 614-621.

STEPHENSON J.M. & MORIN A. (2009): Covariation of stream community structure and biomass of algae, invertebrates and fish with forest cover at multiple spatial scales. *Freshwater Biology*, 54: 2139–2154.

TURNER, B. L., CLARK, W. C., KATES, R. W., RICHARDS, J. F., MATHEWS, J. T. & MEYER, W. B. (eds) 1990 *The Earth as transformed by human action*. London: Cambridge University Press

VANNOTE R.L., MINSHALL G.W., CUMMINS K.W., SEDELL J.R. & CUSHING C.E. (1980). The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37: 130–137.

VIGERSTOL, K. L., & AUKEMA, J. E. (2011). A comparison of tools for modeling freshwater ecosystem services. *Journal of environmental management* 92(10): 2403-2409.

VÖRÖSMARTY, C. J., MCINTYRE, P. B., GESSNER, M. O., DUDGEON, D., PRUSEVICH, A., GREEN, P., & DAVIES, P. M. (2010). Global threats to human water security and river biodiversity. *Nature* 467(7315): 555-561.

WALLACE J.B., EGGERT S. L., MEYER J. L. & WEBSTER J. R. (1999): Effects of resource limitation on a detrital-based ecosystem. *Ecological Monographs* 69: 409–442.

WRIGHT, J. F., FURSE, M. T., & MOSS, D. (1998). River classification using invertebrates: RIVPACS applications. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 8(4): 617-631.

WUNDER S (2007) The efficiency of payments for environmental services in tropical conservation. *Conservation Biology* 21: 48–58.



# 1 EFEITOS DO USO DO SOLO SOBRE AS TAXAS METABÓLICAS DE CÓRREGOS: UMA REVISÃO DAS RESPOSTAS ECOSISTÊMICAS<sup>1</sup>

## 1.1 Resumo

**Objetivo:** Conduzir uma revisão da literatura, buscando identificar as respostas gerais do metabolismo de córregos ao impacto de mudanças no uso do solo. **Métodos:** Eu realizei uma revisão cienciométrica analisando a distribuição dos estudos entre diferentes biomas, as escalas de uso do solo estudadas, e as tendências gerais na resposta do metabolismo de córregos sobre cada tipo de impacto do uso do solo. **Resultados Principais:** A maioria dos estudos analisados foi realizada em ambientes temperados, estudando os impactos do uso do solo na escala de bacia hidrográfica. O metabolismo ecossistêmico respondeu aos impactos do uso do solo na maioria das vezes, especialmente sobre impacto agrícola. As respostas gerais às alterações no uso do solo foram aumentos na Produção Primária Bruta (PPB) e Respiração ecossistêmica (R). Aumentos na PPB foram principalmente relacionados com aumentos na disponibilidade de luz e concentração de nutrientes, enquanto a R geralmente foi relacionada à concentração de nutrientes, temperatura e quantidade de material orgânico particulado, mas essa tendência geral pode mudar em situações de impacto elevado onde algumas vezes a PPB diminuiu em resposta a aumentos na turbidez. A restauração da vegetação ripária tem um efeito positivo em conduzir as condições metabólicas de córregos na direção das condições pristinas, mas a efetividade dessa abordagem é reduzida em locais sistemas altamente impactados. **Conclusões:** Elucidar as relações mecánísticas entre mudanças no metabolismo de córregos e impactos do uso do solo continua a ser um dos aspectos fundamentais a serem estudados a fim de melhor prever os efeitos destes impactos e estabelecer estratégias de manejo e proteção. Assim, estudos devem ter como foco as relações causais entre processos ecossistêmicos e mudanças no uso do solo considerando diferentes escalas geográficas e bem como cenários de impactos múltiplos, de forma a aumentar nosso entendimento sobre os fatores que conduzem às mudanças metabólicas observadas.

**Palavras-chave:** metabolismo de córregos; PPB; córregos tropicais; florestas ripárias; uso do solo.

<sup>1</sup> O presente capítulo é a tradução literal de um artigo publicado no periódico científico *Acta Limnologica Brasiliensia* Vol 28; e10. (Anexo1): SILVA-JUNIOR, E. F. (2016). Land use effects and stream metabolic rates: a review of ecosystem response.

## 1.2 Introdução

A expansão de áreas agrícolas e urbanas sobre paisagens naturais é uma tendência global que tem ameaçado a biodiversidade e a manutenção de processos ecológicos (FOLEY et al., 2005). Apesar de ocuparem uma área relativamente pequena, ambientes lóticos são especialmente importantes no fornecimento de serviços ambientais (POSTEL & CARPENTER, 1997; NAIDOO et al., 2008). Rios e córregos fornecem água, alimentos, energia e muitos subsídios para o desenvolvimento agropecuário, possuindo ainda grande valor recreativo e cultural. Contudo, estes ambientes têm sido amplamente impactados por mudanças na cobertura do solo, atividades agropecuárias e ações de engenharia como a construção de represas e canais de irrigação que são usados para maximizar o acesso à água bem como a produção de energia (MEYBECK, 2003; VÖRÖSMARTY et al., 2010).

Rios e córregos são ecossistemas abertos e fortemente relacionados com a vegetação terrestre circundante que em grande parte determina a entrada de luz e material orgânico nesses ecossistemas (WALLACE et al., 1999). Áreas ripárias são extremamente importantes para a manutenção da estrutura física e diversidade de habitats dos córregos, uma vez que influenciam aspectos como hidrodinâmica, distribuição dos ambientes físicos e intensidade de distúrbios (CUMMINS, 1992). A vegetação ripária tem também forte influência nas concentrações de nutrientes na água, agindo como um filtro biogeoquímico que retém e transforma parte dos nutrientes que lixiviam para o córrego e aumentado a resiliência do ecossistema durante eventos de fluxo extremo (HILL, 1986; McDOWELL, 2001).

Mudanças na cobertura ripária alteram a morfologia (SWEENEY et al., 2004), a dinâmica de matéria orgânica e a química da água em córregos (HURYN et al., 2002). Estas alterações geralmente se espalham pelos compartimentos do ecossistema e conduzem a mudanças no nível das comunidades biológicas e processos ecossistêmicos, como reciclagem de nutrientes e metabolismo (“Land cover cascade” sensu BURCHER et al., 2007). Mais que isso, uma vez que bacias hidrográficas têm uma natureza unidirecional criada pelo fluxo de água, os fatores estressores relacionados ao uso do solo facilmente atingem os rios e se acumulam rio abaixo (MALMQVIST & RUNDLE, 2002). O código florestal brasileiro determina que a vegetação ripária deva ser protegida em alguma extensão como “Áreas de Preservação Permanente” (APPs). Recentemente, mudanças na legislação reduziram a largura das faixas ripárias protegidas em alguns casos (por exemplo, de 30 m para 5 m em propriedades rurais menores que 110 hectares), gerando intensa discussão política e debates

científicos (NAZARENO, 2012). Contudo, a discussão foi limitada pela escassez de dados científicos sobre a importância de florestas ripárias para a manutenção de processos ecossistêmicos em ecossistemas lóticos tropicais (SANDIN & SOLIMINI, 2009). Existem algumas demonstrações do efeito das mudanças no uso do solo em processos ecossistêmicos (SILVA-JUNIO & MOULTON, 2011; GÜCKER et al., 2009; SILVA-JUNIOR et al., 2014) de pequenos rios em regiões tropicais, contudo devido a escassez geral e peculiaridades de cada estudo, tem sido difícil estabelecer tendências gerais.

Comunidades lóticas são sustentadas por duas diferentes fontes de energia: material alóctone vindo dos ecossistemas terrestres circundantes e produção de biomassa dentro do córrego (WEBSTER & BENFIELD, 1986; BRITO et al., 2006). A maior parte da produção primária em córregos de cabeceira ocorre em comunidades periféricas dominadas por algas aderidas em substratos (ALLAN & CASTILLO, 2007). Por outro lado, a respiração ecossistêmica considera ambos; respiração autotrófica e heterotrófica de todo o sistema, incluindo todo o material alóctone que se encontra dentro do rio. A importância das diferentes fontes de carbono muda ao longo do curso do rio, onde córregos de cabeceira (os quais geralmente são mais sombreados) são mais dependentes de recursos alóctones (VANNOTE et al., 1980). Contudo, em contraste com esse modelo desenvolvido para córregos temperados, cadeias tróficas de córregos tropicais de cabeceira parecem depender mais de produção algal autóctone (THORP & DELONG, 2002; BRITO et al., 2006).

O balanço entre a produção ecossistêmica global (Produção Primária Bruta – PPB) e a respiração da comunidade (Respiração - R) é chamado “metabolismo do ecossistema” e representa um aspecto funcional destes, sendo relacionado às taxas de produção de biomassa que pode entrar na teia trófica aquática (ALLAN & CASTILLO, 2007). O metabolismo ecossistêmico de córregos também é relacionado a processos bioquímicos como a degradação de matéria orgânica, os quais são extremamente importantes para a manutenção da qualidade da água, da biodiversidade e de serviços ambientais. As taxas metabólicas de córregos são influenciadas por muitas variáveis ambientais como disponibilidade de luz (BUNN et al., 1999), temperatura da água e concentração de nutrientes (MULHOLLAND et al., 2001), quantidade e qualidade do material orgânico (ACUÑA et al., 2004), regime hídrico (UEHLINGER, 2006) e uso do solo (McTAMMANY et al., 2007; BERNOT et al., 2010). Assim, o metabolismo ecossistêmico é um processo chave a ser mensurado quando o objetivo é avaliar impactos do uso do solo em rios e córregos, uma vez que esse processo integra muitos componentes físicos e biológicos e é diretamente relacionado com o uso do solo

circundante (YOUNG et al., 2008; GÜCKER et al., 2009). Contudo, existem poucos estudos relacionando o metabolismo de córregos a impactos antropogênicos em regiões tropicais, e como diferentes metodologias têm sido usadas tornou-se difícil comparar os diferentes dados.

O metabolismo de córregos é mensurado com base nas mudanças na concentração de  $O_2$  na água ao longo do tempo (HAUER & LAMBERTI, 2011), aplicando-se dois grupos de metodologias: i) Metodologias de canal aberto, as quais são baseadas na mudança global de  $O_2$  na água ao longo do tempo nas condições naturais do córrego; ii) Câmaras bentônicas, onde as mudanças na concentração e  $O_2$  são mensuradas em microcosmos (geralmente chamados “câmaras bentônicas”) que isolam um certo tipo de substrato ou área do leito do rio. Métodos de canal aberto são divididos em: “métodos de uma estação” que calculam o metabolismo baseado em mudanças em um único local do rio, e; “métodos de duas estações” que medem o metabolismo de um trecho específico do rio baseado na mudança na concentração de  $O_2$  entre dois sensores (HAUER & LAMBERTI, 2011). As metodologias de canal aberto são geralmente fáceis de aplicar no campo, mas tem a desvantagem de necessitarem de medidas acuradas de troca gasosa entre a água e a atmosfera (reaeração). Isso pode ser feito usando diferentes metodologias, como o emprego de equações empíricas, injeção de traçadores gasosos e métodos baseados na variação de  $O_2$  durante a noite (YOUNG & HURIN, 1996; IWATA et al., 2007). Equações empíricas objetivam prever os coeficientes de reaeração com base na morfologia do córrego (e.g. modelo de dissipação de energia, descrito em Hauer & Lamberti, 2011) e são fáceis de implementar uma vez que usam dados de medidas fáceis de serem realizadas como velocidade da água, profundidade e inclinação, entre outras. Métodos de injeção de traçadores gasosos (geralmente propano) bombeados artificialmente para dentro do rio são geralmente considerados mais confiáveis, mas são custosos em tempo e recursos, necessitando de muitos equipamentos de campo e trabalho em laboratório (GRACE & IMBERGER, 2006). Métodos de variação noturna usam a relação entre a variação no  $O_2$  e o déficit de saturação deste gás no início da noite. Neste período sem fotossíntese pode-se inferir que a variação na concentração de  $O_2$  é uma função do déficit da saturação e então usar o coeficiente angular desta relação como o coeficiente de reaeração (YOUNG & HURYN, 1996).

Por outro lado, câmaras bentônicas dispensam estimativas de reaeração, mas apresentam outras dificuldades relacionadas à artificialidade criada pela câmara que limita o fluxo de água e nutrientes, entre outros fatores. Câmaras bentônicas são especialmente úteis para comparar a atividade metabólica em diferentes tipos de substratos, ou para mensurar

experimentalmente os efeitos de mudanças em variáveis ambientais (e.g., concentração de nutrientes, disponibilidade de luz) sobre as taxas metabólicas. Contudo, uma vez que essa metodologia é específica para um dado tipo substrato, é requerido um esforço de replicação para os diferentes tipos de substrato quando o objetivo é avaliar os impactos do uso do solo em todo um trecho.

Considerando a escassez de informações sobre os efeitos do uso do solo no metabolismo de córregos, especialmente em regiões tropicais (BOTT & NEWBOLD, 2013; GÜCKER et al., 2009), o objetivo deste estudo foi conduzir uma revisão da literatura visando identificar as respostas gerais do metabolismo de córregos às mudanças no uso do solo. Eu busquei elucidar as seguintes questões: i) Onde a maioria dos estudos foi realizada? ii) quais tipos de impactos têm sido estudados e em quais escalas geográficas? iii) Quais metodologias têm sido empregadas? iv) Quais são as respostas metabólicas aos diferentes impactos? v) Quais mecanismos causam as mudanças observadas?

### 1.3 Metodologia de pesquisa

Foi realizada uma revisão sistemática da literatura da base de dados “ISI Web of Science®” usando os grupos de palavras-chaves: “land use” “metabolism”, “stream”; e “land use”, “primary production”, “respiration”, “stream”, e considerando artigos de todos os anos. Esta pesquisa encontrou 148 artigos, mas muitos deles foram estudos sobre efeitos uso do solo em outros componentes ambientais (e.g. comunidades de macroinvertebrados, retenção de nutrientes) ou apresentavam estimativas de metabolismo de córregos que não eram relacionadas a questões relativas ao uso do solo. Um total de 39 estudos foram considerados relevantes para responder as questões apresentadas nos objetivos. Foi realizada uma pesquisa adicional usando as palavras “land use” “metabolism” e “tropical”, mas nenhum artigo adicional foi encontrado. Foram adicionados cinco estudos de especial relevância para o tema (BUNN et al., 1999; MULHOLLAND et al., 2005; BOTT et al., 2006b; GÜCKER & PUSCH, 2006; IZAGIRRE et al., 2008) que não foram encontrados usando a ferramenta de busca Web of Science®. Assim as análises subsequentes foram baseadas em 44 artigos publicados entre 1999 e 2016. Ao avaliar as respostas metabólicas ao impacto ambiental foram consideradas “respostas” apenas as mudanças que foram declaradas pelos autores como sendo estatisticamente significativas.

## 1.4 Resultados

Um resumo dos estudos analisados na revisão cienciométrica, mostrando suas localizações geográficas, metodologias, escalas de uso do solo e respostas ecossistêmicas gerais é apresentado na Tabela 1. Os diferentes ambientes estudados foram classificados em cinco categorias principais (florestas temperadas, florestas tropicais, pradarias temperadas, savanas tropicais e desertos) onde biomas similares foram agrupados. Alguns trabalhos foram conduzidos em mais de um bioma e contabilizados em duas ou mais categorias. O estudo de Bernot et al. (2010), abrangeu muitos ambientes diferentes e foi contabilizado nas categorias: floresta temperada, floresta tropical, pradaria temperada e deserto, e foi o único a apresentar dados sobre este último bioma. O estudo de Young & Huryn (1999) foi conduzido em florestas e pradarias temperadas e contabilizado em ambas as categorias. Assim os próximos resultados são baseados em 48 estudos de caso.

Estudos conduzidos em ambientes temperados representaram 88,6% dos casos (39). A maioria dos estudos foi realizada em florestas temperadas (33=69%) e pradarias temperadas foram estudadas em 12,5% (6) dos casos. Uma menor proporção de estudos apresentaram dados de ambientes tropicais (8=16,5%) com seis estudos (12,5%) mostrando dados sobre florestas tropicais e dois (4%) em savana tropical (cerrado) (Figura 1A).

A maioria dos estudos (91%) empregou técnicas de canal aberto para medir o metabolismo dos córregos. A metodologia de canal aberto com uma estação foi técnica mais usada (53% dos casos) seguida pela metodologia de canal aberto com duas estações (26%), e cinco estudos (12%) usaram ambas as técnicas de canal aberto. Apenas quatro estudos (10%) usaram câmaras bentônicas para avaliar os impactos do uso do solo sobre o metabolismo de córregos (Figura 1B).

Os estudos avaliados neste trabalho analisaram uma ampla variedade de estressores específicos relacionados ao uso do solo em diferentes escalas. Assim, para facilitar as análises posteriores sobre as respostas metabólicas às modificações do uso do solo os estudos foram agrupados em quatro categorias relacionadas à natureza do estressor estudado: i) “Agropecuária”, que além de plantações e pecuária, incluiu também estudos sobre desmatamentos stricto sensu, manejo agroflorestal entre outros; ii) “Urbanização”, incluindo estudos sobre impactos pontuais e não pontuais deste tipo de uso do solo; iii) “Agropecuária e Urbanização” com estudos avaliando simultaneamente os efeitos destes dois tipos de uso do solo e; iv) “Restauração”, incluindo estudos sobre os efeitos da restauração ripária, bentônica

e da planície de inundação. O estudo de McTammany et al. (2007) avaliou as diferenças entre córregos em condições pristinas, impactados pela agricultura e ecossistemas restaurados, e foi incluído nas categorias “Agropecuária” e “Restauração”, totalizando 45 casos para análise.

A maioria dos estudos (33 = 73%) avaliaram os efeitos de impactos relacionados à agropecuária, onde 51% de todos os trabalhos (23) estudaram exclusivamente este tipo de impacto e 22% (10) estudaram impactos simultâneos da agropecuária e urbanização (Figure 1 C). A maior parte dos estudos sobre impactos da agropecuária (24 = 72,7%) estudaram efeitos não pontuais dessa categoria de impacto (i.e. efeitos difusos como lixiviação e aumento da temperatura) e apenas um trabalho (2% = 1) estudou seus efeitos pontuais, (Rosa et al. (2013), que estudou efeitos de um afluente de piscicultura). Entre os outros oito estudos na categoria “agropecuária”, quatro avaliaram os efeitos do desmatamento não relacionado à atividade agrícola imediata (HOUSER et al., 2005; MULHOLLAND et al., 2005; CLAPCOTT & BARMUTA, 2010; O’DRISCOLL et al., 2016), três estudaram os efeitos do manejo agroflorestal (SILVA et al., 2013; CARLSON et al., 2014; PEARCE & YATES, 2015), um avaliou os efeitos de pesticidas e mudanças na salinidade (SCHÄFER et al., 2012) e outro estudo (RILEY & DODDS, 2012) os efeitos de vegetação exótica arbórea em áreas de vegetação natural de pradarias (Figura 1C).

Dezesseis estudos avaliaram os efeitos da urbanização (37%), onde a maioria (10 = 23%) estudou simultaneamente os efeitos da agropecuária, enquanto apenas seis (14%) estudaram os efeitos exclusivos do impacto da urbanização (Figura 1C). Entre todos os trabalhos avaliando este tipo de impacto, 14 estudaram os efeitos não pontuais da urbanização e dois estudos analisaram efeitos de estressores pontuais relacionados à urbanização (efluente de esgoto doméstico tratado). Seis estudos (13,3%) avaliaram práticas de restauração e manejo, onde três estudaram os efeitos da restauração da vegetação ripária (McTAMMANY et al., 2007; GILING et al., 2013; NORTHINGTON et al., 2011) com o último estudando simultaneamente efeitos da restauração ripária e bentônica. Um estudo avaliou os efeitos de práticas de manejo ripário (PEARCE & YATES, 2015), enquanto os efeitos da restauração de habitats bentônicos e planícies de inundação foram estudados por Hoellein et al. (2012), e Roley et al. (2014), respectivamente (Figura 1C).

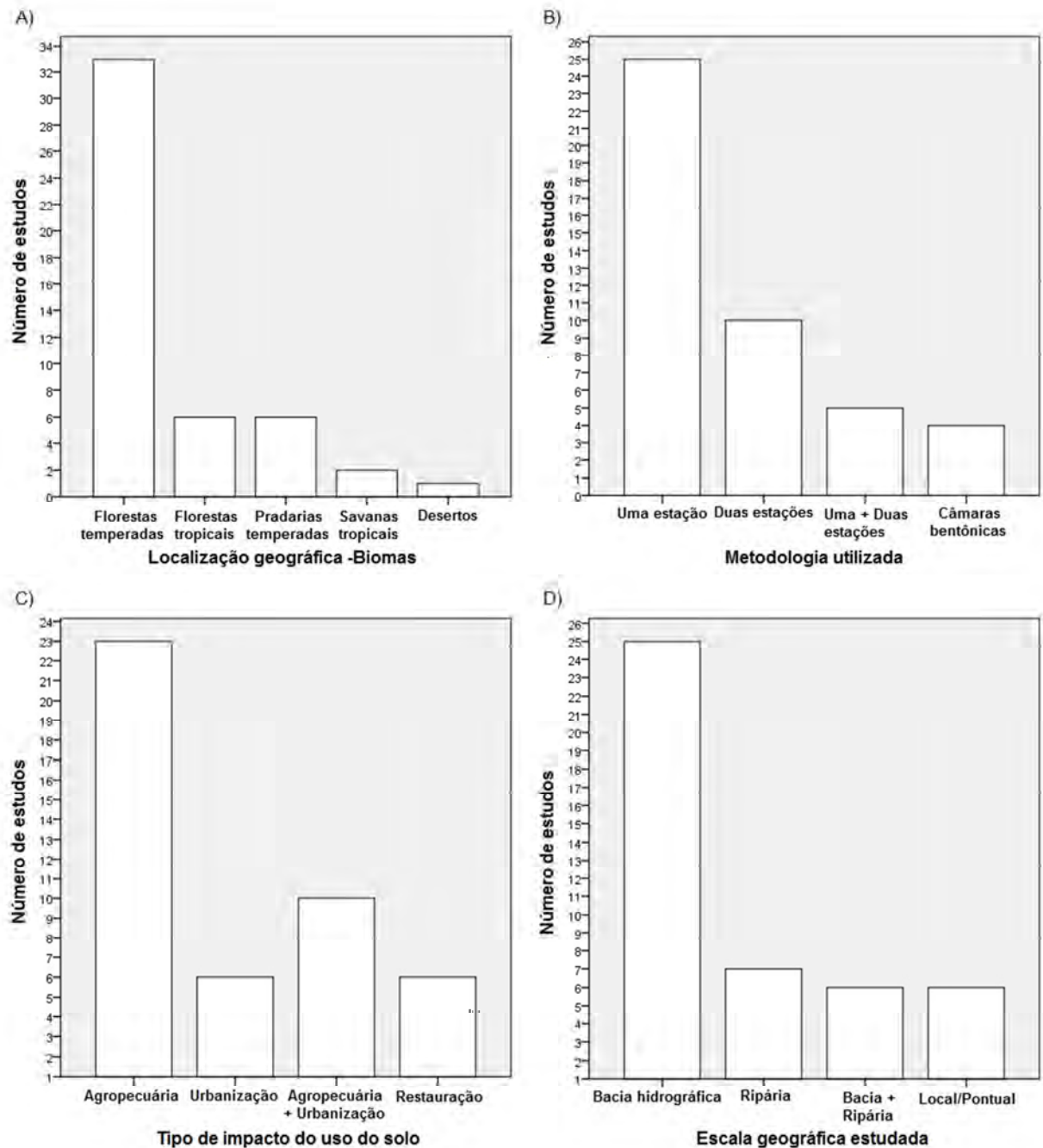
Os estudos analisados neste trabalho de revisão usaram diferentes escalas geográficas, bem como diferentes maneiras de quantificar os impactos do uso do solo. A maioria dos trabalhos estudou a relação entre metabolismo de córregos e uso do solo na escala de bacia hidrográfica (31 estudos = 70,45%), onde 25 (56,8%) estudaram os efeitos do uso do solo

apenas nesta escala, e seis (13,6%) estudaram simultaneamente as escalas de bacia hidrográfica e ripária (Figura 1D). Estes estudos usaram diferentes descritores de impactos do uso do solo incluindo a proporção de diferentes usos do solo, índices baseados nestas proporções (YOUNG & COLLIER, 2009), e índices de impacto agropecuário e urbano baseados na densidade de animais e pessoas (IZAGIRRE et al., 2008). Apenas sete trabalhos (15,9%) estudaram os efeitos do uso do solo no metabolismo de córregos exclusivamente na escala ripária, assim essa escala foi estudada em 29,5% (13) dos casos analisados (Figura 1D). Nesta escala o principal descritor de impacto do uso do solo foi a porcentagem de diferentes usos do solo no corredor ripário (o qual foi definido de maneiras ligeiramente diferentes) e a porcentagem de sombreamento dentro do córrego.

Seis estudos avaliaram a influência do uso do solo no metabolismo de córregos em escala local/pontual (Figura 1D), incluindo três que estudaram os impactos causados por fontes pontuais de poluição urbana (GÜCKER & PUSCH, 2006; ARISTI et al., 2015) e efluentes agropecuários (ROSA et al., 2013), dois estudos sobre os efeitos da restauração de habitats (HOELLEIN et al., 2012; ROLEY et al., 2014) e um sobre a aplicação de pesticida e variação na salinidade (SCHÄFER et al., 2012). Neste último estudo o impacto foi considerado pontual visto que ocorreu em apenas durante um curto período de tempo, influenciando apenas uma pequena parte do ciclo de vida da maioria dos organismos.



Figura 1 – Localização geográfica, metodologia utilizada, tipo de impacto do uso do solo e escala geográfica apresentados nos estudos analisados.

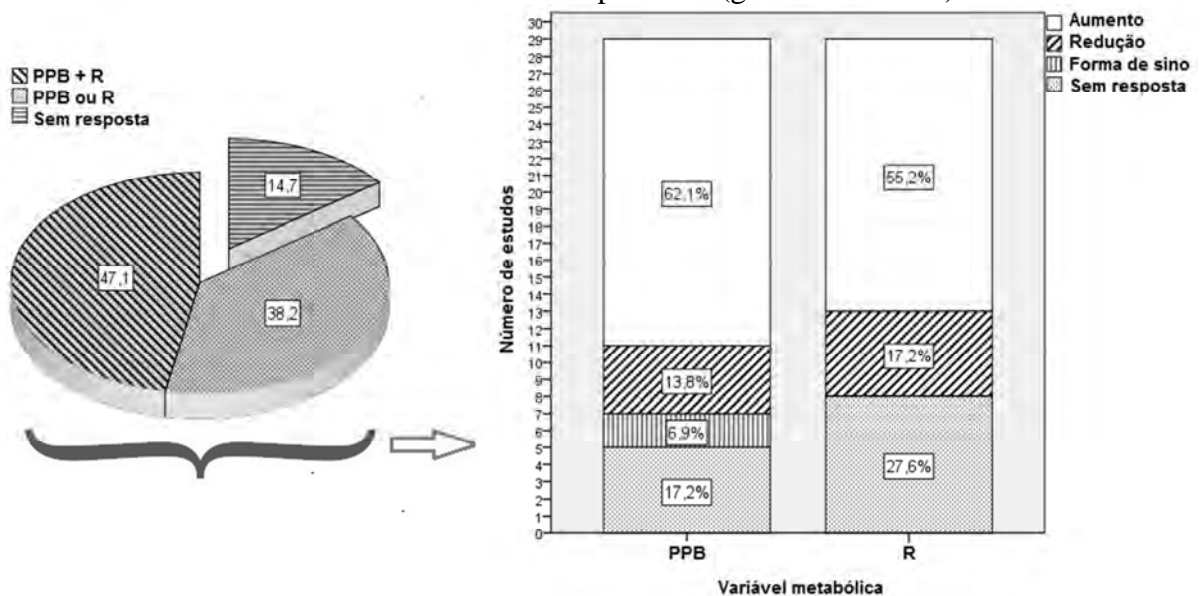


Legenda: A) Localização geográfica; B) Metodologia utilizada; C) Tipo de impacto do uso do solo; D) Escala geográfica estudada.

O Metabolismo de córregos respondeu ao estresse da agropecuária em 85,3% dos casos (29), e na maioria (47% = 16 casos) foram encontrados efeitos da agropecuária em ambas as taxas metabólicas (PPB e R). Para esta análise foram considerados 34 casos uma vez que o trabalho de Carlson et al. (2014) inclui dois diferentes tipos de estresse agropecuário: Plantações de dendê (*Elaeis guineenses*) e sistemas agroflorestais (arroz e frutas).

Considerando apenas os 29 casos onde foram encontradas respostas do metabolismo de córregos ligadas ao uso do solo agropecuário, parece que este tipo de impacto afeta principalmente a PPB que respondeu a esse estresse em 82,8% dos casos (24). Três diferentes tipos de resposta foram observados neste parâmetro; i) aumento (+); ii) redução (-), e: resposta em forma de sino, onde um aumento inicial ocorreu em níveis baixos de impacto, seguido de uma redução em níveis mais altos de impacto. A PPB aumentou em 62% (18) dos casos estudados e reduções foram observadas em apenas 13,8% (4), enquanto uma resposta em forma de sino foi encontrada em apenas 6,8% (2) dos casos. As taxas de respiração foram menos sensíveis ao estresse agropecuário e respostas foram observadas em 72,4% dos casos (21). As taxas de respiração aumentaram em 16 estudos (55,2%) enquanto reduções foram observadas em apenas 5 estudos (17,2%). Ao contrário da PPB, nenhum estudo mostrou uma resposta em forma de sino para em relação a R (Figura 2).

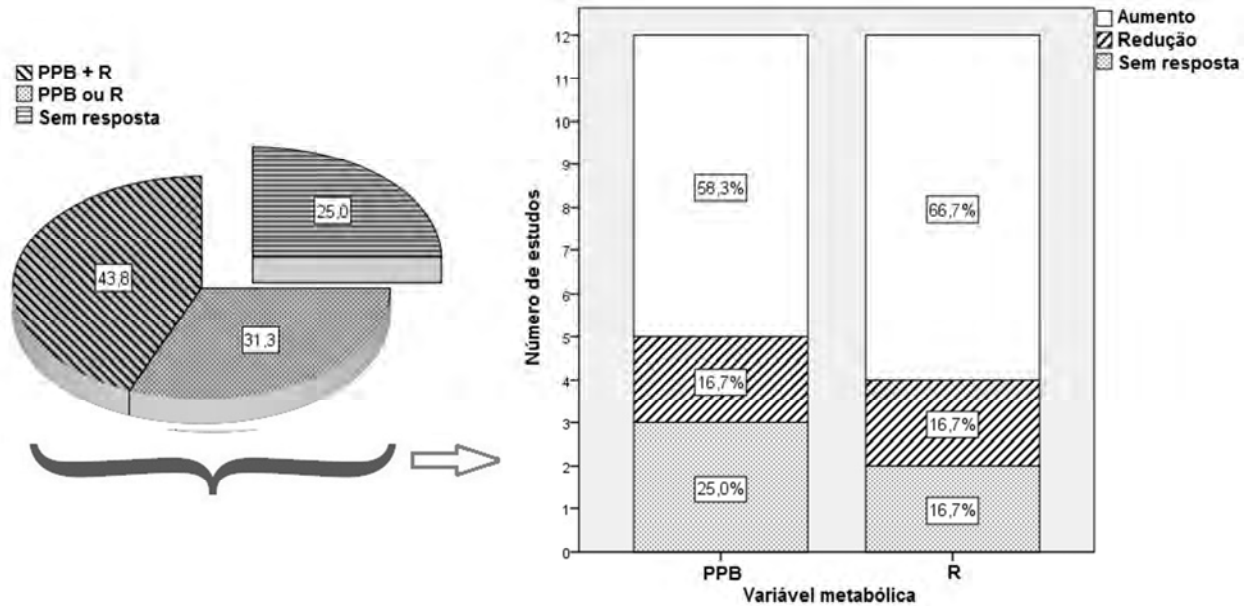
Figura 2 – Proporção de estudos que encontraram respostas metabólicas relacionadas ao uso do solo pela agropecuária (gráfico de pizza) e proporção das diferentes repostas da PPB e R encontradas nos estudos responsivos (gráfico de barras).



O uso do solo urbano mostrou influenciar significativamente o metabolismo de córregos em 75% dos casos (12) e em 43,7% destes (7 casos) o estresse do uso do solo causou mudanças simultâneas nas taxas de PPB e R. Entre os doze estudos que mostraram respostas metabólicas dos córregos ao uso do solo a PPB apresentou alterações em 75% dos casos (9) e a resposta mais comum foi o aumento da PPB que ocorreu em 58% dos casos (7), enquanto reduções na PPB foram encontradas em apenas dois casos (17%). As taxas de respiração

responderam à urbanização em 84% dos estudos (10), com aumentos na R ocorrendo em 67% dos casos (8), enquanto apenas dois estudos (17%) mostraram redução nas taxas respiratórias (Figura 3).

Figura 3 – Proporção de estudos que encontraram respostas metabólicas relacionadas a urbanização (gráfico de pizza) e proporção das diferentes repostas da PPB e R encontradas nos estudos responsivos (gráfico de barras)



Os parâmetros metabólicos não apresentaram resposta relacionada predominantemente a uma escala geográfica específica, uma vez que a proporção de respostas em parâmetros metabólicos ocorrendo em uma dada escala foi muito similar à proporção de trabalhos estudando os efeitos do uso do solo nesta escala. Por exemplo, 30% dos estudos relacionados ao impacto agropecuário estudaram seus efeitos em escala ripária e em 31% dos casos ocorreu uma resposta na GGP enquanto em 32% dos estudos com resposta na R a resposta ocorreu nesta escala. The forma similar 75% dos estudos relacionados ao impacto da urbanização avaliaram seus efeitos em escala de bacia hidrográfica, e PPB e R responderam a esse impacto nessa escala em 67% dos casos.

Entre os seis estudos avaliando os efeitos da restauração, três (McTAMMANY et al., 2007; NORTHINGTON et al., 2011; GILING et al., 2013) estudaram os efeitos da restauração riparia sobre o metabolismo de córregos. McTammany et al. (2007) e Giling et al. (2013) encontraram reduções na PPB causadas pelo aumento no sombreamento ripário, e Giling et al. (2013) encontraram também aumentos nas taxas respiratórias. O estudo de

Northington et al. (2011) testou os efeitos da restauração ripária e bentônica em córregos severamente impactados (impactos de mineração) e os autores não encontraram mudanças significativas no metabolismo dos córregos depois das atividades de restauração, sugerindo que estas foram ineficientes em retornar estes ambientes altamente impactados a condições próximas às naturais. Pearce & Yates (2015) avaliaram os efeitos de práticas de manejo ripário, como a proteção de “tampões” ripários e restrição do acesso do gado ao córrego, em mitigar os efeitos dos impactos ligados à atividade agropecuária ocorrendo rio acima. Neste estudo essas práticas não alteraram as taxas metabólicas dos córregos que continuou a ser muito similar às áreas a montante onde as práticas de manejo não foram realizadas.

Roley et al. (2014) estudando os efeitos da restauração da planície de alagamento encontraram aumentos na PPB e redução na variabilidade desta taxa depois de eventos de enchente. Hoellein et al. (2012) testaram especificamente os efeitos da restauração física dos habitats bentônicos em córregos sob impacto do uso do solo agropecuário e não encontraram modificações significativas no metabolismo dos córregos depois deste tipo de restauração.

Tabela 1 – Resumo dos estudos analisados nesta revisão (continua)

Artigo	Localização geográfica – Bioma					Metodologia	Escala	Impacto do uso do solo				PPB	R
	F.TEMP	P.TEMP	F.TROP	S.TROP	DES			AGR	URB	AGR+ URB	RES		
Aristi et al 2015	X					Uma + Duas estações	Local (efluente urbano)		X			(+)	(+)
Alnoee et al 2015		X				Uma estação	Ripária (CAT)	X				(0)	(+)
Beaulieu et al 2013	X					Uma + Duas estações	Bacia (%)		X			(0)	(0)
Bernot et al 2010	X	X	X		X	Duas estações	Bacia (%)			X		(+) (AGR e URB)	(0)
Boot 2006 b	X					Duas estações	Ripária (CAT)+ Bacia (%)	X				(+)	(+)
Boot 2006 a	X					Duas estações	Bacia (índice de urbanização)		X			(-)	(-)
Boot et al 2013			X			Uma + Duas estações	Bacia (CAT)	X				(+)	(+)
Brisbois et al 2008	X					Uma estação	Bacia (CAT)	X				(-)	(0)
Bunn et al 1999			X			Câmara bentônica	Ripária (%) + Bacia (%)	X				(+)	(+)
Bunn et al 2010	X					Câmara bentônica	Ripária (CAT + %) + Bacia (%)	X				(0)	(0)
Burrell et al 2014	X					Uma estação	Ripária (%) + Bacia (%)	X				(+)	(+)
Carlson et al 2014			X			Uma estação	Bacia (CAT)	X				(-) (Agroflorestal)	(+) (Plantação de dendê)
Clapcott & Barmuta 2010	X					Câmara Bentônica	Bacia (CAT)	X				(+)	(+)

Artigo	Localização geográfica – Bioma					Metodologia	Escala	Impacto do uso do solo				PPB	R
	F.TEMP	P.TEMP	F.TROP	S.TROP	DES			AGR	URB	AGR+ URB	RES		
Clapcott et al 2010	X					Uma estação	Bacia (%)			X		(+) (AGR e URB)	(+) (AGR e URB)
Collier et al 2013	X					Uma estação	Bacia (%)	X				Forma de Sino	(0)
Da Silva et al 2013	X					Uma estação	Bacia (CAT)	X				(0)	(0)
Fellows et al 2006			X			Câmara bentônica	Ripária (CAT e %) + Bacia (%)	X				(+)	(+)
Giling et al 2013	X					Duas estações	Ripária (CAT – RES ripária)				X	(-) (REFLO)	(+) (REFLO)
Gücker et al 2006	X					Uma estação	Local (efluente urbano)			X		(+)	(+)
Gücker et al 2009				X		Duas estações	Bacia (CAT)	X				(+)	(-)
Hagen et al 2010	X					Duas estações	Ripária (CAT)	X				(+)	(0)
Halbedel et al 2013	X					Duas estações	Bacia (CAT)	X				(+)	(0)
Hoellein et al 2011	X					Uma estação	Local (RES bëntica)				X	(0)	(0)
Hopkins et al 2011	X					Uma estação	Bacia (CAT)			X		(-)	(+)
Houser et al 2005	X					Uma estação	Bacia (%)	X				(0)	(-)
Iwata et al 2007	X					Uma estação	Bacia (%)			X		(+) (AGR)	(+) (AGR) (-) (URB)
Izagirre et al 2008	X					Uma estação	Bacia (índice de AGR e URB)			X		(-) (URB)	(+) (URB)

Artigo	Localização geográfica – Bioma					Metodologia	Escala	Impacto do uso do solo				PPB	R
	F.TEMP	P.TEMP	F.TROP	S.TROP	DES			AGR	URB	AGR+ URB	RES		
Kaushal et al 2014	X					Uma estação	Bacia (CAT)		X			(+) (URB)	(0)
Mc.Tammany et al 2007	X					Duas estações	Bacia (CAT) + Reflorestamento (CAT)	X			X	Forma de Sino	(0)
Mulholland et al 2005	X					Uma estação	Bacia (%)	X				(-)	(-)
Northington et al 2011	X					Uma estação	Ripária (CAT – RES ripária e Bêntica)				X	(0)	(0)
O'Driscoll et al 2016	X					Uma estação	Bacia (CAT)	X				(0)	(+)
Pearse & Yates 2015	X					Uma estação	Ripária (CAT – diferentes práticas de manejo)				X	(0)	(0)
Riley & Dodds 2012		X				Duas estações	Ripária (CAT)	X				(+) (remoção de árvores ripárias)	(-) (remoção de árvores ripárias)
Roley et al 2014	X					Uma + Duas estações	Local (RES da planície de inundação)				X	(+)	(0)
Rosa et al 2013				X		Duas Estações	Local (Efluente e piscicultura)	X				(+)	(+)
Schäfer et al 2012	X					Uma estação	Local (salinidade e aplicação de pesticidas)	X				(0)	(0)

Artigo	Localização geográfica – Bioma					Metodologia	Escala	Impacto do uso do solo				PPB	R
	F.TEMP	P.TEMP	F.TROP	S.TROP	DES			AGR	URB	AGR+ URB	RES		
Von Schiller et al 2008	X					Uma estação	Bacia (%)			X		(+) (AGR)	(+) (AGR)
Silva-Junior et al 2014			X			Uma estação	Bacia (%); Ripária (%)			X		(+) (AGR)	(+) (URB)
Sudduth et al 2011	X					Uma estação	Bacia (CAT)		X			(0)	(0)
Yates et al 2013		X				Uma estação	Ripária (%)			X		(+) (AGR e URB)	(+) (AGR e URB)
Yates et al 2014		X				Uma estação	Bacia (% + índice de AGR e URB)			X		(+) (URB)	(+) (URB)
Young & Collier 2009	X					Uma estação	Bacia (% + índice de impacto)			X		(0)	(+) (AGR e URB)
Young & Huryn 1999	X	X				Uma + duas estações	Bacia (CAT)	X				(+)	(-)

Legenda: F.TEMP = Floresta temperada, P.TEMP = Pradaria temperada, F.TROP = Floresta Tropical, S.TROP = Savana tropical, DES = Deserto, AGR = Agropecuária, URB = Urbanização, RES = Restauração, REFLO = reflorestamento CAT = categórico, “%” = Contínuo.



## 1.5 Discussão

A maioria dos trabalhos analisados foi conduzida em regiões temperadas, especialmente em ecossistemas de florestas decíduas, enquanto outros ambientes foram muito mal representados. Apenas dois estudos (YOUNG & HURYN, 1999; BERNOT et al., 2010) relaxaram comparações entre diferentes ecossistemas. O trabalho de Young & Huryn (1999) mostrou que córregos correndo por florestas decíduas e pradarias temperadas são ambos ambientes heterotróficos apresentando taxas metabólicas surpreendentemente similares com elevada respiração e baixa produtividade primária. Contudo, sob impacto agropecuário, ambos os ambientes apresentam uma tendência a autotrofia causada pelo forte aumento nas taxas de produção primária, especialmente em córregos de pradarias. O mesmo estudo também mostra que córregos de áreas originalmente florestadas correndo através de áreas de agricultura e silvicultura (plantações de pinheiro) apresentam aumentos muito similares na PPB e reduções na R. Contudo, essas mudanças foram menores quando comparadas com mudanças ocorrendo no metabolismo de córregos de pradarias sob pressão de uso agrícola. O trabalho de Bernot et al. (2010) comparou os efeitos do uso do solo no metabolismo de córregos entre diferentes ambientes, mostrando que diferenças metabólicas entre córregos em diferentes ecossistemas (incluindo florestas tropicais e temperadas, pradarias temperadas e desertos) tende a ser reduzida depois do impacto antropogênico (agricultura e urbanização), o que ocorreu principalmente devido os aumentos na PPB que conduziram os córregos em geral a uma situação menos heterotrófica.

Apenas oito trabalhos estudaram a influencia do uso do solo em córregos tropicais (incluindo Bernot et al., 2010). Estes estudos foram conduzidos em córregos de florestas tropicais e de cerrado, e mostraram respostas metabólicas similares entre ecossistemas onde a resposta mais comum foi o aumento da PPB e R depois de impacto antropogênico. Gücker et al. (2009) estudando córregos no cerrado descobriram que o estresse agropecuário aumenta as taxas de respiração e por área de biofilme heterotrófico, contudo o impacto da agropecuária também leva ao estresse físico causando forte redução na biomassa do biofilme levando a uma redução global nas taxas respiratórias. O mesmo estudo também demonstrou que os aumentos na PPB relacionados à atividade agropecuária foram causados principalmente por um aumento na eficiência fotossintética e não por aumento na biomassa de autótrofos. Bott & Newbold, (2013) trabalhando em florestas tropicais no Peru também encontraram aumentos

de 2x na PPB, contudo a eficiência fotossintética deve ter sido reduzida nesse caso, uma vez que houve um aumento de 8x na biomassa de algas.

Contrariando esses resultados, Carlson et al. (2014) aparentemente trabalhando com níveis menores de impacto agropecuário (sistemas agroflorestais e plantações de *Elaeis guineensis* – que mantêm o sombreamento ripário e a entrada de material alóctone similar às condições pristinas) encontram uma pequena redução na PPB associada ao manejo agroflorestal tradicional (arroz e fruticultura), mas nenhuma mudança nas taxas respiratórias associadas a plantações de dendê (*Elaeis guineenses*). Em contrapartida o mesmo estudo encontrou aumentos nas taxas respiratórias em plantações de dendê que não ocorreram em sistemas agroflorestais. Esse aumento na respiração pode ter sido causado pelo aumento na temperatura da água que foi registrada em áreas de plantações. Silva Junior et al. (2014) trabalhando áreas de transição entre mata atlântica e cerrado, encontraram aumentos nas taxas respiratórias relacionados a baixos níveis de urbanização, os quais provavelmente ocorreram devido ao enriquecimento com nitrogênio. Rosa et al. (2013) estudando os impactos de efluentes de piscicultura em córregos da mesma região também encontraram forte aumento das taxas respiratórias que neste caso foi relacionada ao enriquecimento de nutrientes e ao aumento na quantidade de material orgânico particulado.

A maioria dos estudos mediram o metabolismo de córregos usando técnicas de canal aberto, especialmente a abordagem de 1 estação. Geralmente métodos de canal aberto são considerados mais adequados para medir os efeitos globais do uso do solo (GRACE & IMBERGER, 2006), uma vez que eles medem o metabolismo simultâneo de todos os componentes de sistema e não apenas de um substrato específico. Métodos de canal aberto, também são fáceis de implementar, especialmente em estudos em escala de bacia hidrográfica. Contudo, as metodologias de canal aberto requerem boas estimativas de reaeração, e como foi demonstrado por Iwata et al. (2007) diferentes técnicas para estimar reaeração podem levar a resultados diferentes.

Apenas três estudos usaram ambos os métodos de canal aberto. Beaulieu et al. (2013) encontraram forte concordância entre as metodologias de uma e duas estações, enquanto Roley et al. (2014) encontraram menores valores de PPB usando a metodologia de duas estações, o que os autores atribuíram à menor extensão de trecho medida nesta metodologia comparada a estimativa da extensão do trecho que foi medido usando a metodologia de uma estação naquela situação específica. Young & Huryn (1999) também encontraram pequenas diferenças entre métodos, onde a metodologia de duas estações resultou em taxas de R mais

elevadas, mas esta diferença não teve efeitos apreciáveis nas taxas PPB/R. Assim, incluindo considerações sobre o comprimento do trecho mensurado por cada método em cada situação específica, ambas as metodologias de canal aberto parecem ter forte concordância.

Câmaras bentônicas geralmente fornecem uma medida mais confiável do metabolismo, especialmente em rios turbulentos de pequeno porte, uma vez que essas não são influenciadas pela reaeração. Câmaras são especialmente úteis para analisar até que ponto diferentes tipos de substrato (i.e. areia, rochas) respondem diferencialmente a mudanças metabólicas desencadeadas por alterações no uso do solo (GRACE & IMBERGER, 2006). Contudo, devido essa restrição a tipos específicos de substrato é necessária uma boa replicação dos diferentes tipos de substratos encontrados, especialmente quando a distribuição destes é muito heterogênea. Essa necessidade de replicação pode tornar o uso de câmaras bentônicas para avaliar efeitos do uso do solo muito caro e demandar muito tempo, limitando sua aplicação. Também existem críticas sobre a artificialidade introduzida pela câmara que pode causar depleção de nutrientes e mudanças na temperatura (HAUER & LAMBERTI, 2011), introduzindo outras fontes de erro nas estimativas de metabolismo.

A maior proporção dos estudos analisados avaliou efeitos da agropecuária e urbanização, especialmente aqueles relacionados a fontes não pontuais de estresse, contudo foram aplicadas diferentes metodologias para avaliar o uso do solo e pressão antropogênica. Em geral, avaliações da cobertura vegetal usando imagens de satélite foram os descritores mais comuns de impactos do uso do solo. Young & Collier (2009) usaram uma variação dessa abordagem que atribuiu diferentes pesos a diferentes categorias de uso do solo e Izagirre et al. (2008) usaram a porcentagem de industrialização e a densidade humana e do gado como indicadores de pressão do uso do solo. Yates et al. (2014) testaram as respostas de muitas variáveis ecológicas a diferentes tipos de descritores de pressão antropogênica incluindo descritores de cobertura do solo, produção agropecuária, bem como aqueles relacionados a práticas de manejo agropecuário. Neste estudo, diferentes tipos de variáveis ecológicas mostraram especificidade nas respostas aos indicadores de estresse, e geralmente foram sensíveis a um ou poucos descritores de pressão antropogênica.

Entre trabalhos estudando os efeitos da restauração do habitat, o trabalho de Roley et al. (2014) avaliando os efeitos da restauração da planície de inundação mostrou que essas áreas de correnteza lenta podem aumentar a PPB e tornar os parâmetros metabólicos mais estáveis depois de eventos de cheia, mas não tiveram efeitos em condições normais de fluxo. De modo similar Aristi et al. (2014) (não contabilizado nessa revisão) encontraram que

represas podem aumentar as taxas de PPB e R em trechos a jusante. Os autores argumentam que represas criam um ambiente mais adequado para o desenvolvimento de algas e macrófitas elevando a PPB. Isto pode conduzir a aumentos na R apenas em uma extensão limitada, mas no estudo em questão os aumentos na R foram até mesmo maiores que os na PPB, e provavelmente estes aumentos foram causados pela elevação da temperatura.

McTammany et al. (2007) e Giling et al. (2013) encontraram que a restauração da vegetação ripária foi eficiente em mudar os parâmetros metabólicos de córregos na direção esperada para a situação pristina. Contudo, no estudo Pearce & Yates (2015) práticas de manejo como restrição do acesso do gado ao córrego, manutenção das florestas ripárias entre outras não alteraram os parâmetros metabólicos dos córregos de ambientes agrícolas e as práticas de manejo foram consideradas ineficientes para esta finalidade. De modo similar Northington et al. (2011) não encontraram restabelecimento dos parâmetros metabólicos em rios impactados por atividade de mineração depois da restauração da vegetação ripária e habitat bentônico, mas neste estudo quase todos os córregos haviam sido restaurados a menos de dez anos e os autores argumentam que provavelmente um maior desenvolvimento ripário posterior iria conduzir a alterações metabólicas nesses córregos.

Os efeitos da restauração bentônica também foram estudados por Hoellein et al. (2012) que também não encontraram efeitos apreciáveis sobre as taxas metabólicas de córregos impactados pela agricultura. Neste estudo os autores hipostenizam que aumentos na proporção de habitats de rochas e cascalhos introduzidos pela restauração iriam conduzir a aumentos nas taxas metabólicas, uma vez que uma relação similar foi encontrada em um estudo prévio (HOELLEIN et al., 2007) levando a previsão que a manipulação do habitat bentônico alterariam as taxas de funcionamento do ecossistema. Contudo, a restauração bentônica não conduziu a mudanças no metabolismo do sistema, uma vez que seus efeitos foram superados pelos efeitos das condições ripárias. Assim, esses estudos parecem indicar que a restauração da vegetação ripária é o fator mais importante para restaurar as condições metabólicas de córregos a condições próximas às pristinas, contudo até mesmo essa abordagem tem aplicabilidade limitada em sistemas altamente impactados.

Ouve uma predominância de estudos usando a escala geográfica de bacia e poucos estudos avaliando a relação entre o metabolismo do córrego e a vegetação ripária. Entre treze publicações avaliando os efeitos do uso do solo na escala ripária, quatro (BUNN et al., 1999; 2010; FELLOWS et al., 2006; BURRELL et al., 2014) consideraram o sombreamento ripário causado pela vegetação ripária como um descritor de uso do solo ripário. Contudo,

sombreamento, não corresponde a uma real medida de uso do solo, uma vez que não fornece informação sobre a extensão ou estrutura das florestas ripárias e é fortemente influenciado por condições locais, dependendo do tamanho e largura do rio. Além disso, é inadequado para avaliar o uso do solo ripário de paisagem naturalmente abertas. No estudo de Pearce & Yates (2015) sobre os efeitos de práticas de manejo foram aplicados índices baseados na presença e extensão de diferentes práticas de manejo, assim este estudo também usou uma medida indireta do impacto ripário (restauração nesse caso). É surpreendentemente a escassez de estudos focados nos efeitos do uso do solo em escala ripária, uma vez que a forte relação entre o balanço metabólico de rios e sua vegetação circundante tem sido discutido a muito tempo (e.g. VANNOTE et al., 1980). Algumas inferências indiretas sobre os efeitos da mudança ripária sobre o metabolismo de córregos podem ser feitas, uma vez que muitos estudos mostraram respostas em componentes estruturais que se espera que sejam relacionadas ao metabolismo de córregos ecossistêmico, especialmente modificações na biomassa de algas bentônicas e abundância de invertebrados pastadores (DANCE & HYNES, 1980; DELONG & BRUSVEN, 1998; SPONSELLER et al., 2001). Contudo, extrapolações devem ser feitas cuidadosamente, uma vez que o entendimento da relação entre estrutura e funcionamento é considerado um dos maiores desafios da ciência da ecologia na atualidade (SANDIN & SOLIMINI, 2009), e há uma escassez de dados experimentais sobre essa relação.

Mudanças metabólicas mensuráveis em córregos sob estresse de uso do solo ocorreram na maioria dos estudos analisados, especialmente naqueles estudando córregos sob impacto de uso do solo para agropecuário. Em mais da metade dos casos estas mudanças ocorreram em ambas as taxas metabólicas. Em geral as taxas de PPB parecem ser mais sensíveis aos impactos da agropecuária mostrando alterações relacionadas ao estresse da agropecuária em 82,8% de todos os estudos que apresentaram alguma resposta, onde geralmente houve um aumento na PPB relacionado aos aumentos na luminosidade concentração de nutrientes. Em alguns casos a PPB respondeu mesmo em níveis baixos de impacto, como no estudo de Halbedel et al. (2013) onde a porcentagem de área impactada na bacia variou entre 7-17% e florestas ripárias estavam presentes em todos os locais estudados. Estudando os efeitos da vegetação arbórea exótica (em áreas de pradaria) Riley & Dodds (2012) encontraram a mesma tendência geral ocorrendo na direção contrária, uma vez que esta vegetação reduzia a PPB pelo sombreamento. Contrariando esses resultados, alguns estudos mostraram reduções na PPB associadas com o uso do solo para agropecuária. Brisbois et al. (2008) e Hopkins et al. (2011) atribuíram essas reduções na PPB a uma elevada turbidez

associada com altos níveis de uso do solo para agropecuária na bacia estudada. Hopkins et al. (2011) também encontraram aumentos na respiração, o que pode corroborar essa ideia uma vez que aumentos na R são esperados quando mais sólidos em suspensão estão presentes na coluna d'água. Mais que isso, Yates et al. (2013) encontraram diferenças na resposta metabólica entre córregos impactados pela agricultura e pela pecuária, onde a agricultura estimulou a PPB enquanto a pecuária foi relacionada a reduções na PPB. Neste estudo é possível que tenha ocorrido um efeito do gado cruzando o córrego e pastando nas áreas ripárias, o que aumentou a turbidez e impactou o leito do córrego.

Avaliando os efeitos do desmatamento (como proporção de solo nu, variando entre 1,8-13%) na escala de bacia, Mulholland et al. (2005) verificaram reduções na PPB associadas com esse impacto. Neste caso, a vegetação ripária permaneceu inalterada e provavelmente as reduções observadas ocorreram como efeito do aumento da turbidez causada pela lixiviação do solo nas áreas sem cobertura vegetal. Estudando os mesmo córregos, Houser et al. (2005) encontraram reduções nas taxas de R, o que poderia acontecer como uma consequência da redução na respiração autotrófica ou na quantidade de material orgânico recebido pelo. De maneira similar o estudo de Carlson et al. (2014) encontrou pequenas reduções na PPB de córregos associadas ao manejo agroflorestal tradicional (cultivo de arroz e fruticultura), enquanto plantações de dendê não tiveram efeitos mensuráveis na taxas de PPB. Neste estudo o sombreamento foi pelo menos em parte mantido, o que provavelmente controlou os aumentos na PBB enquanto as reduções observadas também podem ter sido um efeito do aumento na turbidez. Silva et al. (2013) encontraram que o corte seletivo de madeira na escala de bacia hidrográfica onde uma faixa ripária de 15m de largura foi integralmente protegida não teve nenhum efeito nas taxas metabólicas de córregos. Os estudos de McTammany et al. (2007) e Collier et al. (2013) encontraram aumentos inicial na PPB sob baixos níveis de impacto seguidos de reduções na PPB em altos níveis de impacto do uso agropecuário. De modo similar aos estudos mencionados acima, essas reduções na PPB parecem ter sido relacionadas à aumentos na turbidez causados pela atividade do gado no leito do córrego.

Em geral as taxas respiratórias parecem ser menos sensíveis aos impactos da agropecuária, e a resposta mais comum foram os aumentos nas taxas respiratórias. Estes resultados são um tanto inesperados uma vez eram esperadas reduções como consequência de redução na quantidade de material orgânico recebido pelos córregos correndo por paisagens agropecuárias. Em alguns casos (Burrell et al., 2014) houve até mesmo uma inesperada

relação negativa entre o sombreamento ripário e as taxas de respiração. Alguns estudos (VON SCHILLER et al., 2008; YATES et al., 2013) encontraram forte relação entre PPB e a R indicando que em alguma extensão os aumentos na respiração podem ocorrer como consequência do aumento da respiração autotrófica e não da respiração heterotrófica. Contudo, a explicação fornecida pro esse mecanismo ode explica os aumentos na R apenas parcialmente. Muito autores (HOPKINS et al., 2011; ROSA et al., 2013; BOTT & NEWBOLD, 2013) argumentam que os aumentos na R sob estresse da agropecuária podem ser causados pela estimulação do metabolismo heterotrófico causado pelos aumentos na temperatura e concentração de nutrientes na água. Outra possibilidade apresentada por Bott et al. (2006b) e Clapcott & Barmuta (2010), é que esses aumentos na respiração poderiam ocorrer devido a aumentos na respiração hiporreica como consequência do soterramento de material orgânico causado pela sedimentação.

A cobertura do solo urbano também influenciou o metabolismo de córregos na maioria dos casos. Sob esse tipo de estresse a R parece ser mais afetada do que a PPB e a principal resposta foi o aumento de ambas as taxas metabólicas. Aumentos na PPB foram na maioria das vezes atribuídos a aumentos na concentração de nutrientes, especialmente amônia, (GÜCKER & PUSCH, 2006; BERNOT et al., 2010; CLAPCOTT et al., 2010; KAUSHAL et al., 2014). Contudo, alguns estudos encontraram reduções na R em córregos correndo através de áreas urbanizadas. No estudo de Bott et al. (2006a) a PPB foi mais baixa na bacia mais urbanizada apesar de suas altas concentrações de amônio. Neste estudo os autores argumentam que apesar da urbanização na área da bacia a maior parte do sombreamento ripário foi mantida e isso limitou a PPB. Iwata et al. (2007) estudando bacias altamente urbanizadas também encontrou reduções na PPB que poderiam ser um efeito dos altos níveis de impacto, de forma similar as reduções na PPB relacionadas ao impacto agropecuário. As taxas respiratórias também aumentaram com o uso do solo urbano e foram por muitas vezes relacionadas à concentração de nutrientes (CLAPCOTT et al., 2010; IZAGIRRE et al., 2008; SILVA-JUNIOR et al., 2014) e carbono lábil (Gücker & Pusch, 2006). Reduções na taxa de R foi observada em apenas 2 casos (BOTT et al., 2006a; IWATA et al., 2007). BOTT et al. (2006a) atribuíram essa resposta à forte ligação entre R e PPB (que também diminuiu no referido estudo), enquanto Iwata et al. (2007) argumentaram que isso poderia ser um efeito de reduções na quantidade de material orgânico chegando ao córrego.

É importante ressaltar que apesar da resposta aparentemente menor do metabolismo de córregos ao uso do solo urbano quando comparado com impactos da agropecuária, em geral

estudos sobre estresse do uso do solo urbano avaliam efeitos de níveis relativamente baixos deste impacto. Por exemplo, Clapcott et al. (2010) encontraram respostas na PPB e R de córregos mesmo trabalhando com níveis mínimos de distúrbios na escala de bacia hidrográfica (<10% de urbanização) e Silva-Junior et al. (2014) encontraram respostas na R considerando a escala ripária em níveis até mais baixos de urbanização (máximo de 8%). Teoricamente o metabolismo de córregos deve ser mais sensível à impactos na escala ripária, contudo nos trabalhos revisados não houve nenhuma associação evidente entre a resposta das variáveis metabólicas e a escala geográfica testada, uma vez que aparentemente a proporção de respostas em uma dada escala é muito próxima a proporção na qual esta escala foi usada. Contudo, a dependência da escala é difícil de analisar nos casos estudados uma vez que diferentes indicadores foram empregados para descrever um tipo específico de impacto em uma dada escala, (e.g. densidade populacional x cobertura do solo urbano, ou cobertura vegetal ripária x sombreamento dentro do córrego) Mais que isso, é extremamente difícil separa efeitos relacionados à escala ripária daqueles relacionados à escala de bacia hidrográfica, uma vez que independente da escala testada em um dado estudo, na maioria dos casos impactos do uso do solo existiam em mais de uma escala ao mesmo tempo.

## 1.6 Conclusões

Existe uma escassez de estudos relacionando os efeitos do uso do solo ao metabolismo de córregos em regiões tropicais e estudos em biomas temperados foram cinco vezes mais abundantes nesta revisão. Isto é particularmente preocupante uma vez que hoje em dia estas áreas sofrem mais intensamente com as modificações ligadas ao uso do solo. Geralmente estudos são conduzidos em escala de bacia hidrográfica com menos pesquisa avaliando os efeitos do solo na escala ripária que teoricamente deveria ter uma relação mais forte com processos ocorrendo dentro do córrego. Contudo, entre os estudos analisados não houve evidência de respostas metabólicas associadas a uma escala geográfica específica.

O metabolismo de córregos respondeu aos impactos do uso do solo na maioria dos casos, mostrando que esse processo fundamental é consideravelmente afetado pelo uso do solo. As taxas metabólicas geralmente aumentam com o aumento da agropecuária e urbanização; as taxas de PPB parecem ter sua mudança determinada pelos aumentos na luminosidade e concentração de nutrientes. Entre os casos analisados, a concentração de nutrientes deve ter um papel muito importante uma vez que aumentos na PPB foram



observados mesmo em casos onde o sombreamento ripário foi mantido e em paisagens naturalmente abertas como o cerrado e pradarias temperadas, assim nesses ambientes os aumentos na concentração de nutrientes podem ser um fator chave no controle da PPB. Contudo, apesar do aumento na PPB ser a resposta mais comum, altos níveis de impacto podem causar um aumento na quantidade de sólidos em suspensão na água além de alterações no leito do córrego o que pode reduzir a PPB pela limitação de luz ou por exclusão física de algas e macrófitas. Inesperados aumentos nas taxas de R devem ter sido parcialmente influenciados pela grande importância do crescimento autotrófico nos sistemas analisados. Contudo, é altamente provável que fontes não conspícuas de carbono alóctone, como sedimentos finos lixiviados, possam ter uma grande influência, bem como a elevada concentração de nutrientes inorgânicos que poderia estimular o metabolismo heterotrófico. Práticas de manejo agroflorestal parecem causar efeitos mínimos nas taxas metabólicas de córregos e programas de restauração baseados na recuperação da vegetação ripária parecem ser eficientes em direcionar as taxas metabólicas de rios impactados na direção esperada para as condições naturais. Contudo a eficiência dessa abordagem parece ser dependente do nível do impacto.

Elucidar as relações mecânicas específicas entre mudanças nas taxas metabólicas de córregos e impactos do uso do solo ainda é um aspecto fundamental a ser elucidado com objetivo de melhor prever os efeitos de mudanças no uso do solo e do estabelecimento de programas de manejo e proteção, contudo isto tem sido difícil uma vez que córregos impactados geralmente encontram-se sob cenários de múltiplos impactos. Mais que isso, apesar de alguns aspectos dos ecossistemas serem em teoria mais relacionados a uma escala geográfica específica, frequentemente impactos do uso do solo têm lugar em diferentes escalas geográficas simultaneamente. Assim, estudos das relações de causalidade entre processos ecológicos de córregos e mudanças no uso do solo que considerem diferentes escalas geográficas são fundamentais para fornecer uma melhor explicação sobre os fatores chave que conduzem às modificações observadas nas taxas metabólicas de córregos.

## 1.7 Referências

ACUÑA, V., GIORGI, A., MUÑOZ, I., UEHLINGER, U. and SABATER, S. (2004). Flow extremes and benthic organic matter shape the metabolism of a headwater Mediterranean stream. *Freshwater Biology*, 49(7): 960-971.

- ALLAN, J.D. & CASTILLO, M.M. (2007). Stream ecology: structure and function of running waters. 2nd ed. Netherlands: Springer Science & Business Media Springer, 436 p.
- ALNOEE, A.B., RIIS, T., ANDERSEN, M.R., BAATTRUP-PEDERSEN, A. and SAND-JENSEN, K. (2015). Whole-stream metabolism in nutrient-poor calcareous streams on Öland, Sweden. *Aquatic Sciences*, 77(2): 207-219.
- ARISTI, I., ARROITA, M., LARRAÑAGA, A., PONSATÍ, L., SABATER, S., VON SCHILLER, D., ELOSEGI, A. and ACUÑA, V. (2014). Flow regulation by dams affects ecosystem metabolism in Mediterranean rivers. *Freshwater Biology*, 59(9): 1816-1829.
- ARISTI, I., VON SCHILLER, D., ARROITA, M., BARCELÓ, D., PONSATÍ, L., GARCÍA-GALÁN, M.J., SABATER, S., ELOSEGI, A. and ACUÑA, V. (2015). Mixed effects of effluents from a wastewater treatment plant on river ecosystem metabolism: subsidy or stress? *Freshwater Biology*, 60(7): 1398-1410.
- BEAULIEU, J.J., ARANGO, C.P., BALZ, D.A. and SHUSTER, W.D. (2013). Continuous monitoring reveals multiple controls on ecosystem metabolism in a suburban stream. *Freshwater Biology*, 58(5): 918-937.
- BERNOT, M.J., SOBOTA, D.J., HALL, R.O. Jr., MULHOLLAND, P.J., DODDS, W.K., WEBSTER, J.R., TANK, J.L., ASHKENAS, L.R., COOPER, L.W., DAHM, C.N., GREGORY, S., GRIMM, N.B., HAMILTON, S.K., JOHNSON, S.L., MCDOWELL, W.H., MEYER, J.L., PETERSON, B., POOLE, G.C., VALETT, H.M., ARANGO, C., BEAULIEU, J.J., BURGIN, A.J., CRENSHAW, C., HELTON, A.M., JOHNSON, L., MERRIAM, J., NIEDERLEHNER, B.R., O'BRIEN, J.M., POTTER, J.D., SHEIBLEY, R.W., THOMAS, S.M. and WILSON, K. (2010) Inter-regional comparison of land-use effects on stream metabolism. *Freshwater Biology*, 55(9): 1874-1890.
- BOTT, T.L. and NEWBOLD, J.D. (2013). Ecosystem metabolism and nutrient uptake in Peruvian headwater streams. *International Review of Hydrobiology*, 98(3): 117-131.
- BOTT, T.L., MONTGOMERY, D.S., NEWBOLD, J.D., ARSCOTT, D.B., DOW, C.L., AUFDENKAMPE, A.K., JACKSON, J.K. and KAPLAN, L.A. (2006a) Ecosystem metabolism in streams of the Catskill Mountains (Delaware and Hudson River watersheds) and Lower Hudson Valley. *Journal of the North American Benthological Society*, 25(4): 1018-1044.
- BOTT, T.L., NEWBOLD, J.D. and ARSCOTT, D.B. (2006b). Ecosystem metabolism in Piedmont streams: reach geomorphology modulates the influence of riparian vegetation. *Ecosystems*, 9(3): 398-421.
- BRISBOIS, M.C., JAMIESON, R., GORDON, R., STRATTON, G. and MADANI, A. (2008). Stream ecosystem health in rural mixed land-use watersheds. *Journal of Environmental Engineering and Science*, 7(5): 439-452.
- BRITO, E.F., MOULTON, T.P., SOUZA, M.L. and BUNN, S.E. (2006). Stable isotope analysis indicates microalgae as the predominant food source of fauna in a coastal forest stream, south-east Brazil. *Austral Ecology*, 31(5): 623-633.

BUNN, S.E., ABAL, E.G., SMITH, M.J., CHOY, S.C., FELLOWS, C.S., HARCH, B.D., KENNARD, M.J. and SHELDON, F. (2010) Integration of science and monitoring of river ecosystem health to guide investments in catchment protection and rehabilitation. *Freshwater Biology*, 55(s1): 223-240.

BUNN, S.E., DAVIES, P.M. and MOSISCH, T.D. (1999). Ecosystem measures of river health and their response to riparian and catchment degradation. *Freshwater Biology*, 41(2): 333-345.

BURCHER, C.L., VALETT, H.M. and BENFIELD, E.F. (2007). The land-cover cascade: relationships coupling land and water. *Ecology*, 88(1): 228-242.

BURRELL, T.K., O'BRIEN, J.M., GRAHAM, S.E., SIMON, K.S., HARDING, J.S. and MCINTOSH, A.R. (2014). Riparian shading mitigates stream eutrophication in agricultural catchments. *Freshwater Science*, 33(1): 73-84.

CARLSON, K.M., CURRAN, L.M., PONETTE-GONZÁLEZ, A.G., RATNASARI, D., RUSPITA., LISNAWATI, N., PURWANTO, Y., BRAUMAN, K.A. and RAYMOND, P.A. (2014). 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*, 119(6): 1110-1128.

CLAPCOTT, J.E. and BARMUTA, L.A. (2010). Forest clearance increases metabolism and organic matter processes in small headwater streams. *Journal of the North American Benthological Society*, 29(2): 546-561.

CLAPCOTT, J.E., YOUNG, R.G., GOODWIN, E.O. and LEATHWICK, J.R. (2010) APPLIED ISSUES: Exploring the response of functional indicators of stream health to land-use gradients. *Freshwater Biology*, 55(10): 2181-2199.

COLLIER, K.J., CLAPCOTT, J.E., HAMER, M.P. and YOUNG, R.G. (2013). Extent estimates and land cover relationships for functional indicators in non-wadeable rivers. *Ecological Indicators*, 34: 53-59. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.04.010>.

CUMMINS, K.W. (1992). Catchment characteristics and river ecosystems. In: P.J. BOON, P. CALOW and G.E. PETTS, eds. *River conservation and management*. Chichester: John Wiley and Sons, pp. 125-135.

DANCE, K.W. and HYNES, H.B.N. (1980). Some effects of agricultural land use on stream insect communities. *Environmental Pollution. Series A. Ecological and Biological*, 1980, 22(1): 19-28.

DELONG, M.D. and BRUSVEN, M.A. (1998). Macroinvertebrate community structure along the longitudinal gradient of an agriculturally impacted stream. *Environmental Management*, 22(3): 445-457.

FELLOWS, C., CLAPCOTT, J., UDY, J., BUNN, S., HARCH, B., SMITH, M. and DAVIES, P. (2006). Benthic metabolism as an indicator of stream ecosystem health. *Hydrobiologia*, 572(1): 71-87.

FOLEY, J.A., DEFRIES, R., ASNER, G.P., BARFORD, C., BONAN, G., CARPENTER, S.R., CHAPIN, F.S., COE, M.T., DAILY, G.C., GIBBS, H.K., HELKOWSKI, J.H.,

- HOLLOWAY, T., HOWARD, E.A., KUCHARIK, C.J., MONFREDA, C., PATZ, J.A., PRENTICE, I.C., RAMANKUTTY, N. and SNYDER, P.K. (2005). Global consequences of land use. *Science*, 2005, 309(5734), 570-574.
- GILING, D.P., GRACE, M.R., MAC NALLY, R. and THOMPSON, R.M. (2013). The influence of native replanting on stream ecosystem metabolism in a degraded landscape: can a little vegetation go a long way? *Freshwater Biology*, 58(12): 2601-2613.
- GRACE, M. and IMBERGER, S. (2006). Stream metabolism: performing & interpreting measurements. Melbourne: Water Studies Centre, Monash University, Darling Basin Commission, vol. 204. Report for the Murray.
- GÜCKER, B. and PUSCH, M.T. (2006). Regulation of nutrient uptake in eutrophic lowland streams. *Limnology and Oceanography*, 51(3): 1443-1453.
- GÜCKER, B., BOECHAT, I.G. and GIANI, A. (2009). Impacts of agricultural land use on ecosystem structure and whole-stream metabolism of tropical Cerrado streams. *Freshwater Biology*, 54(10): 2069-2085.
- HAGEN, E.M., MCTAMMANY, M.E., WEBSTER, J.R. and BENFIELD, E.F. (2010). Shifts in allochthonous input and autochthonous production in streams along an agricultural land-use gradient. *Hydrobiologia*, 655(1): 61-77.
- HALBEDEL, S., BÜTTNER, O. and WEITERE, M. (2013). Linkage between the temporal and spatial variability of dissolved organic matter and whole-stream metabolism. *Biogeosciences*, 10(8): 5555-5569.
- HAUER, F.R. and LAMBERTI, G.A., eds. (2011). *Methods in stream ecology*. New York: Academic Press.
- HILL, A.R. (1986). Stream nitrate-N loads in relation to variations in annual and seasonal runoff regimes. *Journal of the American Water Resources Association*, 22(5): 829-839.
- HOELLEIN, T.J., TANK, J.L., ROSI-MARSHALL, E.J., ENTREKIN, S.A. and LAMBERTI, G.A. (2007). Controls on spatial and temporal variation of nutrient uptake in three Michigan headwater streams. *Limnology and Oceanography*, 52(5): 1964-1977.
- HOELLEIN, T.J., TANK, J.L., ENTREKIN, S.A., ROSI-MARSHALL, E.J., STEPHEN, M.L. and LAMBERTI, G.A. (2012). Effects of benthic habitat restoration on nutrient uptake and ecosystem metabolism in three headwater streams. *River Research and Applications*, 28(9): 1451-1461.
- HOPKINS, J.M., MARCARELLI, A.M. and BECHTOLD, H.A. (2011). Ecosystem structure and function are complementary measures of water quality in a polluted, spring-influenced river. *Water, Air, and Soil Pollution*, 214(1-4): 409-421.
- HOUSER, J.N., MULHOLLAND, P.J. and MALONEY, O.K. (2005). Catchment disturbance and stream metabolism: patterns in ecosystem respiration and gross primary production along a gradient of upland soil and vegetation disturbance. *Journal of the North American Benthological Society*, 24(3): 538-552.

- HURYN, A.D., BUTZ HURYN, V.M., ARBUCKLE, C.J. and TSOMIDES, L. (2002). Catchment land-use, macroinvertebrates and detritus processing in headwater streams: taxonomic richness versus function. *Freshwater Biology*, 47(3): 401-415.
- IWATA, T., TAKAHASHI, T., KAZAMA, F., HIRAGA, Y., FUKUDA, N., HONDA, M., KIMURA, Y., KOTA, K., KUBOTA, D., NAKAGAWA, S., NAKAMURA, T., SHIMURA, M., YANAGIDA, S., XEU, L., FUKASAWA, E., HIRATSUKA, Y., IKEBE, T., IKENO, N., KOHNO, A., KUBOTA, K., KUWATA, K., MISONOU, T., OSADA, Y., SATO, Y., SHIMIZU, R. and SHINDO, K. (2007). Metabolic balance of streams draining urban and agricultural watersheds in central Japan. *Limnology*, 8(3): 243-250.
- IZAGIRRE, O., AGIRRE, U., BERMEJO, M., POZO, J. and ELOSEGI, A. (2008). Environmental controls of whole-stream metabolism identified from continuous monitoring of Basque streams. *Journal of the North American Benthological Society*, 27(2): 252-268.
- KAUSHAL, S.S., DELANEY-NEWCOMB, K., FINDLAY, S.E.G., NEWCOMER, T.A., DUAN, S., PENNINO, M.J., SIVIRICHI, G.M., SIDES-RALEY, A.M., WALBRIDGE, M.R. and BELT, K.T. (2014). Longitudinal patterns in carbon and nitrogen fluxes and stream metabolism along an urban watershed continuum. *Biogeochemistry*, 121(1): 23-44.
- MALMQVIST, B. and RUNDLE, S. (2002). Threats to the running water ecosystems of the world. *Environmental Conservation*, 29(2): 134-153.
- MCDOWELL, W.H. (2001). Hurricanes, people, and riparian zones: controls on nutrient losses from forested Caribbean watersheds. *Forest Ecology and Management*, 154(3): 443-451.
- MCTAMMANY, M.E., BENFIELD, E.F. and WEBSTER, J.R. (2007). Recovery of stream ecosystem metabolism from historical agriculture. *Journal of the North American Benthological Society*, 26(3): 532-545.
- MEYBECK, M. (2003). Global analysis of river systems: from Earth system controls to Anthropocene syndromes. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences*, 358(1440): 1935-1955.
- MULHOLLAND, P.J., FELLOWS, C.S., TANK, J.L., GRIMM, N.B., WEBSTER, J.R., HAMILTON, S.K., MARTI, E., ASHKENAS, L., BOWDEN, W.B., DODDS, W.K., MCDOWELL, W.H., PAUL, M.J. and PETERSON, B.J. (2001). Inter-biome comparison of factors controlling stream metabolism. *Freshwater Biology*, 46(11): 1503-1517.
- MULHOLLAND, P.J., HOUSER, J.N. and MALONEY, K.O. (2005). Stream diurnal dissolved oxygen profiles as indicators of in-stream metabolism and disturbance effects: Fort Benning as a case study. *Ecological Indicators*, 5(3): 243-252.
- NAIDOO, R., BALMFORD, A., COSTANZA, R., FISHER, B., GREEN, R.E., LEHNER, B., MALCOLM, T.R. and RICKETTS, T.H. (2008). Global mapping of ecosystem services and conservation priorities. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 105(28): 9495-9500.

NAZARENO, A.G. (2012) Brazil: combat the effects of forest code changes. *Nature*, 486(7402): 191.

NORTHINGTON, R.M., BENFIELD, E.F., SCHOENHOLTZ, S.H., TIMPANO, A.J., WEBSTER, J.R. and ZIPPER, C. (2011). An assessment of structural attributes and ecosystem function in restored Virginia coalfield streams. *Hydrobiologia*, 671(1): 51-63.

O'DRISCOLL, C., O'CONNOR, M., ASAM, Z.U., DE EYTO, E., BROWN, L.E. and XIAO, L. (2016). Forest clearfelling effects on dissolved oxygen and metabolism in peatland streams. *Journal of Environmental Management*, 166: 250-259.

PEARCE, N. and YATES, A. (2015). Agricultural best management practice abundance and location does not influence stream ecosystem function or water quality in the summer season. *Water*, 7(12): 6861-6876.

POSTEL, S. and CARPENTER, S. (1997). Freshwater ecosystem services. In G. DAILY, ed. *Nature's services: societal dependence on natural ecosystems*. Washington: Island Press, pp. 195-214.

RILEY, A.J. and DODDS, W.K. (2012). The expansion of woody riparian vegetation, and subsequent stream restoration, influences the metabolism of prairie streams. *Freshwater Biology*, 57(6): 1138-1150.

ROLEY, S.S., TANK, J.L., GRIFFITHS, N.A., HALL, R.O. Jr. and DAVIS, R.T. (2014). The influence of floodplain restoration on whole-stream metabolism in an agricultural stream: insights from a 5-year continuous data set. *Freshwater Science*, 33(4): 1043-1059.

ROSA, R.S., AGUIAR, A.C.F., BOËCHAT, I.G. and GÜCKER, B. (2013). Impacts of fish farm pollution on ecosystem structure and function of tropical headwater streams. *Environmental Pollution*, 174: 204-213.

SANDIN, L. & SOLIMINI, A.G. (2009). Freshwater ecosystem structure–function relationships: from theory to application. *Freshwater Biology*, 54(10): 2017-2024.

SCHÄFER, R.B., BUNDSCHUH, M., ROUCH, D.A., SZÖCS, E., VON DER OHE, P.C., PETTIGROVE, V., SCHULZ, R., NUGEGODA, D. and KEFFORD, B.J. (2012). Effects of pesticide toxicity, salinity and other environmental variables on selected ecosystem functions in streams and the relevance for ecosystem services. *The Science of the Total Environment*, 415: 69-78.

SILVA, A., XU, Y.J., ICE, G., BEEBE, J. and STICH, R. (2013). Effects of timber harvesting with best management practices on ecosystem metabolism of a low gradient stream on the United States Gulf Coastal Plain. *Water*, 5(2): 747-766.

SILVA-JUNIOR, E.F. and MOULTON, T.P. (2011). Ecosystem functioning and community structure as indicators for assessing environmental impacts: Leaf processing and macroinvertebrates in Atlantic Forest streams. *International Review of Hydrobiology*, 96(6): 656-666.

- SILVA-JUNIOR, E.F., MOULTON, T.P., BOËCHAT, I.G. and GÜCKER, B. (2014). Leaf decomposition and ecosystem metabolism as functional indicators of land use impacts on tropical streams. *Ecological Indicators*, 36: 195-204.
- SPONSELLER, R.A., BENFIELD, E.F. and VALETT, H.M. (2001). Relationships between land use, spatial scale and stream macroinvertebrate communities. *Freshwater Biology*, 46(10): 1409-1424.
- SUDDUTH, E.B., HASSETT, B.A., CADA, P. and BERNHARDT, E.S. (2011). Testing the field of dreams hypothesis: functional responses to urbanization and restoration in stream ecosystems. *Ecological Applications*, 21(6): 1972-1988.
- SWEENEY, B.W., BOTT, T.L., JACKSON, J.K., KAPLAN, L.A., NEWBOLD, J.D., STANDLEY, L.J., HESSION, W.C. and HORWITZ, R.J. (2004). Riparian deforestation, stream narrowing, and loss of stream ecosystem services. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 101(39): 14132-14137.
- THORP, J.H. and DELONG, M.D. (2002). Dominance of autochthonous autotrophic carbon in food webs of heterotrophic rivers. *Oikos*, 96(3): 543-550.
- UEHLINGER, U. (2006). Annual cycle and inter-annual variability of gross primary production and ecosystem respiration in a floodprone river during a 15-year period. *Freshwater Biology*, 51(5): 938-950.
- VANNOTE, R.L., MINSHALL, G.W., CUMMINS, K.W., SEDELL, J.R. and CUSHING, C.E. (1980). The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37(1): 130-137.
- VON SCHILLER, D., MARTÍ, E., RIERA, J.L., RIBOT, M., MARKS, J.C. and SABATER, F. (2008) Influence of land use on stream ecosystem function in a Mediterranean catchment. *Freshwater Biology*, 53(12): 2600-2612.
- VÖRÖSMARTY, C.J., MCINTYRE, P.B., GESSNER, M.O., DUDGEON, D., PRUSEVICH, A., GREEN, P., GLIDDEN, S., BUNN, S.E., SULLIVAN, C.A., LIERMANN, C.R. and DAVIES, P.M. (2010). Global threats to human water security and river biodiversity. *Nature*, 467(7315): 555-561.
- WALLACE, J.B., EGGERT, S.L., MEYER, J.L. and WEBSTER, J.R. (1999). Effects of resource limitation on a detrital-based ecosystem. *Ecological Monographs*, 69(4): 409-442.
- WEBSTER, J.R. and BENFIELD, E.F. (1986). Vascular plant breakdown in freshwater ecosystems. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 17(1): 567-594.
- YATES, A.G., BRUA, R.B., CULP, J.M. and CHAMBERS, P.A. (2013). Multi-scaled drivers of rural prairie stream metabolism along human activity gradients. *Freshwater Biology*, 58(4): 675-689.
- YATES, A.G., BRUA, R.B., CULP, J.M., CHAMBERS, P.A. and WASSENAAR, L.I. (2014). Sensitivity of structural and functional indicators depends on type and resolution of anthropogenic activities. *Ecological Indicators*, 45: 274-284.

YOUNG, R.G. and HURYN, A.D. (1996). Interannual variation in discharge controls ecosystem metabolism along a grassland river continuum. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 53(10): 2199-2211.

YOUNG, R.G. and HURYN, A.D. (1999) Effects of land use on stream metabolism and organic matter turnover. *Ecological Applications*, 9(4): 1359-1376.

YOUNG, R.G., MATTHAEI, C.D. and TOWNSEND, C.R. (2008). Organic matter breakdown and ecosystem metabolism: functional indicators for assessing river ecosystem health. *Journal of the North American Benthological Society*, 27(3): 605-625.

YOUNG, R.G. and COLLIER, K.J. (2009). Contrasting responses to catchment modification among a range of functional and structural indicators of river ecosystem health. *Freshwater Biology*, 54(10): 2155-2170.



## 2 MODELANDO A INFLUÊNCIA DO USO DO SOLO RIPÁRIO SOBRE PROCESSOS METABÓLICOS DE CÓRREGOS DE MATA ATLÂNTICA

### 2.1 Resumo

Neste capítulo foram estudadas as relações entre a perda de vegetação ripária, variáveis físicas e químicas, metabolismo ecossistêmico e estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos em córregos da bacia do Rio Guapiaçú, Rio de Janeiro. As relações significativas foram usadas para desenvolver um modelo de equações estruturais (i.e. *path analysis*) descrevendo as relações causais que ligam o desmatamento ripário ao metabolismo ecossistêmico e biodiversidade por intermédio de alterações em variáveis abióticas. Foram estudados 28 locais distribuídos por quatro córregos selecionados de forma a constituir um gradiente desmatamento ripário. Nestes locais foram medidos um conjunto de variáveis abióticas, o metabolismo ecossistêmico e a composição da comunidade de macroinvertebrados bentônicos. A maioria dos córregos foi heterotrófica e a R foi fortemente relacionada ao metabolismo líquido diário. O desmatamento ripário foi positivamente relacionado à PPB e R, e negativamente relacionado à saturação mínima de oxigênio ao longo do dia. Uma vez que os aumentos na PPB e R foram similares, a razão PPB/R foi estável ao longo do gradiente de desmatamento. O desmatamento ripário foi relacionado à diminuição na riqueza e diversidade de macroinvertebrados, e na abundância de macroinvertebrados rasgadores. O modelo de equações estruturais indicou que a redução no sombreamento e o aumento nas concentrações de amônio levam a redução na saturação mínima de oxigênio ao longo do dia, o que foi causado primariamente pelo aumento no consumo de oxigênio como consequência do aumento nas taxas respiratórias. Contudo, o modelo também indicou uma relação negativa direta entre a concentração de amônio e a saturação mínima de oxigênio, o que pode ter ocorrer devido a reações de nitrificação que consomem oxigênio molecular. Essa redução na saturação de oxigênio foi o principal fator relacionado à redução na diversidade de macroinvertebrados que também foi afetada diretamente pela redução no sombreamento. Esses resultados indicam que ações de manejo como manutenção do sombreamento ripário, restrição do acesso do gado aos córregos, e restrições no uso de fertilizantes em zonas ripárias podem minimizar os impactos do uso do solo na biodiversidade de córregos da mata atlântica.

**Palavras-chave:** Metabolismo ecossistêmico. Path analysis. Amônio. Respiração ecossistêmica.

## 2.2 Introdução

Ecosistemas lóticos são fundamentais para o estabelecimento e manutenção das populações humanas uma vez que fornecem uma variedade de serviços ambientais à sociedade (NAIDOO et al., 2008). Contudo, nas últimas décadas, o aumento da população humana e uso per capita de recursos ambientais levou a um considerável aumento na variedade e magnitude das pressões antrópicas sobre esses ecossistemas (MEYBECK, 2003; VÖRÖSMARTY et al., 2010). Os diversos impactos ambientais ligados às atividades humanas limitam o potencial dos ecossistemas em fornecer serviços úteis à humanidade, assim, enquanto a demanda por estes serviços cresce a capacidade dos ecossistemas em fornecê-los está provavelmente diminuindo, levando a uma crescente preocupação sobre a preservação destes ambientes (Millennium Ecosystem Assessment, 2005; NAIDOO et al., 2008).

Rios de pequeno porte (1º a 3º ordem, “córregos”) constituem uma grande proporção da rede hídrica de uma bacia hidrográfica e são importantes no processamento e retenção de nutrientes e matéria orgânica (MOULTON et al., 2007; OLIVEIRA, 2011). Apesar de ocuparem uma superfície pequena em relação aos ambientes terrestres, córregos têm um papel desproporcionalmente importante nos ciclos biogeoquímicos e são sítios muito ativos no processamento de carbono terrestre (BASTIVIKEN et al., 2011; BENSTEAD & LEIGH, 2012).

Córregos são energeticamente conectados à vegetação ripária circundante a qual influencia fortemente a entrada de luz e matéria orgânica no ambiente aquático, regulado o metabolismo de carbono orgânico (WALLACE et al., 1999). Além dessa ligação energética fundamental, a vegetação ripária interage com a geologia, precipitação e topografia, influenciando aspectos como hidrodinâmica, intensidade de distúrbios e distribuição de habitats (CUMMINS, 1992; MONTGOMERY & BUFFINGTON, 1998). A vegetação ripária exerce ainda efeito sobre as concentrações de nutrientes, atuando como um filtro biogeoquímico que retém e transforma os nutrientes antes destes chegarem ao córrego (HILL, 1986).

A remoção da vegetação ripária leva ao aumento na incidência de luz e na temperatura da água, redução na entrada de material vegetal alóctone e alterações na estrutura do sedimento (GREGORY et al., 1991; CAMPBELL et al., 1992), enquanto a agropecuária geralmente causa um aumento na entrada de nutrientes e pesticidas nos rios (JOHNSON et al., 1997; BRAMLEY & ROTH, 2002; GILLIOM & HAMILTON, 2007). Tanto as comunidades

de córregos (i.e. biodiversidade) quanto os processos ecológicos ocorrendo nestes ambientes (i.e. metabolismo, decomposição, ciclagem de nutrientes) são diretamente afetados por essas mudanças físicas causadas pelo desmatamento. Além do efeito direto das alterações físicas, biodiversidade e processos ecossistêmicos são inerentemente ligados, de forma que mudanças em um destes aspectos deve influenciar o outro em alguma escala (CUMMINS, 1974; GESSNER & CHAUVET, 2002). Por exemplo, aumentos nas taxas de produção podem ser seguidos por aumentos na abundância de insetos pastadores (DELONG & BRUSVEN, 1998; SPONSELLER et al., 2001; NIYOGI et al., 2007), o que em contrapartida pode influenciar a produção primária por vários mecanismos incluindo redução do sombreamento causado pelo acúmulo de material e recirculação de nutrientes (WALLACE & WEBSTER, 1996).

Dessa forma, os efeitos do desmatamento e agropecuária nas características físicas dos rios espalham-se pelos componentes do ecossistema afetando a biodiversidade e processos ecossistêmicos, e podem alterar drasticamente o funcionamento do ecossistema (i.e. “land cover cascade”, sensu Burcher et al., 2007). Além disso, uma vez que o movimento de água conecta trechos a jusante com aqueles a montante em uma bacia hidrográfica, impactos em córregos de cabeceira espalham-se rio abaixo com potencial para afetar grande parcela da rede hídrica de uma bacia hidrográfica (MINSHALL et al., 1985, ROBERTS et al., 2007). Assim, mudanças no uso do solo ripário são consideradas como uma das maiores ameaças a ambientes lóticos, alterando seus padrões de funcionamento e limitando a capacidade de fornecer serviços ambientais (NAIDOO et al., 2008; VÖRÖSMARTY et al., 2010).

Para o desenvolvimento de estratégias de manejo e mitigação de impactos ambientais em ecossistemas naturais é necessário entender os mecanismos envolvidos nas mudanças observadas, bem como as consequências destas mudanças para a dinâmica do sistema (YOUNG et al., 2008; PALMER & FILOSO, 2009; HOLT & MILLER, 2011). Contudo, o conhecimento mecanístico (i.e. sobre a forma e intensidade das possíveis relações) sobre como efeitos do uso do solo nas variáveis abióticas dos rios impactam a biodiversidade e os processos ecológicos destes ainda é limitado (BURCHER et al., 2007), especialmente em regiões tropicais onde mudanças de uso e cobertura do solo acontecem em ritmo mais acelerado (HANSEN et al., 2013). Além disso, pesquisas sobre o tema realizadas em regiões temperadas podem ter aplicação limitada para córregos tropicais devido a diferenças nas práticas de ocupação e manejo do solo, bem como diferenças naturais entre os ambientes (OMETTO et al., 2000).

Em regiões tropicais, onde estão localizados a maioria dos países em desenvolvimento, o uso de fertilizantes é bem menor quando comparado com áreas agrícolas

de países desenvolvidos da região temperada, que em geral são fortemente adubadas (CARPENTER et al., 1998). Devido à inexistência ou ineficiência de sistemas de tratamento de água, as fontes pontuais de poluição muitas vezes são impactos importantes em córregos tropicais, enquanto nos países desenvolvidos estas fontes têm atualmente menor importância (OMETTO et al., 2000). Existem ainda diferenças nas espécies cultivadas e nas práticas de manejo pecuário entre as regiões, com maior desenvolvimento de pecuária intensiva na região temperada (OMETTO et al., 2000).

Córregos em diferentes latitudes são sujeitos a diferentes ciclos sazonais e possuem diferenças na composição taxonômica. Mais que isso, córregos tropicais parecem funcionar de maneira um pouco diferente do modelo padrão para rios temperados (i.e. RCC, Vannote et al., 1980), que sugere uma extrema dependência de recursos alóctones como fonte basal de energia para a cadeia trófica. Apesar de córregos em ambos os ambientes possuírem pequena biomassa de algas em comparação à biomassa de material vegetal alóctone, estudos utilizando isótopos estáveis indicam que o carbono algal de origem autóctone é o recurso basal mais importante para cadeia trófica de córregos tropicais (BUNN et al., 1999; THORP & DELONG, 2002; BRITO et al., 2006; NERES-LIMA et al., 2016). Existem ainda diferenças importantes no funcionamento de alguns processos ecológicos como decomposição e ciclagem de nutrientes entre as diferentes regiões (IRONS et al., 1994; MATHURIAU & CHAUVET, 2002).

Os diversos processos ecossistêmicos como produção, decomposição e ciclagem de nutrientes, promovem a ligação entre componentes estruturais (bióticos e abióticos) criando a dinâmica do ecossistema, e muitas vezes são diretamente relacionados a serviços ecossistêmicos fornecidos pelos rios, como reciclagem de nutrientes e produção de biomassa (FISHER et al., 2014). Processos ecossistêmicos de rios são fortemente influenciados pela estrutura da vegetação ripária e uso do solo circundante, contudo, as pesquisas sobre impactos do uso do solo em córregos geralmente são focadas nos seus efeitos sobre componente estruturais como variáveis abióticas e a biodiversidade (MOULTON & MAGALHÃES, 2003; BAPTISTA et al., 2006). Assim, existe uma lacuna no conhecimento a respeito dos mecanismos pelos quais as mudanças no uso do solo causam alterações em processos ecossistêmicos de córregos tropicais, conhecimento crucial para prever os efeitos dessas mudanças sobre o funcionamento destes ecossistemas.

Os processos metabólicos de rios são aspectos funcionais destes ecossistemas e influenciam diretamente nas taxas de produção de biomassa que pode entrar como recurso na cadeia trófica aquática (ALLAN & CASTILLO, 2007). O metabolismo ecossistêmico é uma

medida de quanto carbono orgânico é produzido e consumido em ecossistemas e fornece uma estimativa direta da base trófica e capacidade suporte do ambiente. Em córregos, o metabolismo é fortemente ligado a fatores como aporte de matéria orgânica e incidência de luz, e influenciado ainda pela temperatura, concentração de nutrientes e estrutura do substrato (GÜCKER et al., 2009) aspectos diretamente afetados pelas condições da vegetação ripária.

O metabolismo ecossistêmico é a combinação da produção primária bruta (PPB) e da respiração da comunidade (R). Parte da PPB é respirada pelos autótrofos (i.e respiração autotrófica) o que chega a representar até 50% da PPB total (WEBSTER & MEYER, 1997<sup>a</sup>). Assim, apenas uma fração da PPB (i.e. Produção Primária Líquida – PPL) é disponível para os níveis tróficos seguintes, onde  $PPL = PPB - R$  autotrófica. A razão entre PPB e R (PPB/R) também é informativa, indicando a importância relativa das fontes de energia do ecossistema; fotossíntese autóctone ou importação de matéria orgânica alóctone (Meyer, 1989). O metabolismo líquido diário (MLD) corresponde ao balanço total entre produção e consumo de  $O_2$  resultante de atividade biológica sendo computado como:  $MLD = PPB - R$ .

Além da importância trófica, as taxas produção primária e respiração influenciam fortemente a concentração de  $O_2$  na água o que tem grande efeito sobre a distribuição de organismos (BROOKS et al., 1997), especialmente em córregos, onde muitos organismos (e.g. efemerópteros e peixes) são muito sensíveis a hipóxia (HODKINSON & JACKSON, 2005; MENETREY et al., 2008; O'DRISCOLL et al., 2016), além de apresentarem alta taxa metabólica devido a hidrodinâmica do sistema (GUIGNION et al., 2010). O oxigênio dissolvido na água é originário da fotossíntese por produtores primários e difusão a partir da atmosfera, e é consumido pela respiração e outras reações químicas. A solubilidade do oxigênio na água é inversamente relacionada à temperatura (YVON-DUROCHER et al., 2010), enquanto substâncias como  $NH_4^+$  e  $Fe^+$  podem reagir diretamente com o oxigênio o indisponibilizando (DRINAN et al., 2013; O'DRISCOLL et al., 2016). Além disso, o aumento na temperatura e concentração de nutrientes na água pode estimular a respiração tanto autotrófica quanto heterotrófica (TANK & DODDS 2003; DODDS et al., 2007), o que pode levar a depleção de oxigênio especialmente à noite quando não ocorre produção primária. Assim, a concentração de oxigênio na água é influenciada tanto por alterações nas variáveis físicas de córregos quanto por mudanças metabólicas decorrentes destas alterações.

Conforme apresentado no capítulo anterior existem apenas oito estudos relacionando uso e cobertura do solo com mudanças metabólicas em ecossistemas lóticos tropicais, e apenas um (SILVA-JUNIOR et al., 2014) realizado no bioma Mata Atlântica (área de transição com cerrado). A Mata Atlântica é considerada um dos biomas mais ameaçados do

mundo e sofreu grande perda de vegetação nos últimos 50 anos (Fundação SOS Mata Atlântica & INPE 2008; RIBEIRO et al., 2009). Apesar da legislação brasileira (código florestal, Lei federal nº 12.651) determinar a manutenção de faixas de vegetação ripária sob o título de “Áreas de Preservação Permanentes (APPs)”, existem muitos casos onde a lei não é respeitada e a mata ciliar é removida e impactada em diferentes graus, e em muitos casos é completamente ausente. Recentemente tem acontecido grande debate na esfera política sobre a extensão adequada para a proteção legal da vegetação ciliar. Contudo, apesar desse cenário de discussão política existem poucos trabalhos científicos avaliando a importância da mata ciliar nos processos ecossistêmicos de rios e córregos deste bioma.

De uma forma geral, existe uma carência de dados permitindo criação de modelos mecanísticos de relações causais, ligando alterações ripárias a processos metabólicos em córregos. Modelos que permitam inferir a direção e magnitude das alterações em processos ecossistêmicos sob diferentes cenários de impacto devem conter a estrutura matemática das relações que ligam os componentes do sistema (BURCHER et al., 2007). Modelos construídos desta maneira podem se tornar importantes instrumentos de gestão ambiental, permitindo realizar previsões sobre a direção e intensidade das mudanças em variáveis de interesse (e.g. metabolismo e biodiversidade) como consequências de uma ação impactante sobre o ecossistema estudado.

Bernot et al. (2010), usaram dados de rios em diferentes biomas incluindo florestas tropicais para criar um modelo de equações estruturais (i.e. Structural equation modelling) ligando alterações no uso do solo à PPB e a R. Este modelo é grande utilidade para o entendimento dos mecanismos que conduzem às mudanças nas variáveis metabólicas sob diferentes intensidades de stress, contudo a generalidade dos dados usados em sua construção (córregos em diferentes ecossistemas e sob diferentes cenários de usos do solo) limita sua capacidade de previsão das relações de causa e efeito em situações reais. Além disso, o modelo citado contém algumas relações não significativas, o que pode levar a erros na interpretação dos valores de ajuste do mesmo.

Considerando o exposto acima, este capítulo tem os seguintes objetivos:

1 – Avaliar como o desmatamento ripário altera características físicas e químicas de córregos de mata atlântica ao longo de um gradiente de desmatamento relacionado à atividade agropecuária no corredor ripário;

2 – Avaliar como o metabolismo ecossistêmico de córregos de mata atlântica responde a um gradiente de desmatamento relacionado à atividade agropecuária no corredor ripário;

3 – Modelar como o desmatamento ripário influencia o conjunto de variáveis físicas dos córregos e como estas alterações afetam o metabolismo ecossistêmico e a diversidade de invertebrados bentônicos;

## 2.3 Metodologias

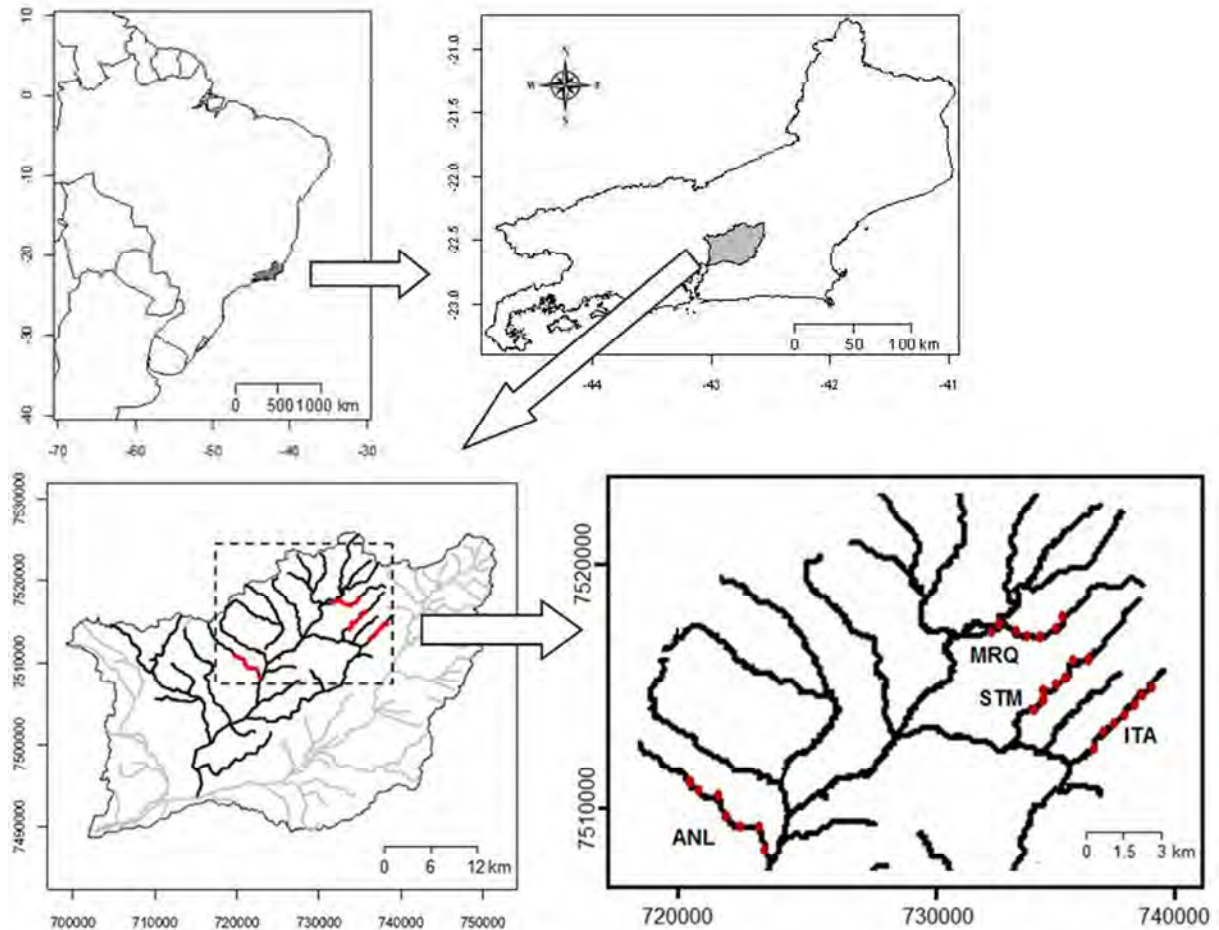
### 2.3.1 Área de Estudo

Este trabalho foi conduzido em 28 localidades distribuídas por quatro córregos de 3º ordem, tributários do rio Guapiaçú na bacia do Guapiaçú-Macacu, Cachoeiras de Macacu, Rio de Janeiro. O Clima da região é tropical segundo os critérios de classificação de Köppen-Geiger, com média anual de temperatura de 23.1°C e pluviosidade de 1307 mm concentrada no verão e inverno relativamente seco, com dezembro sendo o mês mais chuvoso (208 mm) e julho o mais seco (32 mm) (climate-data.org). Os rios desta bacia nascem na Serra dos Órgãos fluindo para áreas de baixada onde formam os rios Guapiaçú e Macacú, que se unem pouco antes de desaguar na Baía da Guanabara. Os rios estudados (Anil = ANL; Itaperiti = ITA, Mariquita=MRQ; Santa Maria = STM) apresentam as cabeceiras em áreas de mata atlântica preservada, com todas as nascentes encontrando-se no interior do Parque Estadual dos Três Picos ou em sua zona de amortecimento. Apenas um pouco a jusante das partes mais preservadas os rios percorrem um mosaico de vegetação composto por pastos, remanescentes florestais e plantações. Na região existem ainda três grandes indústrias de extração de água mineral que abastecem principalmente a região metropolitana do Rio de Janeiro, e atualmente uma grande barragem está sendo construída no trecho médio do rio Guapiaçú (a jusante da área estudada).

Em cada córrego foram estudadas sete localidades distantes em aproximadamente 350m umas das outras e com diferentes níveis de preservação da vegetação ciliar. As localidades foram selecionadas usando imagens de satélite (Google Earth) e avaliações de campo, com intuito de selecionar áreas com diferentes proporções de desmatamento no corredor ripário. Fontes de impacto urbano foram evitadas uma vez que seus efeitos são difíceis de separar daqueles ligados ao desmatamento e agropecuária, que são o principal objetivo do trabalho. Em todas as localidades selecionadas foram mensuradas as porcentagens de desmatamento em uma faixa ripária com 30 m de largura em cada margem e estendendo-se 300 m a montante, características físicas e químicas, características do perifíton, estrutura da

comunidade de invertebrados bentônicos e metabolismo ecossistêmico. A localização da bacia hidrográfica estudada e a distribuição dos locais de estudo são mostrados na Figura 4.

Figura 4 – A bacia hidrográfica do Rio Guapiáçu e distribuição dos locais estudados.



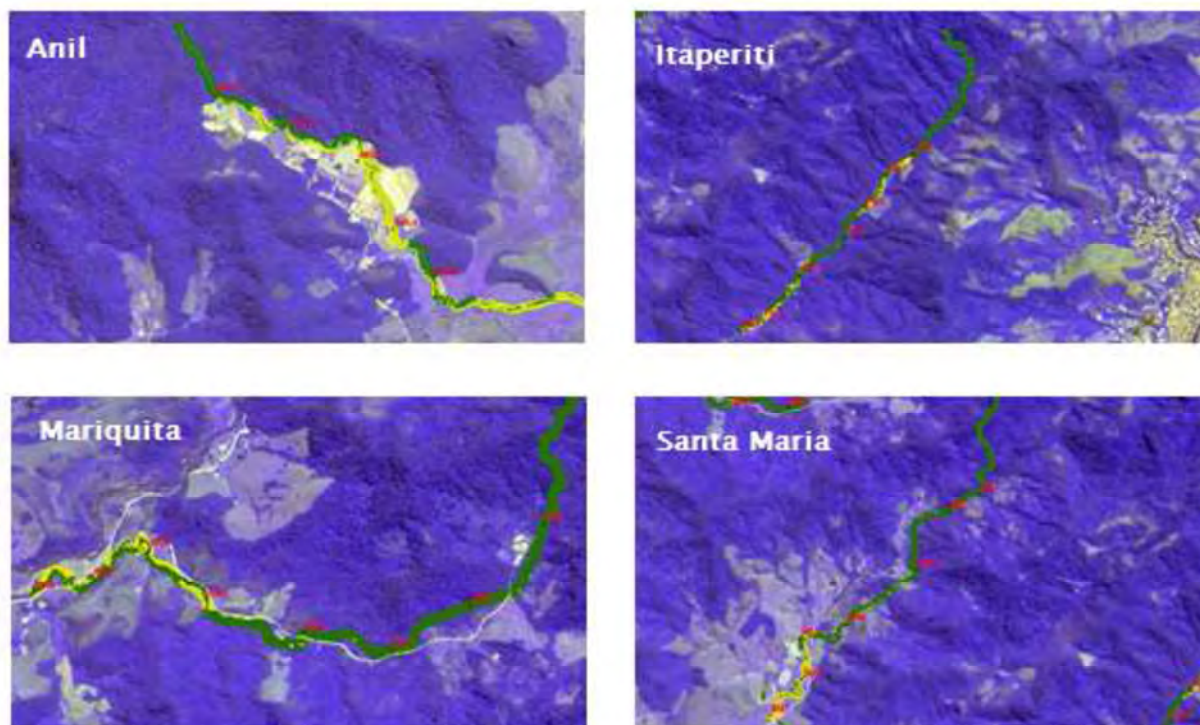
### 2.3.2 Caracterização de uso e cobertura do solo

A caracterização de Uso e Cobertura do Solo (UCS) foi realizada a partir de imagens de satélite de alta resolução obtidas a partir do sensor SPOT-5 (2,5 m). A porcentagem de desmatamento em um corredor ripário com largura de 30 metros e estendendo-se por 300 m a montante de cada localidade estudada foi estimada empregando técnicas de classificação não supervisionada (Algoritmo de agrupamento Isodata) utilizando software ArcGis 10.0 (Esri, Redlands, CA, USA). Estas medidas posteriormente validadas e corrigidas com base em observações de campo, e a cobertura do solo foi então classificada em duas categorias; i) floresta, e ii) desmatamento. Figura 5. A categoria “floresta” engloba florestas ombrófilas densas em vários estágios de regeneração com dominância da espécie arbórea *Guarea*



*guidonia*, (L.) Sleumer, (Melinaceae), nas áreas classificadas como desmatadas o uso do solo predominante é a pecuária extensiva e ocasionalmente agricultura, especialmente milho e mandioca. Exemplos de locais de estudos com diferentes características ripárias são mostrados na **Figura 5**

Figura 5 – Caracterização do uso do solo ripário nos quatro córregos estudados



Legenda: Verde = vegetação florestal; Amarelo = uso agropecuário. Locais de amostragem distribuídos ao longo dos rios (vermelho)



Figura 6 – Exemplos de locais de estudos com diferentes características ripárias.



Legenda: Locais com vegetação ripária conservada: A) MRQ4; B) ANL1; C) ITA1; e D) STM1. Locais com vegetação ripária impactada: E) MRQ5; F) ANL4; G) ITA3; e H) STM6.

### 2.3.3 Variáveis físicas e químicas

Em cada ponto amostral foram medidos, sombreamento dentro do rio, temperatura, pH, correnteza, profundidade, largura de canal, granulometria do sedimento, concentração de amônio ( $\text{NH}_4^+$ ) e fosfato ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) na água, quantidade de material orgânico particulado bentônico grosso e material particulado em suspensão (séston).

O sombreamento foi medido em quatro direções no meio do rio utilizando um densímetro esférico (Forest Densimeter, Bartlesville, USA) e os valores para cada ponto calculados como a média destas medidas. A temperatura média durante um período de 24 horas foi medida com as mesmas sondas (oxímetros) utilizadas para as medições na variação na concentração de  $\text{O}_2$ . O pH foi medido com medidor digital. A granulometria do sedimento foi estimada usando o método de contagem de seixos de Wolman (WOLMAN, 1956), onde o valor foi definido como o tamanho de seixos (mm) que corresponde à proporção acumulada de 84% (D84%) na distribuição de 100 seixos coletados aleatoriamente.

A vazão foi medida pelo método do transecto transversal (GORDON et al., 1992) com auxílio de um correntímetro de hélice. Este método consiste em escolher uma secção transversal do rio perpendicular ao fluxo, e dividi-la em diversas subseções onde a velocidade da água é medida ao longo de verticais. Em cada vertical a velocidade da água foi medida a 60% de profundidade através do processo de ponto único. A área de cada subseção é multiplicada pela velocidade média da água nas verticais que a compõem e a soma da vazão de cada secção retorna a vazão do trecho. A correnteza média foi calculada como a média das medidas de correnteza ao longo do transecto. A profundidade foi medida retirando-se 50 medidas aleatórias utilizando régua de 1 m ao longo de 30 m ao redor do local de coletada das amostras de água e colocação dos sensores de oxigênio, e a largura do trecho estudado representa a média de três medidas equidistantes feitas com fita métrica no mesmo trecho.

O material particulado em suspensão (séston) foi filtrado em campo utilizando uma seringa com suporte para filtros de fibra de vidro. Foram utilizados filtros com diâmetro do poro de  $0,7 \mu\text{m}$  (GF/F fiberglass filter, Whatman®, GE lifesciences, UK) e o material filtrado foi separado em fração inorgânica e orgânica, onde a massa do componente orgânico foi medida pela diferença entre o peso seco e o peso após queima a  $550^\circ\text{C}$  por uma hora (SILVA-JUNIOR & MOULTON, 2011). O material orgânico grosseiramente particulado depositado no substrato (CPOM – coarse particulate organic matter) foi coletado manualmente ao longo de cinco transectos de 0,5 m de largura transversais ao rio.

As amostras de nutrientes foram filtradas no campo com filtros de fibra de vidro e diâmetro do poro de 0,7  $\mu\text{m}$  (GF/F fiberglass filter, Whatman®, GE Lifesciences, UK) e congeladas para posterior análise. A amônia foi mensurada por técnica de fluorimetria após reação com para detecção de peptídeos ou aminoácidos OPA (oPhthaldialdeído) (TAYLOR et al., 2007), utilizando-se fluorímetro com módulo para leitura de para  $\text{NH}_4^+$ , (Trilogy®, Turner Designs Co., USA). Para as concentrações de fósforo ( $\text{PO}_4^{3-}$ ), foi utilizada a técnica do azul de molibdênio usando o mesmo equipamento.

#### 2.3.4 Perifíton

A massa total e quantidades de matéria orgânica e clorofila no perifíton foram estimadas através da raspagem do material presente em cinco pedras escolhidas aleatoriamente em cada site. As pedras foram raspadas com uma escova de náilon e lavadas dentro de uma bandeja utilizando água do rio.

Uma parte do material raspado foi filtrada em filtros de fibra de vidro pré-queimados (GF/F 47 mm, diâmetro do poro = 0,7  $\mu\text{m}$ ). Após a filtragem o material foi seco em estufa à 60°C e então queimado em forno a 550°C. A quantidade de matéria orgânica foi calculada como a diferença no peso do material seco e seu peso após a queima. Este valor foi então corrigido para eliminar diferenças no volume de material coletado e filtrado em cada ponto (dividido pelo volume filtrado e multiplicado volume da amostra), e então dividido pela área das rochas de forma a obter valores em  $\text{g}/\text{m}^2$ . A área das pedras raspadas foi calculada através da medida dos dois eixos principais e assumindo-se um formato elipsoide para todas as pedras. Essa medida foi então dividida pela metade, uma vez que apenas a metade superior das pedras foi considerada passível de produção fotossintética.

A quantidade de clorofila foi estimada in vivo a partir do material raspado nas rochas, utilizando fluorímetro portátil (Aquafluor 8000; Turner Designs, Sunnyvale, CA, USA) conforme descrito em (MOULTON, et. al., 2009). Os valores obtidos no aparelho foram corrigidos considerando o volume total do material raspado e a área das pedras a fim de serem expressos em  $\text{g}/\text{m}^2$ .

#### 2.3.5 Comunidade de invertebrados bentônicos

Os invertebrados bentônicos foram coletados usando um puçá em formato de “D” com largura de 40 cm e malha de diâmetro de 250  $\mu\text{m}$ . Vinte amostras foram coletadas em cada



localidade. Em cada coleta o puçá foi segurado na vertical contra a correnteza por um coletor, enquanto outro disturbou manualmente o substrato em uma faixa de 1 metro em frente ao puçá, totalizando uma área de coleta de aproximadamente 8 m<sup>2</sup>. As 20 amostras de cada ponto foram juntas e posteriormente divididas em 8 partes, que foram triadas totalmente. Os invertebrados foram classificados ao nível taxonômico de família e classificados quanto ao grupo trófico funcional usando as chaves (MERRITT & CUMMINS, 1996; CUMMINS et al., 2005; MUGNAI et al., 2010). Foi calculada a riqueza de famílias, abundância relativa de indivíduos, diversidade (índice de Shannon), % de EPT (i.e. Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera), proporção da família Chironomidae na ordem Diptera (razão Chironomidae/Diptera) e abundância dos seguintes grupos tróficos funcionais: rasgadores, coletores, pastadores e filtradores.

### 2.3.6 Metabolismo ecossistêmico

O metabolismo ecossistêmico foi calculado usando a metodologia de variação de concentração de O<sub>2</sub> 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 & HURYIN, 1996; GRACE & IMBERGER, 2006). Neste método as variações na concentração de oxigênio (equação 1) 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), conforme descrito pela equação (2).

$$\Delta O_2 = (C_T - C_{T0})/\Delta T \quad (1)$$

$$\Delta O_2 = PPB - R \pm kO_2 \quad (2)$$

Onde: T = tempo; CT = concentração de oxigênio em um dado momento; CT0 = concentração de oxigênio no intervalo de tempo anterior; kO<sub>2</sub> = coeficiente de 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 a água e altitude dos pontos amostrais (pressão atmosférica). Para reduzir os ruídos nos dados, as curvas de variação na concentração de oxigênio foram amortecidas computando as médias por hora com base nas medidas registradas a cada 5 minutos. As medidas foram realizadas em

dias de sol sem nuvens e sob condições de fluxo estáveis. Os oxímetros foram posicionados no meio do rio com os sensores na metade da coluna d'água.

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. Neste período sem produção podemos inferir que variações na concentração de oxigênio dissolvido são diretamente relacionadas ao déficit na saturação deste (i.e. diferença entre concentração medida e a concentração a 100% da saturação). Assim o coeficiente angular da relação entre a variação na concentração de oxigênio e o seu déficit de saturação representa uma estimativa de trocas gasosas relacionadas a processos físicos ( $kO_2$ , coeficiente de reaeração). 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  $gO_2 m^{-2} h^{-1}$  conforme é descrito na equação (3):

$$\text{Metabolismo } gO_2m^{-2}h^{-1} = \left( \left( \frac{C_t - C_{t0}}{\Delta t} \right) - kO_2 * D \right) * p \quad (3)$$

Onde:  $(C_t - C_{t0} / \Delta t)$  = variação na concentração por intervalo de tempo (hora);  $kO_2$  = coeficiente de reaeração; D = déficit na saturação; p = profundidade média do trecho.

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 4).

$$R_{24horas} = \sum_{17:00}^{6:00} \left( \left( \frac{C_t - C_{t0}}{\Delta t} \right) - (kO_2 * D) * p \right) + R_{dia} \quad (4)$$

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 5).

$$PPB_{24horas} = \sum_{6:00}^{17:00} \left( \left( \frac{Ct - C0}{\Delta t} \right) - (kO_2 * D) * p \right) + |R_{dia}| \quad (5)$$

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.

### 2.3.7 Análise dos dados

Os dados das variáveis ambientais e comunidade foram transformados pelo  $\log_{10}(x)$  ou  $\arcsen\sqrt{(x)}$  (no caso de proporções) antes das análises para melhorar a normalidade (FOWLER et al., 1998). Diferenças na porcentagem de desmatamento ripário entre rios foram avaliadas usando Análise de Variância (ANOVA) e teste de Levene para avaliar a homogeneidade de variâncias. As relações entre uso do solo, variáveis físicas, metabolismo ecossistêmico e estrutura da comunidade foram exploradas usando análises de correlação de Pearson. As variáveis metabólicas e as variáveis referentes à estrutura da comunidade foram relacionadas apenas a variáveis abióticas que significativamente relacionadas ao desmatamento.

Com objetivo de explorar quais variáveis relacionadas ao uso do solo foram as que tiveram maior influência nas mudanças observadas nas variáveis metabólicas foi utilizado o procedimento regressão “stepwise - backward”, onde a influência conjunta das diversas variáveis preditoras foi inferida com base nos valores da estatística F, onde a variável foi considerada importante se  $F \geq 5$ . Estas análises foram feitas usando o software estatístico SPSS Statistics 22.0, IBM®.

Para descrever mecanisticamente como o desmatamento ripário afeta o metabolismo ecossistêmico e biodiversidade por meio de mudanças nas condições físicas; as relações entre uso do solo, variáveis abióticas, metabolismo ecossistêmico e biodiversidade foram modeladas utilizando métodos para modelagem de equações estruturais (i.e. Structural Equation Modelling “SEM”) usando o software  $\Omega$ nyx 1.0 (VON OERTZEN et al., 2015).

O processo de modelagem de equações estruturais (daqui em diante denominado “SEM”) consiste em um conjunto de métodos para avaliar estatisticamente uma rede de relações causais através de análise de matrizes de covariância (GRACE et al., 2010). A

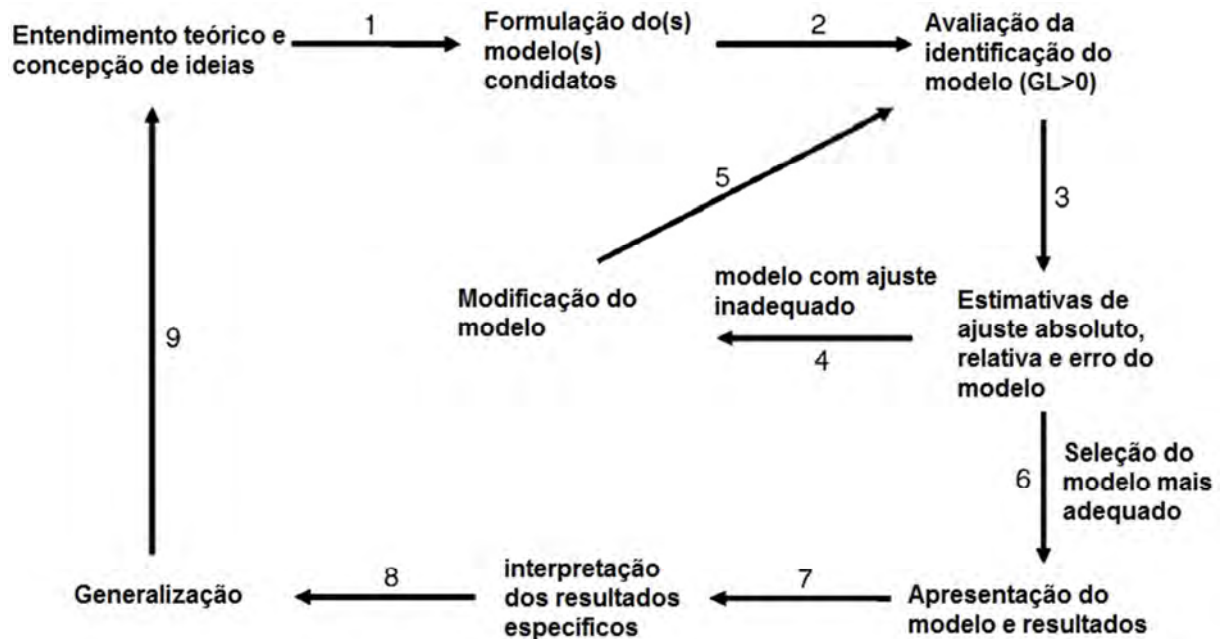
metodologia geral envolve a especificação de um modelo causal multivariado que pode ser estatisticamente comparado com os dados reais coletados em campo. Essencialmente, a especificação de um modelo hipotético permite a construção de uma matriz de covariância baseada nas relações hipotéticas que pode ser comparada com a matriz de covariância resultante dos dados reais (GRACE & PUGESEK et al., 1997).

Esta técnica é útil para fornecer uma solução simultânea e eficiente para uma série de regressões sobrepostas, assim como no processo de seleção entre modelos alternativos (PUGESEK & TOMER, 1995). Devido ao seu enfoque em entender simultaneamente efeitos diretos e indiretos o procedimento de modelagem “SEM” é considerado adequado para avaliar hipóteses sobre múltiplos processos dependentes e sequencias acontecendo em sistemas como variáveis heterogêneas (e.g. comunidades e ecossistemas), onde as unidades variam grandemente entre variáveis. (GRACE et al., 2010). Isto representa uma vantagem em relação a análises usando regressões múltiplas as quais podem analisar somente uma camada de relações entre variáveis-resposta e variáveis-preditoras simultaneamente e não são capazes de detectar e quantificar as ligações causais indiretas entre sequências de eventos dependentes (HERMOSO et al., 2011).

Contudo, o uso de SEM não deve ser entendido como a aplicação de uma técnica estatística em particular, mas sim como uma estrutura científica conceitual que engloba aspectos de diversas técnicas estatísticas (e.g. regressões de mínimos quadrados parciais, PCA, análise de fatores, ANOVA, verossimilhança máxima e outros). Assim, o uso de SEM envolve mais do que a simples estimativa dos parâmetros do modelo, e deve ser feito com base em princípios de aprendizagem sequencial e repetidos testes de ideias e interpretação destas. Essa abordagem requer um fluxo de trabalho conceitual designado a avançar o entendimento sobre o sistema em questão (GRACE et al., 2010). Um modelo de fluxograma de trabalho proposto para o uso de SEM em ecologia é apresentado na **Figura 7** (adaptada de GRACE et al., 2010).



Figura 7 – Organograma de trabalho para modelagem de sistemas ecológicos usando SEM.



Nota: Teorias sobre o funcionamento de um sistema são traduzidas em modelos contendo relações causais entre variáveis (passo 1). Os modelos formulados são testados quanto a sua adequação estatística aos dados, primeiro quanto sua identificação, ou seja, até que ponto a estrutura do modelo permite um único valor para todos os parâmetros (2). Se o modelo apresenta suficientes graus de liberdade é realizada a estimativa dos parâmetros (coeficientes das relações), o que permite a criação de uma matriz de covariância hipotética (i.e. baseada nas relações do modelo) a qual é usada para avaliar a consistência do modelo através de diversos testes de aderência e estimadores de erro (3). Se os testes de aderência, erro e significância das relações individuais indicarem que o modelo precisa ser modificado (4), o processo de modelagem pode continuar, mas agora conscientes de que nossa abordagem na aplicação de SEM é exploratória (não confirmatória) (5). Apenas quando consideramos nosso modelo aceitável e na medida do possível nosso melhor modelo (6), confiamos nas estimativas dos parâmetros, o que nos leva a fase de interpretação dos mecanismos previstos pelo modelo escolhido (7). A generalização dos resultados previstos para outros casos pode ser conduzida de maneira formal (sumários meta-analíticos, testes multi-grupos) ou informal (síntese) (8). No processo de generalização são levantadas informações adicionais, como contexto científico, contingências suspeitas, limites dos dados, e nossos objetivos científicos. Assim, a atividade de generalização traduz novamente o modelo matemático teórico em ideias (9), o que pode levar a especificação de novos modelos em estudos subsequentes.

Fonte: Adaptado de Grace et al., 2010.

Esta abordagem é usada com diferentes objetivos como confirmação de hipóteses, estabelecidas *a priori* (e.g. Análise confirmatória de fatores), modelos de mudanças/crescimento de variáveis ao longo do tempo (e.g. modelos de crescimento latente), ou análises de cadeias relações causais (e.g. Análise de Caminhos). Neste trabalho a abordagem SEM foi usada para construir uma análise de caminhos objetiva (i.e. não exploratória), onde a determinação das relações causais foi baseada em correlações estatísticas significantes e arcabouço teórico sobre o sistema estudado.

A construção do modelo foi iniciada obedecendo a premissa de que o desmatamento age primariamente em variáveis abióticas e mudanças nestas variáveis causam então alterações no metabolismo e estrutura da comunidade. Para construção do modelo foram

incluídas todas as correlações significantes com valor de  $r > 0,5$  que ligam o desmatamento a mudanças nas variáveis abióticas. Posteriormente as variáveis abióticas foram ligadas às variáveis metabólicas e índice de diversidade (índice Shannon - H) de famílias de invertebrados bentônicos, tendo como base as correlações de Pearson e procedimento de seleção de variáveis baseado em regressões “stepwise”.

Os valores dos coeficientes de relação entre as diversas variáveis do modelo foram calculados usando procedimento de verossimilhança máxima, um procedimento iterativo que estima os valores dos parâmetros (coeficiente de relações entre variáveis) no modelo proposto buscando maximizar a semelhança entre a matriz de correlação dos dados amostrados e a matriz de correlação prevista pelo modelo. Estimativas baseadas em processos iterativos necessitam da definição de valores iniciais, o que foi feito automaticamente pelo programa *Onyx* com base em coeficientes de regressões de mínimos quadrados parciais (PLS – partial least squares regression). Este procedimento (PLS regression) permite a estimativa simultânea de efeito de múltiplas variáveis predictoras em cada variável dependente minimizando problemas de multicolinearidade (TENENHAUS et al., 2005).

Uma vez que não existem variáveis latentes no modelo (i.e. todas as variáveis foram medidas), a melhor estimativa encontrada por verossimilhança máxima convergiu para os valores de coeficientes encontrados no procedimento de PLS, enquanto estimativas usando valores iniciais aleatórios apresentaram valores de ajuste do modelo bem mais baixos. Apesar de parecer redundante usar verossimilhança máxima para estimar coeficientes muito similares aos encontrados usando regressões PLS, este procedimento é necessário para o cálculo das estatísticas descritivas do modelo. Isso acontece por que fixar os valores dos parâmetros usando coeficientes de regressões PLS implica que esses coeficientes são considerados “reais” (i.e. derivados de experimentação) e não estimados livremente considerando o ajuste de todo o modelo, o que resultaria em maior chance de erro tipo I, visto que os erros envolvidos nestas estimativas seriam desprezados.

Esse procedimento resultou na construção de um modelo hipotético contendo grande parte das relações encontradas pelas correlações de Pearson (“Modelo Completo”). Os coeficientes derivados destas equações são dados em unidades “cruas” (e.g. variação na concentração de amônio por unidade de aumento do desmatamento) e são os produtos fundamentais da maioria dos modelos construídos utilizando-se SEM. Contudo, uma vez que os efeitos de diferentes fatores em diferentes variáveis encontram-se em escalas discrepantes isso dificulta a comparação de intensidade entre as diversas relações. Assim, os coeficientes foram padronizados multiplicando os valores não padronizados dos parâmetros pela razão dos

desvios padrões das variáveis que formam a relação (i.e.  $SD_x/SD_y$ ) (GRACE et al., 2010). Assim, coeficientes padronizados são mais adequados para realizar comparações entre intensidade dos efeitos de diferentes variáveis preditoras sobre a variável dependente, contudo, seu significado em termos de mudança absoluta é menos explícito, enquanto coeficientes não padronizados são mais adequados para realizar previsões sobre a magnitude da mudança em uma variável dependente como resultado da alteração de uma variável independente.

Finalizada a construção do Modelo Completo a significância das relações individuais (i.e. o quanto uma relação é significativamente diferente de 0 dentro do modelo) foi avaliada com base na razão entre o valor estimado para a relação e o erro associado (i.e. valores transformados em “z”). Por exemplo, uma relação com coeficiente estimado de 0,8 e erro 0,2 corresponde a um valor de  $z=4$  indicando que o coeficiente da relação é significativamente diferente de zero em um teste-z (para um nível de significância de 5% o valor crítico da estatística z é igual a 1,96 para qualquer tamanho amostral) (VON OERTZEN et al., 2014). As relações não significantes foram retiradas do modelo de forma a produzir o “Modelo Final”.

A capacidade dos modelos hipotéticos em descrever adequadamente a variabilidade no conjunto de dados foi avaliada considerando um conjunto de índices de ajuste do modelo, que podem ser divididos em dois grupos: índices de ajuste absoluto ( $\chi^2$ , RMSEA, SRMR), que comparam o ajuste do modelo aos dados amostrados; e índices de ajuste comparativo (CFI, TLI) que comparam o ajuste do modelo hipotetizado em relação a um modelo nulo (i.e. modelo onde as variáveis não são correlacionadas) (HOOPER et al., 2008)

Índices de ajuste absoluto:

O Qui-quadrado ( $\chi^2$ ) avalia as diferenças entre os valores esperados (preditos) e observados (amostrados) para as variáveis do modelo, assim se o qui-quadrado não é significativo isso indica que a matriz de covariância dos dados preditos pelo modelo não é significativamente diferente da matriz de covariância dos dados observados, e assim o modelo é considerado aceitável (HOOPER et al., 2008).

O RMSEA (Root Mean Square Error Approximation). O RMSEA mede o erro nas previsões do modelo em relação à população real de dados (com base nos valores de  $\chi^2$ ) por grau de liberdade e independente do erro associado à amostragem limitada (RYU, 2014), representando uma estimativa de falta de aderência do modelo, ajustada à sua parcimônia e tamanho amostral. O RMSEA resulta em maiores estimativas de erro quando o modelo apresenta baixos valores de graus de liberdade e tamanho amostral. Valores iguais ou menores

que 0.08 indicam uma boa aderência do modelo a matriz de covariância observada (RYU, 2014; CANGUR & ERCAN, 2015).

SRMR (Standardized Root Mean Square Residual) é calculado como a raiz quadrada do valor médio das diferenças entre os resíduos das relações previstas e observadas. Este índice representa a falta de ajuste médio dos dados do modelo aos dados reais, variando de 0 a 1, onde 0 significa que as predições do modelo se ajustam perfeitamente aos dados. Valores abaixo de 0.08 indicam um bom ajuste do modelo. Este índice é um dos melhores indicadores do quanto o modelo “captura” as relações observadas nos dados, pois é pouco sensível a violação de premissas quanto à distribuição dos dados (HOOPER et al., 2008; IACOBUCCI, 2009).

Índices de ajuste comparativo:

O índice TLI (Tucker-Lewis Index, ou NNFI – Non-Normed Fit Index) é calculado como a diferença entre o chi-quadrado do modelo nulo (ausência de relações entre variáveis) e o qui-quadrado no modelo hipotetizado, dividido pelo chi-quadrado do modelo nulo, onde todos os termos são divididos pelos respectivos graus de liberdade. Assim este índice representa a proporção em que o ajuste (“fit”) do modelo hipotetizado é melhor em relação ao ajuste do modelo nulo. Isto é, um valor de TLI = 0,9 indica que o modelo hipotetizado apresenta um nível de ajuste aos dados 90% melhor do que o do modelo nulo. Valores maiores do que 0,95 são considerados indicadores de bom ajuste do modelo aos dados (CANGUR & ERCAN, 2015).

O índice CFI (Comparative Fit Index = índice de ajuste comparativo) é definido como a razão entre o qui-quadrado no modelo hipotético e o qui-quadrado do modelo nulo, onde de cada termo é subtraído o respectivo valor graus de liberdade do modelo, e assim compara a discrepância entre os dois modelos considerando os graus de liberdade do modelo. O CFI é semelhante ao TLI e representa a extensão na qual o modelo hipotetizado é melhor que o modelo nulo em descrever a matriz de covariância observada (HOOPER et al., 2008), sendo contudo menos afetado pelo tamanho amostral. Este índice varia entre 0 e 1, e valores maiores que 0,95 indicam que o modelo hipotetizado descreve os dados de forma melhor que o modelo nulo e possui um ajuste aceitável aos dados reais. (HOOPER et al., 2008; CANGUR & ERCAN, 2015).

O modelo foi considerado um bom descritor dos dados somente quando todos os índices apresentados acima exibiram valores aceitáveis de ajuste e erro, e todas as relações dentro do modelo foram significativas, além de possíveis de serem explicadas com base no conhecimento teórico.

Com o Modelo Final sendo considerado um modelo válido, foram calculados os coeficientes das relações parciais “ $\beta$ ” e totais “ $\alpha$ ” entre as variáveis de interesse. Os coeficientes “ $\beta$ ” representam os efeitos das relações parciais diretas ou indiretas (sequenciais) da variável independente sobre a variável dependente, enquanto os coeficientes “ $\alpha$ ” representam o efeito global de uma variável independente sobre uma variável dependente. Quando existe apenas uma rota causal ligando duas variáveis  $\alpha = \beta$ . Assim, nesta tese  $\beta$  será usado apenas para indicar a existência de mais de uma rota causal ligando uma variável independente a uma dependente.

Os coeficientes  $\beta$  relativos aos efeitos diretos correspondem aos coeficientes padronizados estimados pelo procedimento de verossimilhança máxima, enquanto efeitos indiretos são calculados como a multiplicação destes coeficientes de relações sequenciais. O coeficiente  $\alpha$  corresponde ao somatório de todos os coeficientes  $\beta$  das relações diretas e indiretas que ligam duas variáveis (LEGENDRE & LEGENDRE, 2012). Assim, os coeficientes “ $\beta$ ” e “ $\alpha$ ” permitem estimar os efeitos parciais diretos e indiretos da variável independente sobre uma variável dependente ( $\beta$ ), bem como os efeitos globais da mudança na variável independente sobre a variável dependente ( $\alpha$ ). Nesta tese para indicar a relação entre a variável independente “ $x$ ” e a variável dependente “ $y$ ” os efeitos parciais diretos são indicados como  $\beta_x \rightarrow_y$ , os efeitos parciais indiretos são indicados como  $\beta_{x(z)} \rightarrow_y$ , onde “ $z$ ” representa a variável intermediária na relação, e os efeitos totais indicados como  $\alpha_x \rightarrow_y$ . Quando existe apenas caminho possível unindo duas variáveis  $\alpha_x \rightarrow_y = \beta_x \rightarrow_y$ .

## 2.4 Resultados

### 2.4.1 Uso do solo

A porcentagem de desmatamento no corredor ripário variou entre 0 e 100% com média 45% e desvio padrão de 35,82%. Considerando cada rio individualmente a menor variação nos valores de desmatamento ripário em pontos do mesmo rio foi encontrada para o córrego MRQ onde o desmatamento variou entre 0 - 78%. Não foi encontrada diferença significativa no grau de desmatamento ciliar entre rios (ANOVA  $F_{3,24} = 1,25$ ;  $p = 0,32$ ) e o teste de Levene indicou homogeneidade nas variâncias ( $p = 0,34$ ). As porcentagens de desmatamento no corredor ripário são mostradas para todos os pontos na Tabela 2.

#### 2.4.2 Variáveis físicas e químicas e sua relação com o desmatamento

O sombreamento dentro do rio variou entre 93,17% (STM1) e 0,05% (STM7) com média 51,10% e desvio padrão de 33% e foi negativamente correlacionado com o desmatamento ( $p < 0,001$ ;  $r = -0,79$ ), assim como a granulometria D84% ( $p < 0,001$ ;  $r = -0,691$ ), que variou entre 33 mm (MRQ3) e 0 (sete pontos nos rios ANL e STM) (média = 117,57; SD = 93,26). A profundidade média variou entre 16,8 (ITA2) cm e 51,11 cm (ANL6), com média 27,37 cm e desvio padrão de 9,16 cm e foi positivamente relacionada ao desmatamento ( $p = 0,012$ ;  $r = 0,47$ ). A vazão nos diferentes locais de estudo variou entre 52,57 L/s (ITA1) e 454,78 L/s (STM4) com média 190,9 L/s (ANL4) e desvio padrão = 90,50 m<sup>3</sup>/s enquanto a largura dos córregos variou entre 199 (ANL4) cm e 900 cm (MRQ2) com média 507 cm e desvio padrão de 199 cm, ambas variáveis não foram correlacionadas com o desmatamento ripário.

A temperatura média variou entre 18,7°C (ITA1) e 26°C (ANL8) com média de 23,37°C e desvio padrão de 1,83°C, enquanto o pH da água variou entre 5,3 (ANL8) e 7,9 (ITA4) com média 6,4 e desvio padrão de 0,64. A massa total de séston variou entre 0,022 (ITA2) e 0,001 g/L (STM7) (média = 0,007 e SD = 0,006), enquanto a proporção de matéria orgânica no séston variou entre 0 (ITA1) e 100% (ANL5 e STM7) com valor médio de 60% e desvio padrão de 28%. A massa de material orgânico particulado grosso (CPOM) variou entre 1,69 g/m<sup>2</sup> (STM2) e 111,92 g/m<sup>2</sup> (MRQ7), com média 29,27 g/m<sup>2</sup> e desvio padrão de 30,61 g/m<sup>2</sup>. Nenhuma destas variáveis apresentou relação significativa com o desmatamento.

As concentrações de amônio (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) na água variaram entre 1,12 µg/L (STM1) e 17,6 µg/L (ANL8) com média de 4,15 µg/L e desvio padrão de 4,84 µg/L e foram positivamente correlacionadas ao desmatamento ( $p < 0,001$ ;  $r = 0,635$ ). A concentração de fosfato (PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>) variou entre 10,37 µg/L (STM1) e 46,33 µg/L (ITA7) com média 27,86 µg/L e desvio padrão de 8,82 µg/L, sem apresentar relação com o desmatamento. Os valores das variáveis abióticas para todos os pontos de amostragem são apresentados na Tabela 2, enquanto as relações significativas mencionadas nesta secção são mostradas na Figura 8.

Tabela 2 – Localização geográfica e variáveis abióticas nos diversos locais de estudo.

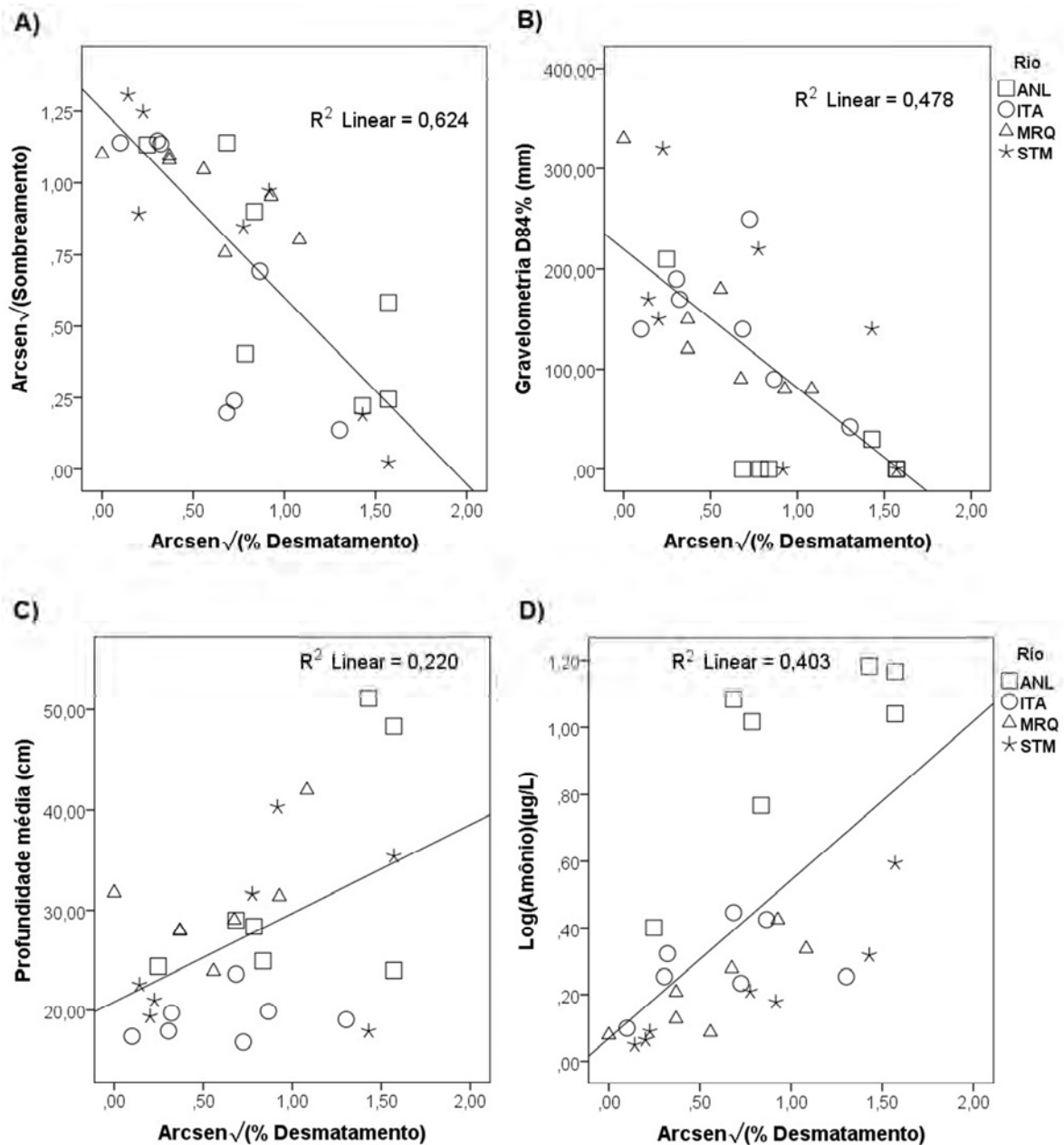
Ponto	Coordenadas	Desmatamento ripario (%)	Somb. (%)	Temp. (°C)	Vazão (L/s)	Prof. (cm)	Largura (cm)	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (µg/L)	PO <sub>4</sub> <sup>-3</sup> (µg/L)	pH	% Mín. O <sub>2</sub> (24h)	D84% (mm)	Séston (g/L)	Séston orgânico (g/L)	CPOM (g/m <sup>2</sup> )
ANL1	22°29'34.61"S 42°51'47.35"O	6	82,03	24,28	197,53	24,39	594,44	2,52	20,21	6,15	93,24	210	0,0055	0,0007	20,87
ANL2	22°29'51.88"S 22°29'51.88"S	55	61,50	25,02	156,50	24,91	506,67	5,85	25,63	5,88	80,50	0	0,0035	0,0021	21,57
ANL3	22°29'59.17"S 42°51'5.14"O	50	15,45	23,19	146,39	28,37	333,00	10,39	26,53	5,60	85,72	0	0,0081	0,0078	15,94
ANL4	22°30'16.14"S 42°50'58.09"O	100	5,81	23,32	166,58	48,33	199,67	10,97	29,93	5,60	83,15	0	0,0143	0,011	2,07
ANL5	22°30'26.81"S 42°50'47.91"O	40	82,56	24,42	148,53	29,00	500,00	14,92	30,14	5,45	77,56	0	0,0044	0,0044	84,71
ANL6	22°30'49.73"S 42°49'59.31"O	98	4,83	25,60	193,26	51,11	303,30	15,23	29,86	5,90	42,99	30	0,0084	0,0055	4,22
ANL8	22°31'20.67"S 42°49'52.00"O	100	30,41	26,00	209,12	23,97	558,67	17,60	25,69	5,30	50,12	0	0,008	0,0056	16,54
ITA1	22°27'23.99"S 42°40'54.61"O	1	82,57	18,71	52,58	17,37	216,67	1,25	32,43	6,75	96,64	140	0,0029	0	21,90
ITA2	22°27'32.51"S 42°41'4.43"O	44	5,60	23,11	116,63	16,81	223,33	1,71	38,75	6,57	97,21	250			15,43
ITA3	22°27'40.22"S 42°41'10.51"O	93	1,87	24,44	97,68	19,04	286,67	1,79	36,250	6,38	97,04	42	0,0022	0	5,41
ITA4	22°27'51.04"S 42°41'18.66"O	10	82,22	24,61	91,87	19,71	370,00	2,10	37,57	7,90	96,77	170	0,022	0,0179	29,66
ITA5	22°28'0.98"S 42°41'32.05"O	9	83,08	24,50	88,25	17,90	630,00	1,80	42,43	7,10	98,04	190	0,0218	0,0189	16,77
ITA6	22°28'16.48"S 42°41'46.34"O	40	3,81	18,98	112,21	23,60	288,33	2,80	45,35	6,57	96,12	140	0,0152	0,0136	6,52
ITA7	22°28'29.10"S 42°42'2.28"O	58	40,77	24,51	203,93	19,87	406,67	2,66	46,33		98,08	90	0,0152	0,0108	23,25
MRQ1	22°25'52.45"S 42°42'53.91"O	0	79,52	23,09	129,34	31,74	546,67	1,20	23,03	6,60	99,01	330	0,0031	0,0011	2,68

Ponto	Coordenadas	Desmatamento ripario (%)	Somb. (%)	Temp. (°C)	Vazão (L/s)	Prof. (cm)	Largura (cm)	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (µg/L)	PO <sub>4</sub> <sup>-3</sup> (µg/L)	pH	% Mín. O <sub>2</sub> (24h)	D84% (mm)	Séston (g/L)	Séston orgânico (g/L)	CPOM (g/m <sup>2</sup> )
MRQ2	22°26'5.90"S 42°43'5.91"O	28	74,87	19,66	284,06	23,90	900,00	1,22	27,72	6,40	99,16	180	0,0031	0,0013	5,02
MRQ3	22°26'15.88"S 42°43'26.04"O	13	77,78	23,63	227,23	27,90	424,67	1,34	23,03	6,65	98,90	150	0,0031	0,0019	84,58
MRQ4	22°26'12.21"S 42°43'44.64"O	13	78,85	24,06	253,03	27,98	744,22	1,61	28,14	6,59	98,32	120			56,04
MRQ5	22°26'5.90"S 42°44'3.01"O	39	47,26	24,24	271,22	29,04	663,78	1,90	31,34	6,60	96,07	90	0,0028	0,0012	31,73
MRQ6	22°25'56.56"S 42°44'15.34"O	78	51,77	24,46	256,59	42,00	679,11	2,17	21,11	6,38	94,92	80	0,0035	0,0015	4,55
MRQ7	22°26'3.14"S 42°44'27.42"O	64	66,55	20,14	79,22	31,38	816,39	2,66	18,34	7,70	85,40	80	0,0043	0,003	111,91
STM 1	22°26'40.23"S 42°42'21.10"O	2	93,17	23,02	200,03	22,55	650,00	1,12	10,37	5,65	98,76	170	0,0047	0,0024	21,90
STM 2	22°26'46.08"S 42°42'29.87"O	5	89,87	23,28	230,88	20,96	465,00	1,23	13,15	5,80	98,27	320	0,0111	0,0086	1,70
STM 3	22°27'3.72"S 42°42'42.82"O	4	60,70	23,27	246,08	19,36	700,00	1,16	18,33	7,16	98,46	150	0,0042	0,0021	51,00
STM 4	22°27'20.92"S 42°43'3.17"O	63	68,22	23,35	454,76	40,30	875,00	1,51	25,74	6,90	98,40	0			40,15
STM 5	22°27'25.89"S 42°43'19.59"O	49	56,27	23,52	241,75	31,62	501,67	1,62	23,70	6,03	96,56	220	0,0031	0,002	26,15
STM 6	22°27'37.21"S 42°43'19.32"O	98	3,53	23,92	339,80	17,88	420,00	2,08	24,63	6,50	92,34	140	0,0029	0,0016	94,34
STM 7	22°27'49.32"S 42°43'28.81"O	100	0,05	24,04	318,37	35,40	390,00	3,93	24,44	6,80	91,56	0	0,0011	0,0011	2,80

Legenda: Somb = Sombreamento dentro do rio, Temp = temperatura da água, Prof = profundidade média, % Mín O<sub>2</sub> (24h) = saturação mínima de Oxigênio em um ciclo diário, D84% (mm)= Granulometria do substrato (veja em métodos contagem de seixos de Wolman)



Figura 8 – Relação entre desmatamento ripário e variáveis físicas e químicas dos córregos.



Legenda: Relação entre desmatamento ripário e; A) Sombreamento; B) granulometria (D84%) do substrato; C) profundidade média; D) concentração de amônio.

### 2.4.3 Perifíton e sua relação com o desmatamento

O perifíton não pode ser coletado com a metodologia empregada em cinco pontos do rio ANL devido a ausência de rochas de porte adequado, e as amostras de ponto ITA 1 foram perdidas, assim os dados a seguir são relacionados aos 22 pontos amostrais restantes. A biomassa de perifíton variou entre 2,01 g/m<sup>2</sup> (STM3) e 56,04 g/m<sup>2</sup> (MRQ1) com média 21,95 g/m<sup>2</sup> e desvio padrão de 13,58 g/m<sup>2</sup>, enquanto o conteúdo de matéria orgânica neste

variou entre 2,0 g/m<sup>2</sup> (ITA4) e 18,50 g/m<sup>2</sup> (MRQ1) (média = 6,88 g/m<sup>2</sup>; SD = 4,04 g/m<sup>2</sup>) e a quantidade de clorofila presente neste variou entre 0,0004 g/m<sup>2</sup> (ITA4) e 0,007 g/m<sup>2</sup> (STM7) (média = 0,003; SD = 0,002). Nenhuma das variáveis relacionadas ao perifíton foi correlacionada ao desmatamento. Os valores de massa total, massa orgânica e clorofila do perifíton para todos os pontos são apresentados na Tabela 3.

#### 2.4.4 Metabolismo e sua relação com o desmatamento

A produção primária bruta (PPB) variou entre 0 g O<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> no ponto ITA1 onde em diversas tentativas de medida os cálculos resultaram em valores negativos, assim a produção neste ponto foi considerada = 0, e 2,52 g O<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> no ponto STM7 com valor médio de 0,61 g O<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> e desvio padrão de 0,69 g O<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>. As taxas de respiração variaram entre -0,091 g O<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> no ponto MRQ3 e -10,37 g O<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> no ponto ANL6, com valor médio de -2,75 g O<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> e desvio padrão de -2,99 g O<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>.

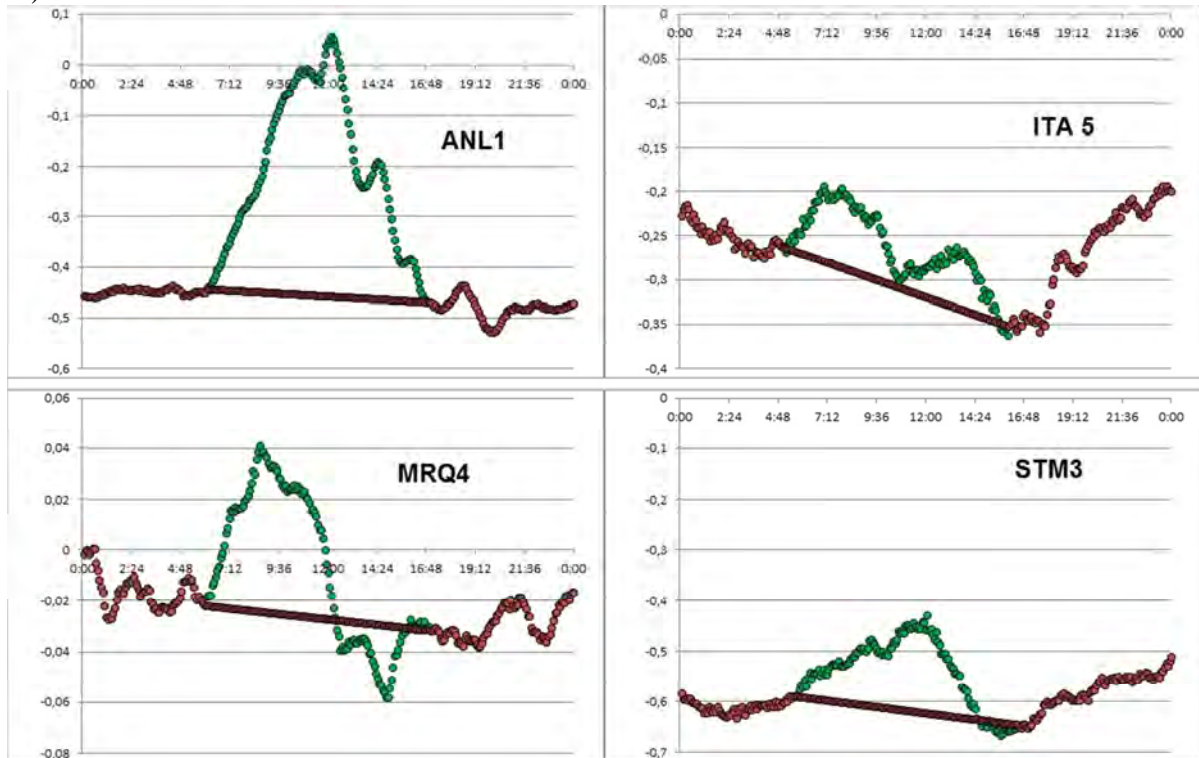
A maioria dos locais estudados foi heterotrófica apresentando metabolismo líquido do ecossistema (MLD) negativo e razão PPB/R < 1, com os valores de MLD variando entre -8,70 g O<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> e 0,114 g O<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>. Apenas dois sites apresentaram balanço metabólico positivo e razão PPB/R > 1, são eles; ITA7 (MDL = 0,114 g O<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>; PPB/R = 1,72) e MRQ3 (MLD = 0,052 g O<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>; PPB/R = 1,57). Os valores das taxas metabólicas para todos os locais de estudo são apresentados na Tabela 3. Exemplos das curvas da taxa de variação diária na concentração de oxigênio usadas no cálculo das taxas metabólicas são apresentados na Figura 9.

Tabela 3 – Variáveis metabólicas e estrutura do perifíton nos locais estudados

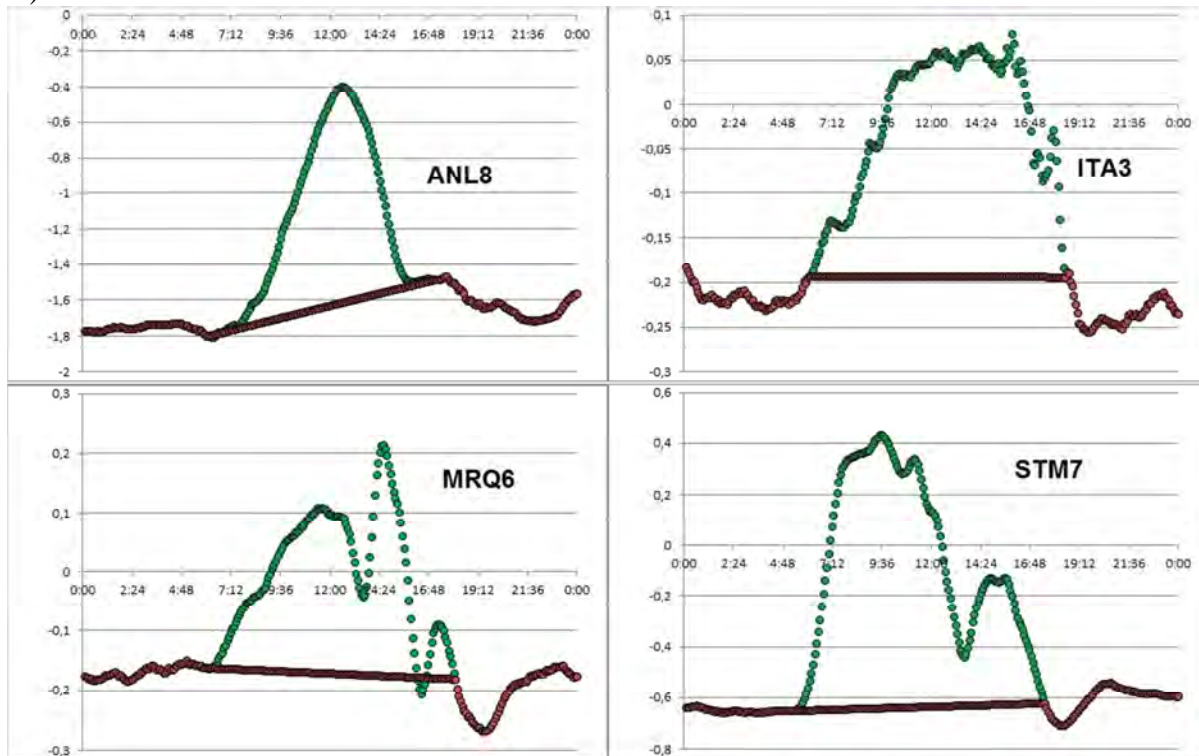
Local	Metabolismo ecossistêmico					Perifíton		
	PPB gO <sub>2</sub> /m <sup>2</sup> /dia <sup>-1</sup>	R gO <sub>2</sub> /m <sup>2</sup> /dia <sup>-1</sup>	PPB/R	MLD gO <sub>2</sub> /m <sup>2</sup> /dia <sup>-1</sup>	% mín. O <sub>2</sub> (24h)	Massa total g/m <sup>2</sup>	Material orgânico (g/m <sup>2</sup> )	Clorofila (g/m <sup>2</sup> )
ANL1	0,64	2,67	0,24	-2,02	93,24	14,75	7,75	0,0051
ANL2	0,76	2,71	0,28	-1,96	80,50	34,57	8,32	0,0019
ANL3	0,18	2,85	0,06	-2,67	85,72			
ANL4	0,54	8,60	0,06	-8,06	83,15			
ANL5	0,14	8,00	0,02	-7,87	77,56			
ANL6	2,15	10,37	0,21	-8,22	42,99			
ANL8	1,31	10,01	0,13	-8,70	50,12			
ITA1	0,00	0,52	0,00	-0,52	96,64			
ITA2	0,22	0,53	0,42	-0,31	97,21	9,95	3,48	0,0034
ITA3	0,44	1,00	0,43	-0,57	97,04	24,69	6,46	0,0023
ITA4	0,10	2,31	0,04	-2,21	96,77	8,56	2,00	0,0004
ITA5	0,09	1,22	0,07	-1,14	98,04	11,44	2,70	0,0012
ITA6	0,11	2,29	0,05	-2,18	96,12	14,18	4,01	0,0025
ITA7	0,27	0,16	1,72	0,11	98,08	27,22	8,86	0,0049
MRQ1	0,14	0,67	0,21	-0,53	99,01	56,04	18,50	0,0059
MRQ2	0,14	0,18	0,78	-0,04	99,16	34,05	8,06	0,0027
MRQ3	0,14	0,09	1,57	0,05	98,90	25,14	10,10	0,0038
MRQ4	0,06	0,17	0,36	-0,11	98,32	31,42	7,43	0,0034
MRQ5	0,87	1,46	0,60	-0,59	96,07	21,44	5,27	0,0025
MRQ6	0,85	1,80	0,47	-0,96	94,92	4,85	2,45	0,0036
MRQ7	1,07	3,11	0,35	-2,03	85,40	38,83	6,95	0,0017
STM 1	0,12	0,22	0,53	-0,11	98,76	30,16	11,85	0,0018
STM 2	0,12	0,44	0,27	-0,32	98,27	22,68		0,0049
STM 3	0,17	2,91	0,06	-2,73	98,46	2,01		0,0012
STM 4	0,92	2,04	0,45	-1,12	98,40	38,84	11,59	
STM 5	0,77	2,06	0,37	-1,29	96,56	13,21	4,70	0,0035
STM 6	2,10	3,42	0,61	-1,32	92,34	8,50	3,80	0,0028
STM 7	2,52	5,32	0,47	-2,80	91,56	10,34	3,42	0,0068

Figura 9 – Exemplos de curvas da variação diária na concentração de  $O_2$  nos locais estudados

A)



B)

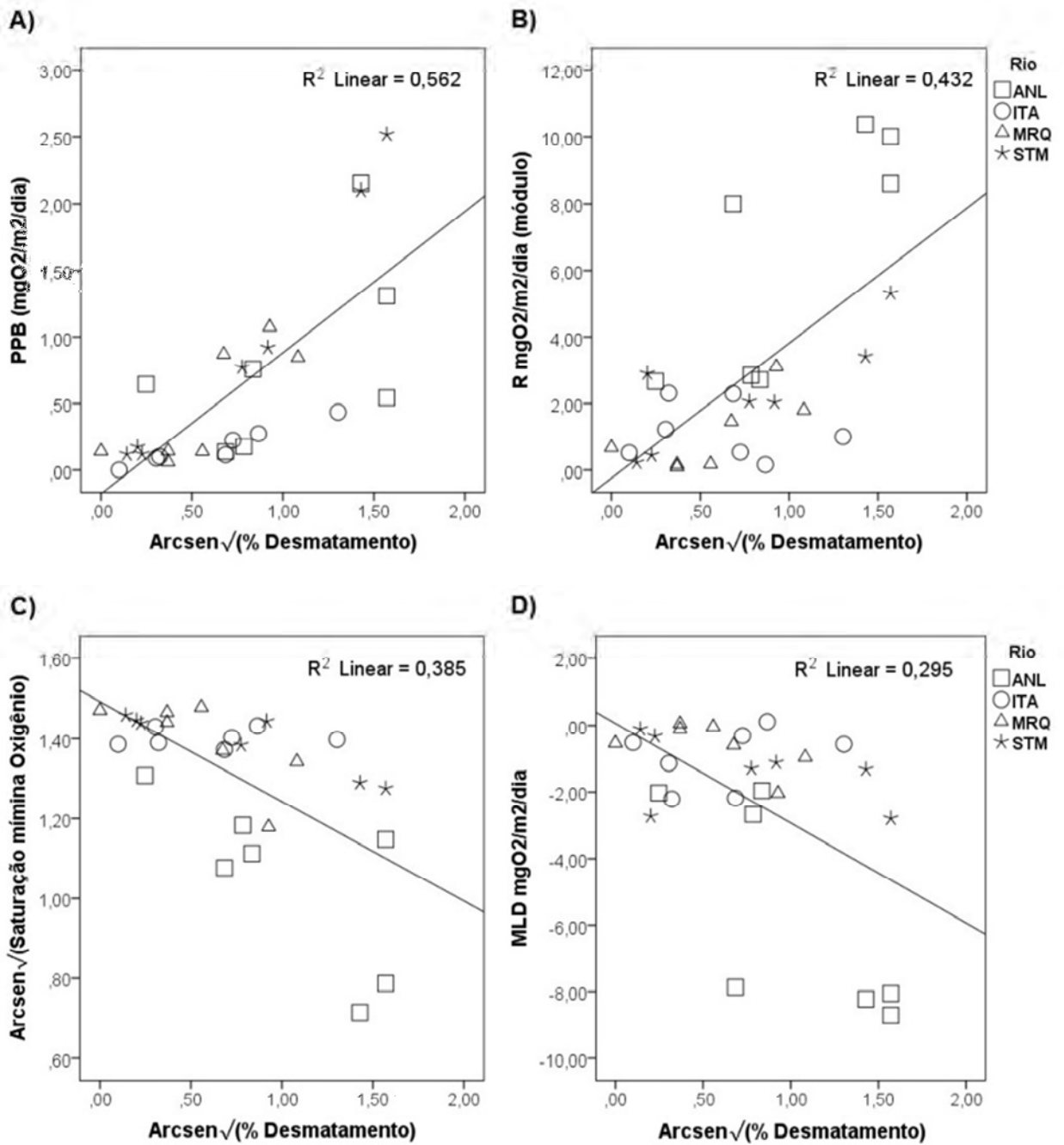


Nota: A) Locais florestados (% desmatamento ripário < 15%) e sombreados (% sombreamento > 60%). B) Locais desmatados (% desmatamento ripário > 75%) e com pouco sombreamento (% sombreamento < 50). A área entre a linha vermelha e o eixo horizontal representa a Respiração (R) e a área entre a linha verde e a linha vermelha representa a Produção Primária Bruta (PPB).

O desmatamento no corredor ripário foi relacionado ao aumento na produção primária bruta ( $p < 0,001$ ;  $r = 0,749$ ) e respiração ( $p < 0,001$ ;  $r = 0,657$ ). Estes aumentos na respiração e produção foram similares de modo que a razão PPB/R não foi correlacionada com o desmatamento ( $p = 0,83$ ;  $r = 0,04$ ). As taxas de produção primária bruta e a respiração foram positivamente relacionadas ( $p = 0,02$ ;  $r = 0,56$ ), porém houve grande dispersão de alguns pontos do córrego ANL que tiveram valores muito altos de respiração ( $> 8 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ). Apesar disso, também parece existir uma relação similar à relação geral, entre a R destes pontos e seus respectivos valores de PPB.

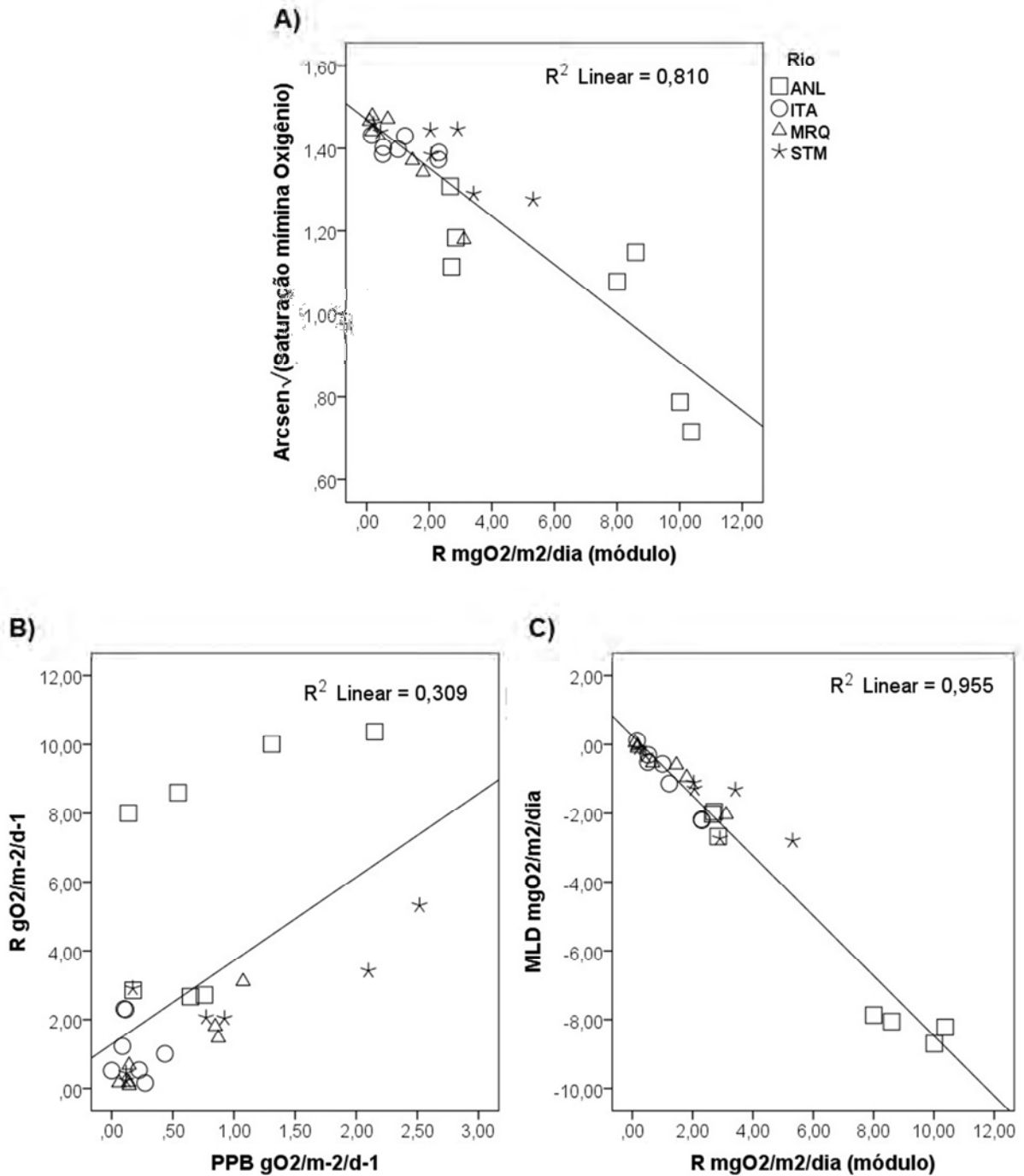
O metabolismo líquido diário apresentou decréscimo significativo com o desmatamento ( $p = 0,03$ ;  $r = -0,54$ ) e foi muito correlacionado com as taxas de respiração ( $p < 0,001$ ;  $r = -0,98$ ) indicando que as mudanças nas taxas de respiração foram o principal fator influenciando a redução do metabolismo líquido diário nos rios estudados, contudo essa relação foi fortemente influenciada por 4 pontos do rio Anil que apresentaram elevada respiração. A saturação mínima de oxigênio variou entre 42,99% e 99,16% com média 90,69% e desvio padrão 13,88%, e foi relacionada negativamente com o desmatamento ( $p < 0,001$ ;  $r = -0,62$ ), e negativamente correlacionada às taxas de respiração ( $P < 0,001$ ;  $r = -0,9$ ). As relações entre desmatamento e variáveis metabólicas são apresentadas graficamente na Figura 10 e as relações entre variáveis metabólicas mostradas na Figura 11.

Figura 10 – Relação entre desmatamento e variáveis metabólicas.



Legenda: Relação entre desmatamento e; A) Produção primária bruta; B) Respiração; C) Saturação mínima de O<sub>2</sub>; e D) Metabolismo líquido diário.

Figura 11 – Relação entre variáveis metabólicas.



Legenda: A) Saturação mínima de O<sub>2</sub> e respiração; B) Respiração e produção primária bruta; C) Metabolismo líquido diário e respiração (R).

#### 2.4.5 Relação entre metabolismo e variáveis abióticas

A produção primária bruta foi positivamente relacionada com vazão ( $p = 0,018$ ;  $r = 0,45$ ), profundidade ( $p = 0,017$ ;  $r = 0,45$ ) e concentração de amônio ( $p = 0,039$ ;  $r = 0,39$ ), enquanto foi negativamente relacionada com o sombreamento ( $p = 0,02$ ;  $r = 0,56$ ) e

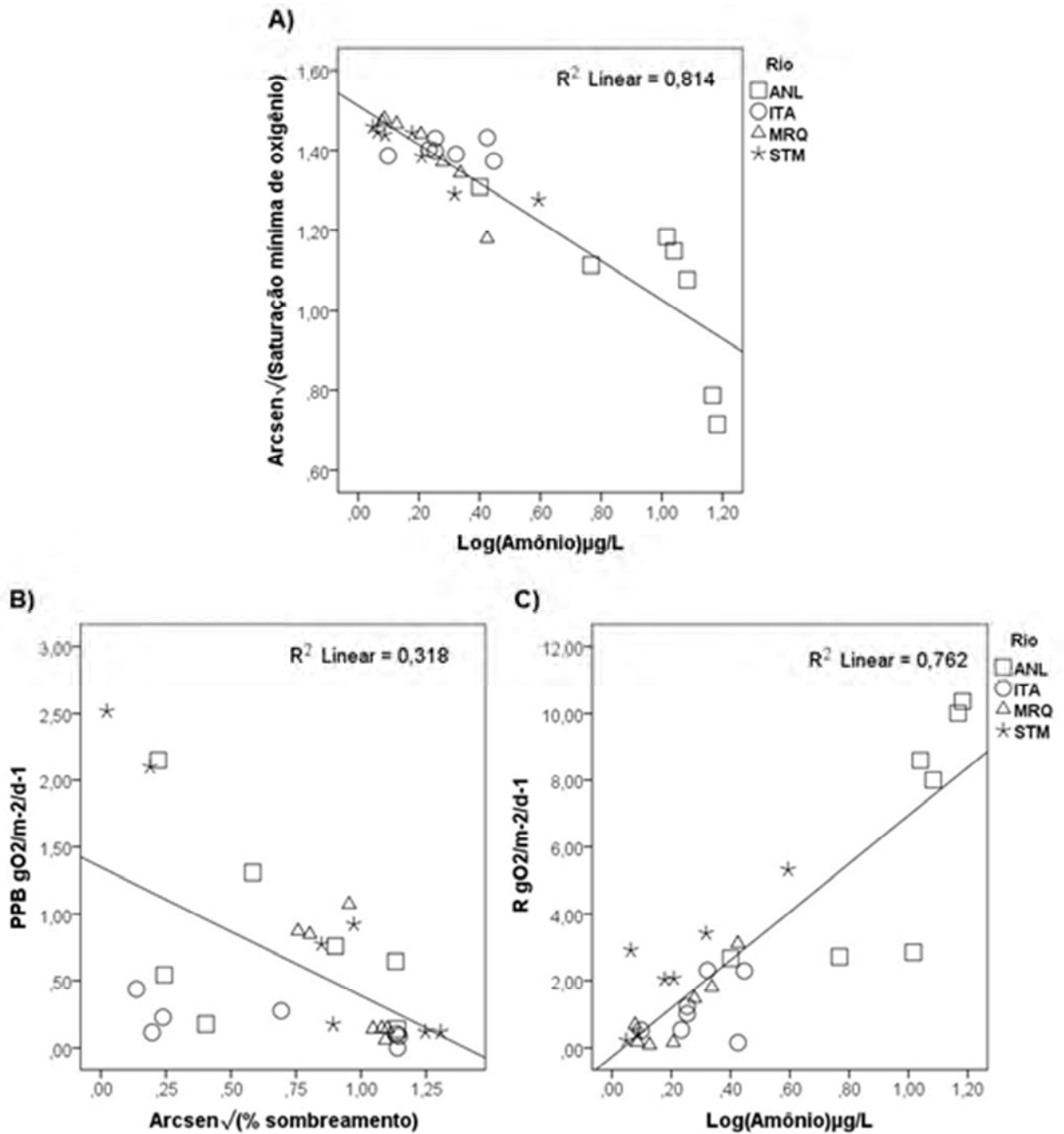
granulometria D84 do sedimento ( $p = 0,024$   $r = 0,42$ ). O procedimento “stepwise regression” para seleção de variáveis indicou que a variável abiótica responsável pela maior parte da variação nos valores de PPB foi o sombreamento ( $F = 12,09$ ;  $p = 0,02$ ) e esta variável foi a única considerada como influenciando significativamente os valores de PPB.

A respiração foi positivamente relacionada com a profundidade ( $p = 0,03$ ;  $r = 0,54$ ) e a concentração de amônio ( $p < 0,001$ ;  $r = 0,87$ ), enquanto foi negativamente relacionada com o sombreamento ( $p = 0,028$ ;  $r = -0,42$ ), pH ( $p = 0,038$ ;  $r = 0,39$ ) e granulometria do substrato ( $p = 0,01$ ;  $r = -0,59$ ). O procedimento “stepwise regression” para seleção de variáveis indicou que a variável abiótica responsável pela maior parte da variação nos valores de R foi a concentração de amônio ( $F = 91,69$ ;  $p < 0,001$ ) e esta variável foi a única considerada como influenciando significativamente os valores de respiração.

A saturação mínima de  $O_2$  foi negativamente correlacionada com a concentração de amônio ( $p < 0,001$   $r = -0,9$ ) e granulometria %D84 do substrato ( $p = 0,01$   $r = -0,59$ ). O procedimento “stepwise regression” para seleção de variáveis indicou que a concentração de amônio ( $F = 10,74$ ;  $p = 0,003$ ) e as taxas respiratórias ( $F = 10,02$ ;  $p = 0,004$ ) foram as variáveis que melhor explicaram a variação nos valores de saturação de  $O_2$ , e assim o modelo com as duas variáveis foi considerado o mais adequado para explicar a variação nos valores de saturação de  $O_2$ . Neste modelo, ambas as variáveis preditoras são relacionadas negativamente a saturação de  $O_2$  e com intensidades similares (Coeficientes padronizados:  $R \rightarrow O_2 = -0,47$ ;  $NH_4^+ \rightarrow O_2 = -0,49$ ). As relações entre as variáveis abióticas correlacionadas com o metabolismo e significantes com base nos valores de F do procedimento “stepwise” são apresentados na Figura 12.



Figura 12 – Relação entre variáveis físicas e variáveis ligadas ao metabolismo do ecossistema.



Legenda: relações entre; A) saturação mínima de  $\text{O}_2$  e concentração de amônio; B) produção primária bruta e sombreamento; C) respiração e concentração de amônio.

#### 2.4.6 Estrutura da comunidade de invertebrados bentônicos

A riqueza de famílias de invertebrados bentônicos variou entre 24 famílias nos pontos MRQ2 e STM5 e 9 famílias no site ANL8 (média = 17,57; SD = 3,62), enquanto a abundância de invertebrado variou entre 3280 indivíduos no ponto STM5 e 138 indivíduos no ponto ANL5 (média = 1623,54; SD = 939,63). O índice de diversidade de Shannon teve ser

valor máximo (2,17) no ponto MRQ4, e mínimo (0,675) no ponto ANL8, (média = 1,80; SD = 0,31). A porcentagem de insetos do grupo EPT foi máxima no ponto ITA 7 (67%) e mínima no ponto ANL8 (8,9%) (média = 36%; SD = 15%). A proporção da família Chironomidae na ordem Diptera variou entre 100% no ponto ANL8 e 30% no ponto MRQ2 (média = 72%; SD = 16%). A abundância de invertebrados pastadores variou entre 1828 no ponto ITA7 e 22 no ponto ANL3 (média = 535,79; SD = 454,69), a abundância de coletores apresentou seu valor máximo (2175) no ponto ITA1 e mínimo (81) no ponto ANL5 (média = 754,93; SD = 462,62), enquanto a abundância de filtradores variou entre 805 no ponto MRQ2 e 1 (um) no ponto ANL3 (média = 207,86; SD = 232,71) e a abundância de rasgadores variou entre os valores destas variáveis para todos os pontos são apresentados na Tabela 4.

Tabela 4 – Variáveis relacionadas à estrutura da comunidade de invertebrados bentônicos(continua)

Local	Riqueza de Famílias	Diversidade (índice de Shannon)	Chironomidae/ Diptera	%EPT	Abundância (nº indivíduos)	Abundância Rasgadores	Abundância Pastadores	Abundância Coletores	Abundância Filtradores
ANL1	16	1,819	0,69	0,387	1894	94	620	839	306
ANL2	15	1,624	0,85	0,180	898	3	161	627	2
ANL3	11	1,491	0,90	0,155	200	9	22	151	1
ANL4	13	1,536	0,90	0,367	1345	1	458	746	64
ANL5	15	1,936	0,75	0,261	138	7	27	81	17
ANL6	14	1,539	0,96	0,497	1551	4	745	749	26
ANL8	9	0,6754	1,00	0,089	850	1	70	756	6
ITA1	20	1,811	0,58	0,198	3156	299	520	2175	110
ITA2	20	1,933	0,62	0,547	2137	11	1040	672	267
ITA3	16	1,589	0,86	0,633	2636	1	1544	753	64
ITA4	20	2,044	0,60	0,325	928	21	272	442	154
ITA5	23	1,939	0,41	0,315	2480	51	695	835	800
ITA6	20	1,684	0,73	0,599	2000	16	1140	602	183
ITA7	19	1,788	0,66	0,667	2897	63	1828	676	124
MRQ1	18	1,716	0,73	0,205	1338	45	195	823	224
MRQ2	24	2,163	0,30	0,315	3041	133	747	1225	805
MRQ3	14	2,089	0,69	0,546	346	21	155	113	49

MRQ4	16	2,167	0,79	0,497	344	29	117	143	45
MRQ5	17	1,989	0,73	0,494	940	16	412	356	115
MRQ6	17	1,955	0,58	0,256	485	93	86	215	71
MRQ7	19	2,055	0,55	0,314	2025	22	486	861	567
STM 1	20	1,947	0,82	0,255	1038	65	217	603	58
STM 2	17	1,687	0,75	0,205	1856	79	360	1141	223
STM 3	19	1,931	0,60	0,315	1218	32	317	539	307
STM 4	22	2,139	0,64	46	2517	46	649	1109	593
STM 5	24	2,028	0,72	39	3280	39	1050	1506	457
STM 6	16	1,623	0,86	42	2174	42	741	1193	147
STM 7	18	1,42	0,96	2	1747	2	328	1207	35

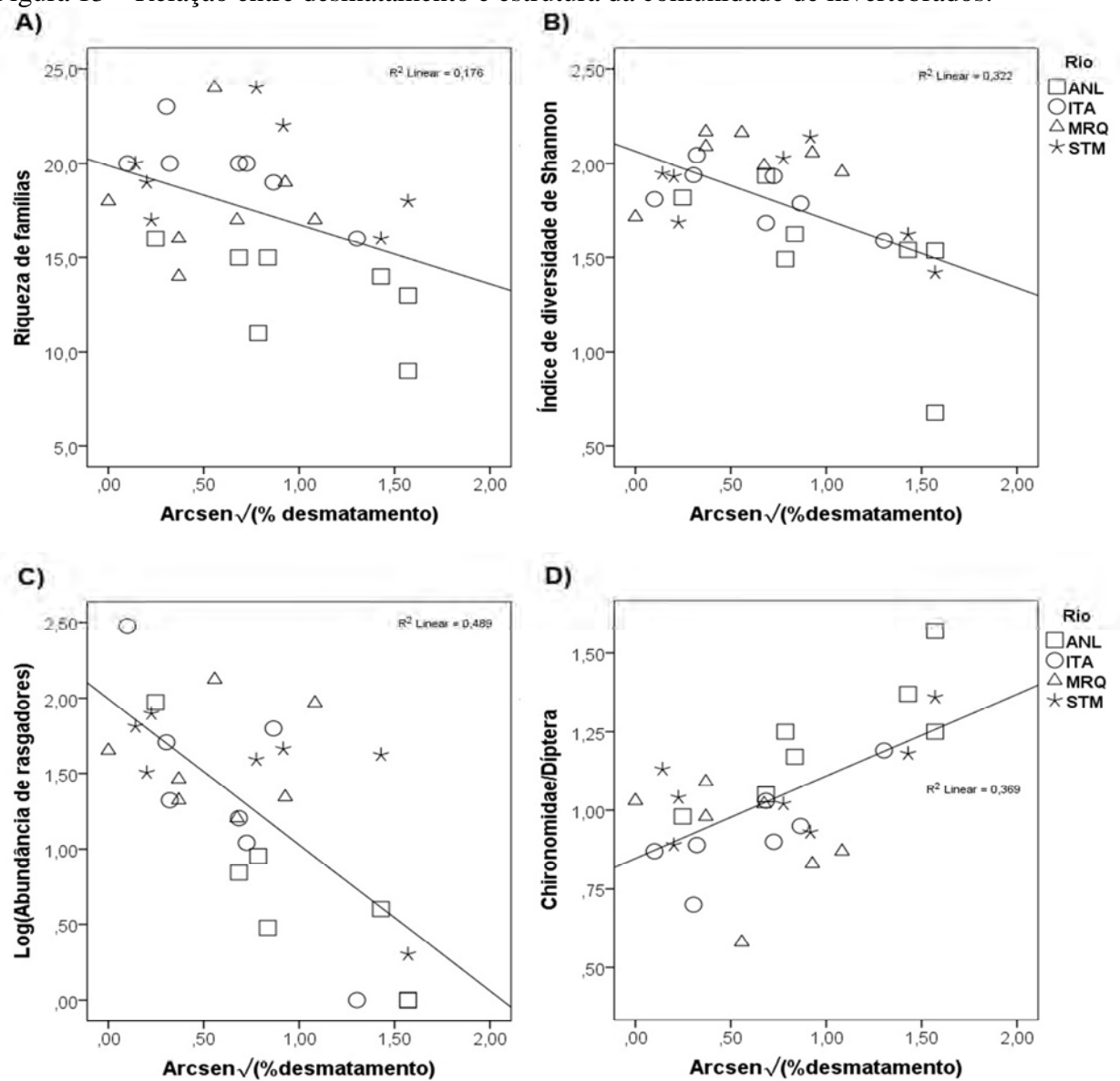
#### 2.4.7 Relações entre estrutura da comunidade de invertebrados bentônicos, desmatamento, variáveis abióticas e metabolismo.

O desmatamento foi negativamente correlacionado à riqueza de famílias de invertebrados bentônicos ( $p = 0,026$ ;  $r = -0,42$ ), ao índice de diversidade de Shannon ( $p = 0,002$ ;  $r = -0,57$ ) e à abundância de rasgadores ( $p < 0,001$ ;  $r = -0,70$ ), e positivamente correlacionado com a razão Chironomidae/Díptera ( $p = 0,001$ ;  $r = 0,61$ ). Estas relações são apresentadas graficamente na Figura 13.

O sombreamento foi positivamente relacionado ao índice de diversidade de Shannon ( $p = 0,004$ ;  $r = 0,53$ ) e abundância de rasgadores ( $p < 0,001$ ;  $r = 0,64$ ) e negativamente relacionado à razão Chironomidae/Díptera ( $p = 0,003$ ;  $r = -0,54$ ). A granulometria %D84 do substrato foi relacionada positivamente à riqueza de famílias ( $p = 0,009$ ;  $r = 0,48$ ) e abundância de rasgadores ( $p < 0,001$ ;  $r = 0,62$ ) e negativamente relacionado à razão Chironomidae/Díptera ( $p = 0,008$ ;  $r = -0,49$ ). A concentração de amônio foi negativamente relacionada à riqueza de famílias ( $p < 0,001$ ;  $r = -0,70$ ), diversidade de Shannon ( $p < 0,001$ ;  $r = -0,64$ ), abundância total de invertebrados ( $p = 0,034$ ;  $r = -0,40$ ), abundância de rasgadores ( $p < 0,001$ ;  $r = -0,70$ ), abundância de pastadores ( $p = 0,031$ ;  $r = -0,41$ ) e abundância de filtradores ( $p < 0,001$ ;  $r = -0,69$ ). A razão Chironomidae/Díptera foi positivamente relacionada à concentração de amônio ( $p < 0,001$ ;  $r = 0,66$ ).

A saturação mínima de O<sub>2</sub> em 24 horas foi relacionada positivamente à riqueza de famílias ( $p < 0,001$ ;  $r = 0,65$ ), diversidade “H” ( $p < 0,001$ ;  $r = 0,66$ ), abundância de rasgadores ( $p < 0,001$ ;  $r = 0,62$ ), e abundância de filtradores ( $p = 0,01$ ;  $r = 0,58$ ), e negativamente relacionada à razão Chironomidae/Díptera ( $p < 0,001$ ;  $r = -0,66$ ). A produção primária bruta relacionada positivamente à razão Chironomidae/Díptera ( $p = 0,003$ ;  $r = 0,54$ ), enquanto a respiração foi positivamente relacionada à razão Chironomidae/Díptera ( $p < 0,001$ ;  $r = 0,65$ ), e negativamente relacionada à abundância de rasgadores ( $p < 0,001$ ;  $r = -0,66$ ).

Figura 13 – Relação entre desmatamento e estrutura da comunidade de invertebrados.



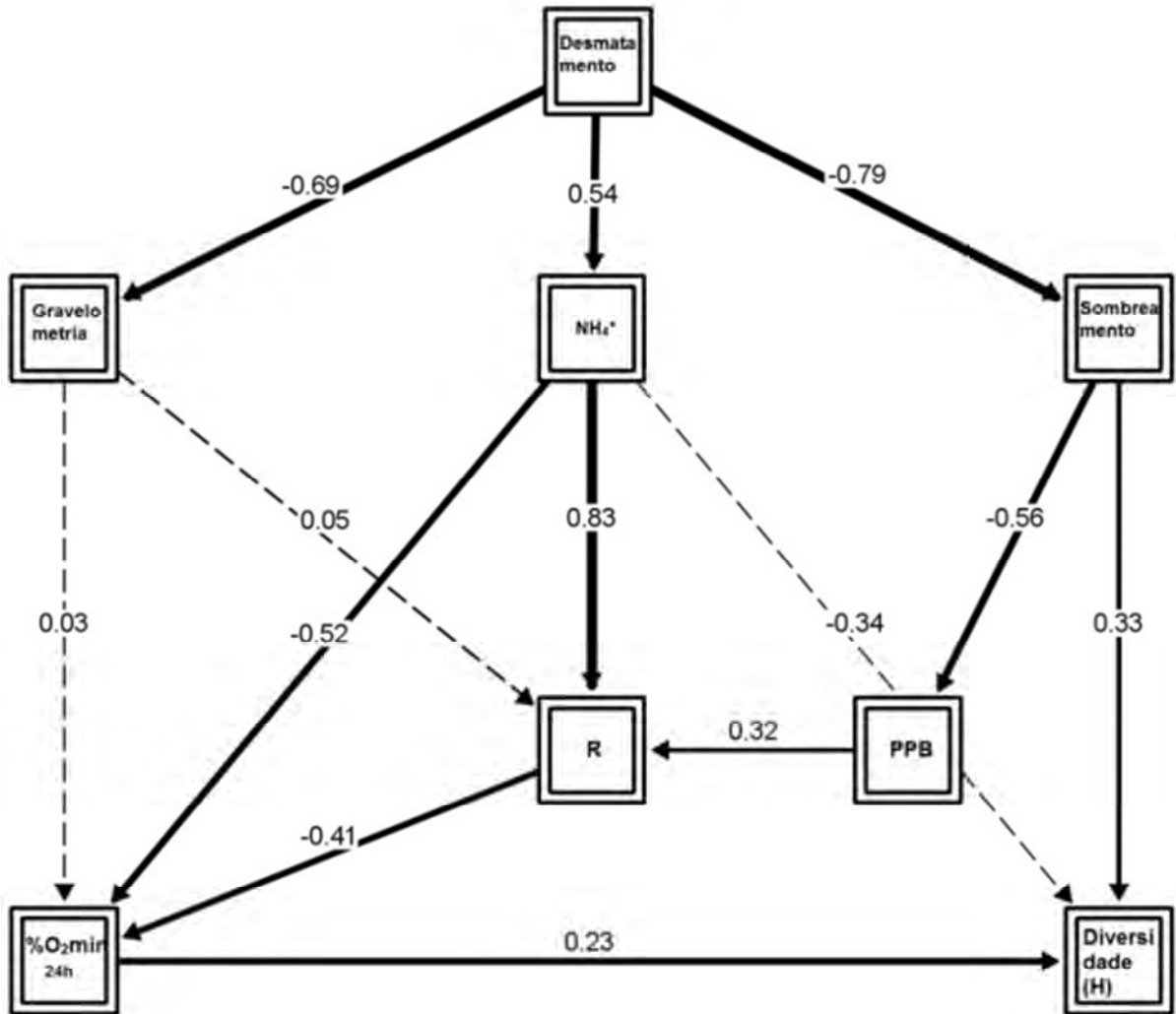
Legenda: A) Riqueza de famílias de invertebrados; B) Índice de diversidade de Shannon; C) Abundância de rasgadores; D) Proporção de Chironomidae na ordem Díptera.

#### 2.4.8 Modelo - Análise de relações causais entre desmatamento ripário, mudanças nas variáveis ambientais e mudanças no metabolismo e comunidade bentônica.

O modelo de análise de caminhos construído pela abordagem SEM incluiu todas as variáveis significativamente correlacionadas ( $r > 0,5$ ) ao desmatamento e as relações significativas subsequentes que ligam estas variáveis e ao metabolismo e biodiversidade (Figura 14). Este modelo descreve como o desmatamento causa simultaneamente a redução do sombreamento, granulometria do substrato e aumento na concentração de amônio. A redução no sombreamento causa aumento da produção primária e consequentemente da respiração (respiração autotrófica), que também é fortemente estimulada pelo aumento nas concentrações de amônio e em menor escala pela redução na granulometria do substrato. O aumento das taxas respiratórias, as reações químicas entre amônio e oxigênio (nitrificação) e em menor escala a redução da granulometria do substrato causam depleção do oxigênio disponível na água o que afeta negativamente a biodiversidade. A diversidade de famílias de invertebrados bentônicos também é afetada diretamente de forma negativa pela redução no sombreamento e pelo aumento nas concentrações de amônio.

Os índices de significância e ajuste do modelo aos dados mostram que o modelo foi eficiente em descrever a maior parte da variabilidade de dados na matriz de correlações real. Os valores previstos pelo modelo foram similares aos encontrados na matriz real ( $\chi^2$  não significativo) e este descreveu a relação entre os dados significativamente melhor do que o modelo nulo (CCF  $> 0,9$ ; TLI  $> 0,9$ ). Contudo o Modelo Completo apresentou grandes valores de erro, considerados maiores que o aceitável para um modelo representativo (SRMR e RMSEA  $> 0,08$ ).

Figura 14 – Modelo Completo contendo todas as correlações ligando o desmatamento ripário a mudanças no metabolismo ecossistêmico e diversidade de invertebrados.



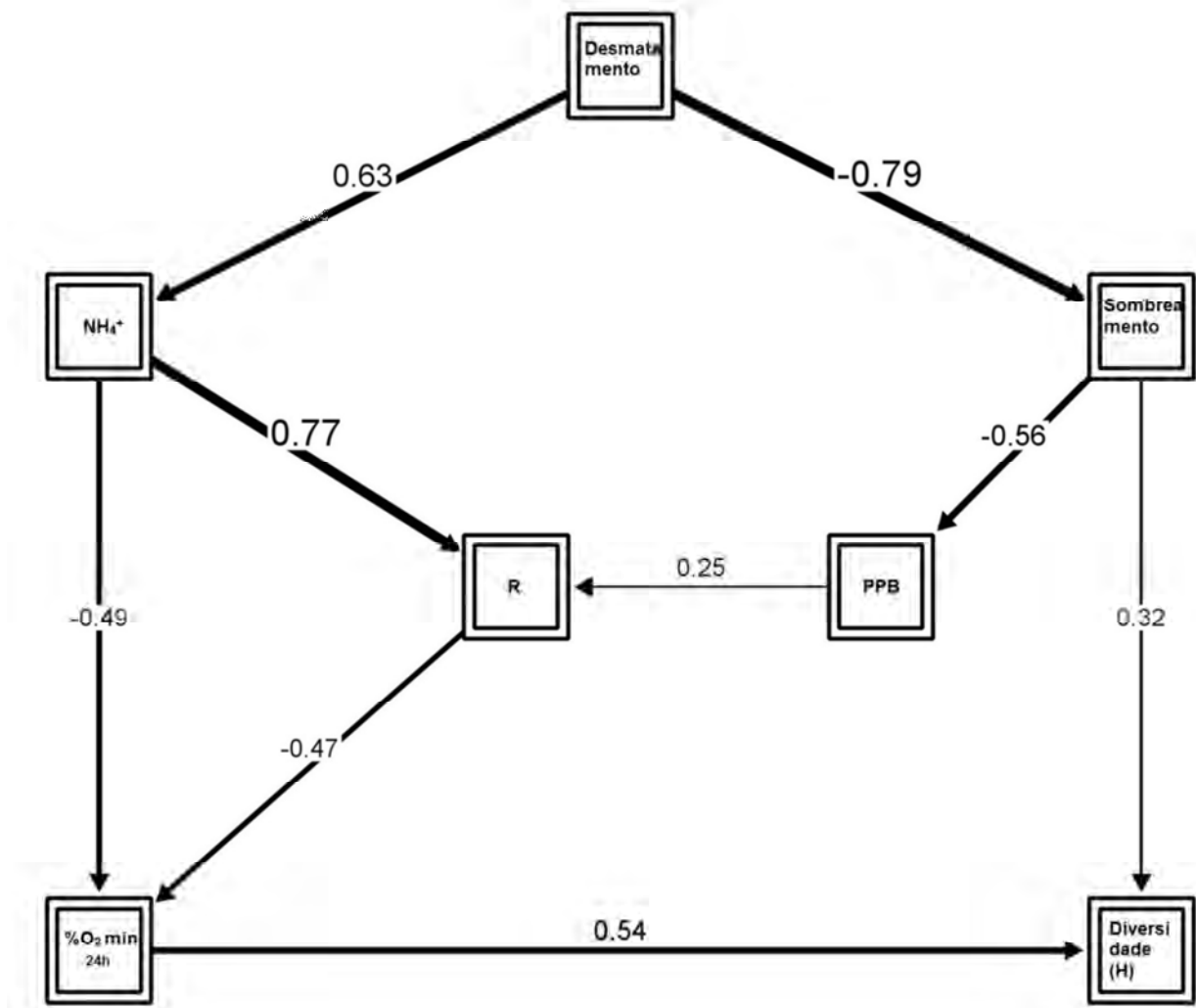
Nota: A espessura das setas é relacionada ao tamanho do efeito. Setas tracejadas representam relações não significativas com base no tamanho dos valores de erro. Relações não significativas foram posteriormente retiradas do modelo produzindo o Modelo Final.

O Modelo Completo apresentou três relações consideradas não significativas com base no tamanho dos erros da estimativa em relação ao tamanho do efeito (teste-z). Assim as relações entre: i) concentração de amônio e diversidade; ii) granulometria do substrato e saturação mínima de  $\text{O}_2$ ; e iii) granulometria do substrato e respiração foram retiradas do modelo. Com isso, a variável “granulometria” deixou de apresentar relação significativa com outras variáveis na cadeia hipotética de eventos e assim foi retirada do modelo. Essas modificações levaram a construção do modelo final ou “Modelo Final” (Figura 15).

No modelo final todas as relações foram consideradas significativas apresentando baixas estimativas de erro. O modelo não resultou em uma matriz de covariância significativamente diferente da encontrada para os dados reais (teste chi-quadrado não

significante) e este descreveu a relação entre os dados significativamente melhor do que o modelo nulo ( $CCF > 0,9$ ,  $TLI > 0,9$ ). As estimativas de erro para esse modelo foram consideradas aceitáveis mesmo considerando índices sensíveis ao tamanho amostral como o RMSEA e a significância de cada uma das relações individuais SRMR. Os valores dos diversos índices estatísticos de ambos os modelos são apresentados na Tabela 5.

Figura 15 – Modelo final contendo as relações significativas ligando o desmatamento ripário a mudanças no metabolismo ecossistêmico e diversidade de invertebrados.



Nota: Neste modelo o desmatamento ripário afeta principalmente o sombreamento e concentração de amônio ( $\text{NH}_4^+$ ). A redução do sombreamento estimula a PPB e tem um pequeno efeito negativo e direto sobre a diversidade de invertebrados. O aumento da PPB eleva as taxas respiratórias o que contribui para a depleção de oxigênio. O aumento da concentração de amônia tem efeito direto na redução da saturação mínima de  $\text{O}_2$  (consumo de  $\text{O}_2$  por nitrificação), além de estimular fortemente a respiração, aumentando o consumo de  $\text{O}_2$  e causando sua depleção. A redução da saturação de  $\text{O}_2$  à noite é por sua vez o principal fator relacionado a redução da diversidade de invertebrados bentônicos. Assim, nesse modelo o uso do solo afeta a diversidade diretamente, pela modificação de variáveis físicas e químicas, quanto por estimular as taxas metabólicas o que leva a depleção noturna de  $\text{O}_2$ .

Tabela 5 – Parâmetros estatísticos para os modelos.

Parâmetro estatístico	Modelo Completo	Modelo final
Graus de liberdade	23	19
Qui-quadrado	$\chi^2 = 34,23; p > 0,9$	$\chi^2 = 22,46; p \approx 0,75$
CFI	0,94	0,98
TLI	0,93	0,98
RMSEA	0,13	0,08
SRMR	0,11	0,08

O modelo final (Figura 15) relaciona o desmatamento a diminuição do sombreamento ( $\alpha_{\text{des}} \rightarrow_{\text{somb}} = -0,79$ ) e aumento na concentração de amônia ( $\alpha_{\text{des}} \rightarrow_{\text{NH}_4} = 0,63$ ), esses efeitos produzem uma reação em cascata (i.e. “land cover cascade”, Burcher et al 2007), que altera as taxas metabólicas do ecossistema e impacta a biodiversidade diretamente pela perda do sombreamento ripário e por várias vias indiretas que afetam a saturação de  $\text{O}_2$  na água. Nesse modelo os efeitos diretos da redução no oxigênio disponível ( $\alpha_{\text{O}_2\text{Mín}} \rightarrow_{\text{H}} = 0,54$ ) são de intensidade maior do que os efeitos diretos de alterações no sombreamento ( $\alpha_{\text{Somb}} \rightarrow_{\text{H}} = 0,32$ ).

A redução do sombreamento causada pelo desmatamento causa perda de biodiversidade ( $\beta_{\text{des(Somb)}} \rightarrow_{\text{H}} = -0,25$ ) e aumento da produção primária ( $\alpha_{\text{des}} \rightarrow_{\text{PPB}} = 0,44$ ). Isso contribui indiretamente para a redução dos níveis mínimos de saturação de oxigênio, uma vez que o estímulo à produção se reflete em aumento da respiração autotrófica ( $\alpha_{\text{PPB}} \rightarrow_{\text{R}} = 0,25$ ) e consumo de oxigênio ( $\alpha_{\text{R}} \rightarrow_{\text{O}_2\text{Mín}} = -0,47$ ) que continua a acontecer a noite quando não há produção de oxigênio. Apesar disso, o efeito do desmatamento mediado pelo sombreamento sobre a saturação de  $\text{O}_2$  tem baixa intensidade ( $\beta_{\text{des(Somb)}} \rightarrow_{\text{O}_2\text{mín}} = -0,052$ ) que resulta em baixa influência dessa via sobre a diversidade  $\beta_{\text{des(Somb; PPB)}} \rightarrow_{\text{H}} = -0,028$ .

O aumento na concentração de amônio causado pelo desmatamento reduz o oxigênio tanto por uma influência direta do amônio nas concentrações de  $\text{O}_2$  ( $\beta_{\text{Des(NH}_4)} \rightarrow_{\text{O}_2\text{Mín}} = -0,31$ ) (provavelmente devido a nitrificação) quanto indireta ( $\beta_{\text{Des(NH}_4; \text{R})} \rightarrow_{\text{O}_2\text{Mín}} = -0,23$ ), uma vez que o aumento das concentrações de amônio estimulam as taxas respiratórias ( $\alpha_{\text{NH}_4} \rightarrow_{\text{R}} = 0,77$ ) e assim consumo de oxigênio ( $\alpha_{\text{R}} \rightarrow_{\text{O}_2\text{Mín}} = -0,47$ ), ( $\beta_{\text{NH}_4(\text{R})} \rightarrow_{\text{O}_2\text{Mín}} = -0,36$ ). Isso resulta em efeitos totais muito maiores das concentrações de amônio sobre a saturação de  $\text{O}_2$  ( $\alpha_{\text{NH}_4} \rightarrow_{\text{O}_2\text{Mín}} = -0,85$ ) do que os efeitos totais do sombreamento sobre a saturação de  $\text{O}_2$  ( $\alpha_{\text{Somb}} \rightarrow_{\text{O}_2\text{mín}} = -0,065$ ). Apesar da relação direta mais fraca, o sombreamento é relacionado à diversidade tanto diretamente quanto indiretamente via redução no  $\text{O}_2$ , e assim o efeito do



desmatamento sobre a diversidade mediado pelo sombreamento ( $\beta_{\text{Des(somb)}} \rightarrow_H = -0,28$ ) foi de intensidade similar ao efeito total sobre a diversidade mediado pela concentração de amônio ( $\beta_{\text{Des(NH4)}} \rightarrow_H = -0,29$ ).

A saturação mínima de  $O_2$  desempenha um papel chave no modelo pois é influenciada direta ou indiretamente por todas as demais variáveis e é também a variável que influencia a diversidade de famílias de invertebrados de maneira direta com maior intensidade ( $\alpha_{O_2\text{mín}} \rightarrow_H = 0,54$ ). Uma vez que a saturação mínima de  $O_2$  concentra todos os efeitos do aumento no amônio sobre a diversidade e é influenciada também pelo sombreamento, o efeito do desmatamento mediado pela saturação de  $O_2$  sobre a diversidade ( $\beta_{\text{Des(O2)}} \rightarrow_H = -0,32$ ) é maior do que o efeito do desmatamento mediado pelo amônio e do desmatamento mediado pelo sombreamento sobre a diversidade quando considerados individualmente.

Assim, o modelo desenvolvido neste trabalho indica que o desmatamento aumenta o consumo de oxigênio devido a reações químicas e estimulo a respiração, o que causa redução na diversidade que também é afetada em menor intensidade diretamente pela redução no sombreamento. Os diversos coeficientes parciais e totais são apresentados na Tabela 6.

Tabela 6 – Coeficientes totais “ $\alpha$ ” e parciais “ $\beta$ ” das relações apresentadas no modelo final (continua).

Relações individuais	Coefficientes padronizados	Coefficientes não padronizados
$\alpha_{\text{des}} \rightarrow_{\text{somb}}$	-0,79	-0,65
$\alpha_{\text{des}} \rightarrow_{\text{NH}_4^+}$	0,63	0,47
$\alpha_{O_2\text{Mín}} \rightarrow_H$	0,54	0,86
$\alpha_{\text{Somb}} \rightarrow_H$	0,32	0,25
$\beta_{\text{des(Somb)}} \rightarrow_H$	-0,25	-0,16
$\alpha_{\text{des}} \rightarrow_{\text{PPB}}$	0,44	0,62
$\alpha_{\text{PPB}} \rightarrow_R$	0,25	1,1
$\alpha_R \rightarrow_{O_2\text{Mín}}$	-0,47	-0,03
$\beta_{\text{NH}_4(\text{R})} \rightarrow_{O_2\text{Mín}}$	-0,36	-0,19
$\beta_{\text{des(Somb)}} \rightarrow_{O_2\text{mín}}$	-0,052	-0,02
$\beta_{\text{des(Somb; PPB)}} \rightarrow_H$	-0,028	-0,018
$\beta_{\text{Des(NH4)}} \rightarrow_{O_2\text{Mín}}$	-0,31	-0,12
$\beta_{\text{Des(NH4; R)}} \rightarrow_{O_2\text{Mín}}$	-0,23	-0,09
$\alpha_{\text{NH}_4} \rightarrow_R$	0,77	6,39

$\alpha_R \rightarrow O_2Mín$	-0,47	-0,03
$\alpha_{NH_4} \rightarrow O_2Mín$	-0,85	-0,46
$\alpha_{Somb} \rightarrow O_2mín$	-0,065	-0,031
$\beta_{Des(somb)} \rightarrow H$	-0,28	-0,18
$\beta_{Des(NH_4)} \rightarrow H$	-0,29	-0,18
$\beta_{Des(O_2)} \rightarrow H$	-0,32	-0,20

Nota: des = desmatamento; symb = sombreamento;  $NH_4^+$  = concentração de amônio; H = índice de diversidade de Shannon;  $O_2Mín$  = saturação mínima de  $O_2$  em 24 horas; PPB = produção primária bruta; R = respiração ecossistêmica.

Considerando os diversos testes estatísticos o modelo foi eficiente em descrever a variabilidade encontrada nos dados originais com base em relações que indicam causa e efeito entre variáveis correlacionadas. Isso fornece uma descrição mecanística que explica a variabilidade observada nos dados amostrados com bases em relações de causais acontecendo em múltiplos níveis. As relações apresentadas no modelo podem ser explicadas do com base no conhecimento teórico a sobre as relações observadas (e.g. nitrificação; consumo de  $O_2$  por respiração; sensibilidade de invertebrados aos níveis de oxigênio, diversidade de substrato e recursos alimentares, etc).

## 2.5 Discussão

### 2.5.1 Desmatamento e variáveis abióticas

A porcentagem de desmatamento no corredor ripário foi similar entre córregos, o que corrobora o uso dos diferentes sites como replicas verdadeiras, visto que níveis de impacto semelhantes devem afetar as variáveis dependentes (i.e. variáveis abióticas, metabolismo, comunidade) em intensidades semelhantes nos diferentes córregos estudados. A forte relação entre redução no sombreamento dentro do rio e aumento no desmatamento ripário indica que no processo de derrubada da vegetação ripária não houve preocupação em preservar preferencialmente as áreas marginais, de modo que grande parte da remoção de vegetação nativa ocorreu na zona ripária imediatamente adjacente ao rio (e.g. corredor ripário 10m). Além disso, algumas das faixas ripárias com grau de desmatamento intermediário apresentavam a vegetação arbórea em estado inicial de sucessão o que contribuiu para a redução do sombreamento mesmo em pontos onde existia vegetação arbórea marginal.

Locais impactados apresentaram uma redução no tamanho do substrato rochoso e em muitos locais do córrego ANL houve completa modificação de substrato rochoso para arenoso (granulometria  $D_{84\%} < 5\text{mm}$ ) (ANL2, ANL3, ANL4, ANL5, ANL8), além de maior profundidade média. Mudanças na geomorfologia associadas ao uso do solo agropecuário foram reportadas por Gücker et al (2009) para córregos no bioma cerrado. Contudo, apesar do trabalho citado reportar diminuição na heterogeneidade morfológica (menor variação na largura e profundidade) e na estabilidade do substrato, não foram observadas mudanças no tamanho médio do substrato, e em oposição ao encontrado no presente trabalho onde a profundidade média decresceu com impacto agropecuário.

Diferenças na metodologia empregada para estimar a granulometria do substrato (tamanho médio em Gücker et al., 2009 vs. “Wholman pebble account” no presente trabalho), assim como uma menor granulometria do sedimento nos córregos prístinos estudados por Gücker et al (2009) podem ter sido a causa da diferença nas respostas entre estudos. Contudo de maneira similar ao reportado no estudo citado acima, nos córregos estudados no presente trabalho foi visualmente conspícuo que locais impactados apresentavam menor variabilidade na largura, profundidade e características do sedimento.

Com base nas concentrações de amônio todos os locais estudados são classificados como apresentado condições de referência (i.e. preservados) de acordo com os critérios de classificação de Cunha et al (2011), para o estado trófico de rios e córregos no sudeste do Brasil, onde condições de referência são definidas como concentrações menores do que  $60 \mu\text{g/L}$ . Houve grande variação nas concentrações de amônio entre pontos e os cinco locais mais impactados do rio ANL (ANL3, ANL4, ANL5, ANL6, ANL8) apresentaram concentrações maiores do que  $10 \mu\text{g/L}$ , o que é mais que o dobro do valor médio considerando todos os locais estudados ( $4,15 \mu\text{g/L}$ ). Contudo, mesmo estes valores relativamente elevados encontrados no córrego ANL ficaram distribuídas na faixa inferior de valores reportados em outros estudos sobre efeitos do uso do solo em córregos tropicais (BRAMLEY & ROTH, 2002; BRODIE & MITCHELL, 2005; MITCHELL et al., 2009; MANESE, 2015), inclusive no bioma Mata Atlântica (OMETTO et al., 2000; SILVA-JUNIOR et al., 2014).

A maioria dos estudos citados acima foi realizada em áreas sujeitas a maiores intensidades de impacto e em cenários de uso do solo predominantemente agrícola em contraste com o predomínio da pecuária extensiva de baixa intensidade nos locais estudados nesta tese. No estudo de Manese (2015) em afluentes do rio Mara (Quênia) as concentrações de amônio em áreas agrícolas e de uso misto foram bem maiores do que os reportados aqui

apenas na estação seca, enquanto na estação chuvosa os valores foram mais baixos e semelhantes aos reportados nesta tese. Em estudos conduzidos no sudeste brasileiro (OMETTO et al., 2000) e em regiões de florestas tropicais da Austrália (BRAMLEY & ROTH, 2002) concentrações de amônio bem maiores que as reportadas aqui (cerca de 10x maiores) foram associadas a agricultura fortemente adubada, ao passo que locais onde a pecuária extensiva era a atividade dominante as concentrações deste nutriente foram similares às reportados nesta tese.

Estudos em outras áreas tropicais da América do Sul, como Amazônia (NEILL et al., 2001) e cerrado (GÜCKER et al., 2009) onde o uso do solo predominante foi a pecuária extensiva as concentrações de amônio foram similares às encontradas na bacia do Guapiaçu. O que parece confirmam a hipótese de que a pecuária extensiva resulta em níveis de enriquecimento de amônio muito menores comparados ao observado para áreas de agricultura adubada. Uma notável exceção é o estudo de Silva-Junior et al (2014) realizado em uma área relativamente próxima a deste estudo e em região de transição entre Mata Atlântica e Cerrado (bacia do Rio da Mortes – MG), onde as concentrações de amônio foram muito maiores do que as encontradas no presente trabalho, apesar da pecuária também ser a atividade predominante. Entretanto, neste estudo muitos dos córregos amostrados apresentavam pequena porcentagem de urbanização na zona ripária, (o que foi deliberadamente evitado nesta tese) e esta foi associada ao aumento nas concentrações de amônio, indicando que possivelmente fontes como esgoto doméstico devem ter contribuído para as elevadas concentrações de amônio encontradas, conforme também foi apontado por Cunha et al (2011).

Ao contrário do amônio as concentrações de fósforo (SPR) nos rios estudados foram em média um pouco maiores do que as encontradas em outros estudos sobre impactos do uso do solo na região tropical (NEILL et al., 2001; BRAMLEY & ROTH, 2002; BRODIE & MITCHELL, 2005; MITCHELL et al., 2009; GÜCKER et al., 2009; SILVA-JUNIOR et al., 2014). Entre estes estudos apenas dois (BRAMLEY & ROTH, 2002; MITCHELL et al., 2009) reportaram valores maiores que o valor médio de concentração de fosfato encontrado no presente estudo (27,8 µg/L), entretanto, assim como observado para o amônio, estas concentrações elevadas foram geralmente restritas aos sites onde a agricultura era o uso do solo predominante em reação à pecuária. Uma concentração relativamente alta de fósforo parece ser uma característica dos córregos da bacia do Guapiaçu, uma vez que mesmo locais preservados (e.g. ANL1, ITA1, STM3, MRQ1) exibiram concentrações maiores do que os valores máximos encontrados para locais sujeitos ao impacto da pecuária em outros estudos na região tropical (e.g. GÜCKER et al., 2009, NEILL et al., 2001; SILVA-JUNIOR et al.,

2014; MANESE, 2015). Outros estudos na mesma bacia (OLIVEIRA, 2011; OLIVEIRA, 2013); também encontraram concentrações relativamente elevadas de fosfato.

É esperado que as concentrações de nutrientes na água de córregos sejam relacionadas ao uso do solo uma vez que as atividades agropecuárias resultam em liberação de nutrientes na bacia (e.g. adubação, excreção pelo gado, etc). Contudo é esperado que a vegetação ripária quando preservada funcione como um filtro biogeoquímico retendo e transformando parte destes nutrientes antes de chegarem aos corpos d'água (HILL, 1986). No presente estudo as concentrações de amônio foram relacionadas ao desmatamento ripário e apresentaram os maiores valores nos pontos onde existia evidência de agricultura adubada próxima ao córrego (ANL 2 – ANL8; STM7) e acesso do gado ao mesmo (ANL5, ANL6, ANL8, STM7). O córrego ANL apresentou valores notavelmente elevados em todos os pontos impactados, e mesmo o ponto ANL1 localizado em área pristina onde a maior parte da bacia (e praticamente todo o corredor ripário) encontra-se coberta por florestas com elevado grau de conservação apresentou uma concentração maior do que a encontrada em outros locais preservados (e.g. STM1, STM2, STM3, ITA1, MRQ1, MRQ2). Assim, concentrações um pouco mais elevadas de amônio parecem ser uma característica desse córrego, o que é intensificado pela atividade agropecuária mais intensa que ocorre em sua sub-bacia.

As concentrações de fosfato não foram relacionadas ao desmatamento ripário e foram relativamente altas em todos os pontos estudados. Este nutriente é mais relacionado atividade agrícola do que a pecuária, pois é um adubo fundamental utilizado em muitas culturas, ao passo que a excreção de fosfato pelo gado é bem menor que a de amônia (N:P = 4:1), em comparação com a maioria dos adubos (N:P = 2:1) (CATANI, 1956). Enriquecimentos moderados devido à adubação podem ter sido mascarados pela concentração basal alta encontrada mesmo nos sites preservados, assim como pela presença de  $Fe^{+}$  e  $Al^{+}$  no solo que se ligam ao alumínio formando sais insolúveis. O córrego ITA apresentou os maiores valores deste nutriente, que também apresentou um aumento na concentração nos quatro últimos pontos do rio STM (STM4, STM5, STM6, STM7). Em alguns destes locais (ITA2, ITA3, STM4, STM5) existiam pequenos galinheiros domésticos próximos ao rio, e as aves foram frequentemente avistadas na margem, assim é possível que a presença destes animais possa ter contribuído para aumentar as concentrações de fosfato nestes pontos (e potencialmente rio abaixo), uma vez que as excretas de aves são muito ricas neste nutriente (N:P  $\approx$  1:1, Catani, 1956).

### 2.5.2 Metabolismo ecossistêmico e sua relação com o uso do solo

Neste estudo tanto a produção primária bruta (PPB) quanto a respiração (R) aumentaram com o desmatamento, seguindo a mesma tendência apresentada para diversos estudos relacionando o desmatamento (e uso do solo) ao metabolismo de córregos, conforme foi apresentado no capítulo 1 (SILVA-JUNIOR, 2016), onde cerca de 70% dos estudos avaliados mostram aumento na PPB e cerca de 55% mostraram aumento na R. Contudo, diferente da maioria dos estudos analisados no capítulo 1, no presente trabalho os aumentos na PPB e R foram relacionados a um gradiente contínuo de desmatamento no corredor ripário, o que permitiu estimar a intensidade da relação direta entre o desmatamento ripário e alterações metabólicas em córregos de Mata Atlântica, trabalho nunca antes realizado. Mais que isso, pela primeira vez foi construído um modelo mecanístico permitindo estimar simultaneamente as diversas relações diretas e indiretas que ligam o desmatamento ripário a alterações no metabolismo e na biodiversidade de córregos de mata atlântica.

As relações entre aumento do desmatamento ripário e as taxas de PPB e R foram bastante similares em forma e intensidade (coeficientes padronizados Desmatamento  $\rightarrow$  PPB = 0,75; Desmatamento  $\rightarrow$  R = 0,66). Estas variáveis também foram relacionadas entre si, o que era esperado, visto que pelo menos em parte a respiração corresponde à respiração autotrófica. A respiração autotrófica corresponde à fração que é utilizada no metabolismo dos produtores e não fica disponível para os consumidores. Esta proporção é estimada entre 14% e 42% em sistemas sujeitos a pastejo ou não respectivamente (MCINTIRE et al., 1996), com outros autores calculando valores em torno de 50% (WEBSTER & MEYER 1997<sup>a</sup>). Dada a ausência de relação entre a quantidade de invertebrados pastadores e as variáveis metabólicas e estrutura do perifíton, foi considerado para o sistema estudado nesta tese um valor de 40% que foi recentemente calculado experimentalmente por Thomas et al (2005).

A Produção Primária Líquida (PPL) é a fração da PPB disponível para os consumidores, onde  $PPL = PPB - R$  autotrófica. Considerando as taxas de R autotrófica de 40%, a PPL nos córregos da Bacia do Guapiaçú variou entre  $0 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  e  $1,54 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  com valor média de  $0,37 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ . Valores que convertidos para  $\text{g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  seguindo o fator de transformação apresentado por Boot, (2006) ( $\text{g C} = \text{g O}_2 \times 0,45$ ) equivalem a um valor médio de  $0,17 \text{ g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  e máximo de  $0,69 \text{ g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ , disponíveis para os consumidores secundários.

Conforme esperado para córregos de pequeno porte (ALLAN & CASTILLO, 2007) quase todos os locais estudados foram heterotróficos ( $PPP/B < 1$  e  $MLD < 0$ ) com exceção dos

pontos ITA7 e MRQ3, que apresentaram metabolismo líquido positivo, o que se deu principalmente devido aos baixos valores de respiração estimados para estes pontos (MRQ3,  $R = 0,09 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ; ITA7,  $R = 0,16 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ) e não devido a elevadas taxas de PPB, visto que ambos os locais também apresentaram valores PPB bem baixos (MRQ3,  $R = 0,14 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ; ITA7,  $R = 0,27 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ), menores que a metade do valor médio de PPB considerando todos os locais amostrados. Estes resultados seguem a tendência encontrada em outros estudos de metabolismo de rios tropicais (BUNN et al., 1999; ORTIZ-ZAYAS et al 2005; GÜCKER et al., 2009; CARLSON et al., 2014; BOOT & NEWBOLD, 2013; SILVA-JUNIOR et al., 2014). Uma exceção é o estudo de Fellows et al (2006), onde os córregos impactados apresentaram razão PPB/R > 1.

No estudo de Gücker et al (2009) apesar de todos os locais serem considerados heterotróficos foi observado um aumento de cerca de 8x na razão PPB/R em córregos sujeitos impactos da pecuária devido a simultânea diminuição na R e aumento na PPB. Uma tendência oposta foi observada para os córregos da bacia do Guapiaçú no presente estudo, onde apesar de não haver correlação significativa entre a razão PPB/R e a porcentagem de desmatamento ripário, esta foi relacionada ao MLC que diminuiu com o impacto. Isso ocorreu principalmente devido ao grande aumento nas taxas respiratórias ao longo do gradiente de impacto, de modo que a redução no MLC foi fortemente correlacionada ao aumento das taxas respiratórias ( $r = -0,99$ ).

A produção primária bruta (PPB) apresentou grande variação ao longo do gradiente de impacto e seu valor médio ( $0,61 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ) baixo comparado a estudos similares conduzidos em regiões temperadas (HOUSER et al., 2005; IZAGIRRE et al., 2008; YOUNG E COLLIER, 2009) e similar aos valores encontrados em outros estudos sobre efeitos do uso do solo em córregos tropicais (BUNN et al., 1999; SILVA-JUNIOR et al., 2014; GÜCKER et al., 2009; BERNOT et al., 2010; BOTT & BEWBOLT, 2013; CARLSON et al., 2014; MANESE, 2015). Contudo, cinco locais com elevado impacto (ANL6, ANL7, MRQ7, STM6, STM7) apresentaram valores de produção relativamente elevados ( $> 1 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ), o que representa aproximadamente três vezes o valor médio da PPB para os outros 23 pontos ( $0,34 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ). Estes valores são bem maiores do que os valores descritos para a maioria dos córregos tropicais sob influência de impacto agropecuário estudados nos trabalhos mencionados acima. Contudo, taxas de PPB elevadas também foram encontradas para alguns rios em áreas agrícolas em três dos trabalhos citados (BERNOT et al., 2010; SILVA-JUNIOR et al., 2014; MANESE 2015).

Os pontos com valores de PPB  $> 1 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  encontrados no presente estudo apresentavam concentrações de amônio relativamente elevada quando comparadas a média de todos os pontos (ANL6, ANL7) ou do córrego em questão (MRQ7, STM6, STM7). Maiores concentrações de amônio relacionadas à atividade agropecuária também parecem ter sido associadas a uma maior PPB no estudo de Manese (2015) conduzido em afluentes do rio Mara (Kenia), porém, esta associação não foi evidente no estudo de Silva-Junior et al (2014) realizado em área de transição entre cerrado e Mata Atlântica em MG, mesmo considerando outros nutrientes como Nitrato + Nitrito ou fosfato.

No estudo de Carlson et al (2014) a PPB foi menor em áreas de sistemas agroflorestais onde o sombreamento ripário causado pela vegetação nativa foi mantido comparado a áreas de vegetação pristina, provavelmente devido ao aumento na turbidez relacionado a maior erosão nestas áreas. Contudo esse aumento na turbidez parece ter sido sobrepujado pelos efeitos de um menor sombreamento e maior temperatura da água em áreas de plantação de dendê, onde os valores de PPB foram um pouco maiores, porém bastante similares aos da área florestal pristina. Uma limitação por luz também parece ter ocorrido em córregos da Amazônia peruana (BOTT & NEWBOLD, 2013) onde apesar da PPB ter sido significativamente maior em bacias hidrográficas com uso predominantemente agrícola os valores absolutos também foram baixos (máximo  $0,36 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ). Nesse estudo o uso do solo foi avaliado em escala de bacia hidrográfica, mas todos os pontos apresentavam mata ciliar capaz de fornecer elevado sombreamento (menor valor de sombreamento = 87,7%), o que deve ter limitado a PPB contribuindo para os baixos valores de PPB observados.

Contudo, em um estudo realizado em áreas de vegetação naturalmente aberta do cerrado (Gücker et al., 2009) apesar da PPB ter aumentado significativamente em áreas de pecuária, esta também foi sempre menor que  $1 \text{ g O}_2/\text{m}^{-2}/\text{d}^{-1}$ , mesmo sem haver limitação por sombreamento e com concentrações de amônio similares às reportadas aqui para córregos da bacia do Guapiaçú. Além disso, os valores de PPB encontrados por Gücker et al (2009) para áreas pristinas naturalmente abertas de cerrado são similares aos encontrados para áreas fortemente sombreadas por floresta ripária na bacia do Guapiaçú (e.g. ANL1, MRQ 1, STM1, STM2, ITA4). Assim, as diferenças entre os valores máximos de PPB encontrados nesta tese e no trabalho de Gucker et al (2009) podem ter ocorrido devido a diferenças naturais na ecologia de produtores aquáticos entre os dois biomas, visto que em áreas abertas do cerrado estes organismos evoluíram em condições onde o sombreamento não é um fator limitante e devem ser menos eficientes em utilizar esse recurso.



As taxas respiratórias também apresentaram grande amplitude de valores nos córregos estudados, e o valor médio ( $-2,75 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ) foi baixo comparado a outros estudos na região temperada (HOUSER et al., 2005; IZAGIRRE et al., 2008; YOUNG E COLLIER, 2009) e tropical (GÜCKER et al., 2009; SILVA-JUNIOR et al., 2014; BOTT & NEWBOLD, 2013; CARLSON et al., 2014; MANESE 2015). Contudo, a respiração aumentou rapidamente com o gradiente de impacto, especialmente no rio ANL onde taxas maiores que  $-8 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  foram registradas em quatro localidades com elevado grau de impacto (ANL4, ANL5, ANL6, ANL8). Taxas respiratórias elevadas também foram registradas nos pontos STM7 ( $-5,32 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ), STM6 ( $-3,41 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ) e MRQ 7 ( $-3,11 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ). Valores que representam mais que o dobro do valor médio dos outros 21 pontos ( $-1,35 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ )

Assim como verificado neste estudo, uma associação entre aumento das taxas respiratórias e ao desmatamento (ou uso do solo para atividade agropecuária) também foi encontrada em outros estudos similares em regiões tropicais (BOTT & NEWBOLD, 2013; CARLSON et al, 2014; MANESE, 2015). Contudo no estudo de Silva-Junior et al (2014), o aumento da R foi relacionado a porcentagem de urbanização no corredor ripário, mas não a porcentagem de uso agropecuária, enquanto o estudo de Gücker et al (2009) mostrou uma tendência oposta com a diminuição da R em córregos atravessando áreas de pecuária extensiva no cerrado.

No estudo de Silva-Junior et al (2014), realizado na Bacia do Rio das Mortes-MG, embora os locais considerados “prístinos” apresentassem uma vegetação nativa preservada no corredor ripário (20m de largura neste caso), estavam inseridos em uma bacia sujeita a pressões mais intensas e variadas (p.ex. agricultura mecanizada, silvicultura, mineração, urbanização). Nesse estudo as florestas ripárias eram do tipo semidecidual, menos densas do que a floresta ombrófila presente na bacia do Guapiaçú, além disso, algumas parcelas de vegetação natural eram compostas por áreas campestres (campos limpos e rupestres). Estas características podem ter influenciado as altas taxas de respiração dos córregos estudados nesse trabalho, tornando-os menos sujeitos a estímulos nas taxas respiratórias causados pela pecuária na zona ripária.

O decréscimo das taxas respiratórias em rios impactados pela pecuária no cerrado (GÜCKER et al., 2009) foi associado à uma redução na biomassa microbiana bêntica, que por sua vez foi resultado de uma maior instabilidade do sedimento em áreas impactadas. No estudo citado acima as taxas de PPB foram menores do que as apresentadas nesta tese, o que reduz o potencial de estímulo na R devido à respiração autotrófica. Além disso, nesse trabalho as concentrações de amônio, especialmente nos locais impactados, foram menores do que nos

pontos impactados da Bacia do Guapiacú, o que reduz a possibilidade de estímulos à respiração microbiana causados por enriquecimento de nutrientes (DODDS et al., 2007), bem como a importância de processos de nitrificação que podem consumir oxigênio da água.

A saturação mínima de O<sub>2</sub> apresentou forte correlação negativa com as taxas respiratórias e as concentrações de amônio, e o procedimento “stepwise regression” para seleção de variáveis, bem como o modelo de análise de caminhos, indicaram que ambas as variáveis influenciam a saturação de oxigênio de maneira independente e em intensidades semelhantes. O consumo de oxigênio pela respiração causa sua depleção, assim como reações químicas oxidativas como o processo de nitrificação (i.e. transformação de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> em nitritos e nitratos (NO<sub>x</sub>)), oxidação do ferro e carbono orgânico (DRINAN et al., 2013; O’DRISCOLL et al., 2016).

A respiração autotrófica é uma função da PPB, que por sua vez é estimulada por nutrientes de modo que em sistemas com elevada PPB a respiração autotrófica durante a noite pode contribuir para reduzir o O<sub>2</sub> disponível durante nesse período, de modo que estes ambientes tendem a apresentar maior variação diária na saturação de O<sub>2</sub> (MULHOLLAND et al., 2005). Além disso, foi demonstrado experimentalmente que nutrientes inorgânicos, podem estimular diretamente o metabolismo heterotrófico (Tank & Dodds, 2003; GULIS & SUBERKROPP, 2003). Assim o enriquecimento com nutrientes pode causar depleção de O<sub>2</sub> tanto por reações oxidativas quanto pelo estímulo à PPB e R, conforme parece ter sido o caso nos rios estudados nesta tese.

A saturação de oxigênio na água é uma variável de extrema importância para a biota de córregos, que muitas vezes é bastante sensível a hipóxia (HODKINSON & JACKSON, 2005; MENETREY et al., 2008), e valores abaixo de 80% são considerados um fator de risco ambiental para biota aquática segundo critérios de avaliação desenvolvidos na Europa (Bowman, 2009). No presente estudo, três localidades no rio ANL (ANL5, ANL6, ANL8) apresentaram valores mais baixos que esse limite, enquanto outras três localidades no mesmo córrego (ANL2, ANL3, ANL4) e uma no córrego MRQ (MRQ7) apresentaram valores de saturação mínima de O<sub>2</sub> entre 80 e 85%. Apesar de uma redução na saturação de O<sub>2</sub> ao longo do gradiente de desmatamento também ter ocorrido nos outros dois córregos os valores se mantiveram sempre acima de 90%.

A saturação de O<sub>2</sub> foi a principal variável a influenciar a diversidade de famílias de invertebrados de acordo com o modelo de análise de caminhos desenvolvido nesta tese, destacando seu papel central na ligação entre desmatamento e redução da diversidade. Contudo, é surpreendente a escassez de dados sobre a saturação de O<sub>2</sub> em muitos trabalhos

sobre metabolismo ecossistêmico. Por exemplo, entre os oito trabalhos relacionando metabolismo de córregos e uso do solo em ambiente tropical descritos no capítulo 1 (SILVA-JUNIOR, 2016) apenas um (CARLSON et al., 2014) apresenta esses dados. Apesar de dois outros estudos (ROSA et al., 2012; GÜCKER et al., 2009) apresentarem valores absolutos de concentração de oxigênio (mg/L), o efeito dos valores de concentração absoluta sobre a biota são mais difíceis de inferir, visto que a disponibilidade de O<sub>2</sub> para processos respiratórios está mais ligada à sua saturação no ambiente, que por sua vez depende não apenas da concentração mas também da temperatura da água e pressão atmosférica (HAUER & LAMBERTI, 2011).

O fato da quantidade mínima de O<sub>2</sub> ao longo de um ciclo metabólico ser o aspecto primordial que limita a distribuição de espécies com base nas concentrações de O<sub>2</sub> é bem conhecido, e a tolerância das espécies a anoxia é usado como parâmetro de medida do stress fisiológico em estudos experimentais (OSTRAND & WILDE, 2001). Assim, a maioria dos estudos que avaliam os efeitos de variáveis ambientais sobre comunidade de invertebrados (OMETTO et al., 2000; NDARUGA et al., 2004; SUGA & TANAKA, 2014) e peixes (MENDONÇA et al., 2005; CASSATI et al., 2005; CASSATI et al., 2006) em córregos incluem como variável de interesse a saturação de O<sub>2</sub> (ou sua concentração). Contudo, estes trabalhos geralmente ignoram a dinâmica diária de variação no O<sub>2</sub> e essas medidas são na maioria das vezes feitas de maneira pontual e normalmente durante o dia (como parece ter sido o caso em todos os estudos citados acima) o que dificilmente consegue capturar os efeitos das concentrações de O<sub>2</sub> sobre a biota.

Isso acontece porque os valores mínimos de saturação O<sub>2</sub> tendem a ocorrer durante a noite, quando há apenas consumo e nenhuma produção, e muitos organismos podem morrer em apenas alguns minutos se mantidos em concentrações de O<sub>2</sub> menores que os seus limites fisiológicos (e.g. a maioria dos vertebrados morreria se a porcentagem O<sub>2</sub> na atmosfera caísse pela metade por cerca de 1 hora). Esse fato se torna ainda mais grave quando verificamos que devido ao aumento simultâneo nas taxas de PPB e R em córregos sujeitos aos impactos do uso do solo, estes podem exibir grandes variações diárias na saturação de O<sub>2</sub>, e podem apresentar-se supersaturados (> 100% saturação) durante o dia e razoavelmente depletados durante a noite (e.g. MRQ7, STM7, ver também MULHOLLAND et al., 2005).

O modelo de análise de caminhos indica que a saturação de O<sub>2</sub> foi a variável que afetou diretamente com maior intensidade a biota ( $\alpha_{O_2 \rightarrow H} = 0,54$ ), seguido de um efeito direto de menor intensidade causado pelo sombreamento ( $\alpha_{somb \rightarrow H} = 0,32$ ). Contudo, o sombreamento também influencia indiretamente a saturação de O<sub>2</sub> por ser relacionado à R, via controle da PPB ( $\alpha_{somb \rightarrow O_2} = -0,065$ ). Conforme mencionado acima, a saturação de O<sub>2</sub> é

uma variável importante pode limitar a distribuição de organismos em sistemas lóticos, onde muitos grupos são sensíveis a condições de anoxia e assim reduções no oxigênio disponível tendem a reduzir a riqueza de espécies e favorecer a proliferação de espécies resistentes, reduzindo a biodiversidade.

A saturação de  $O_2$  foi influenciada diretamente pela concentração de amônio ( $\alpha_{NH_4 \rightarrow O_2} = -0,49$ ), indicando que processos oxidativos mediados por micróbios, e.g. nitrificação, podem ser responsáveis por grande parte do consumo de  $O_2$  nos córregos estudados de maneira semelhante ao reportado em ambientes de florestas de coníferas na Europa (DRINAN et al., 2013). As concentrações de amônio também influenciam indiretamente as concentrações de  $O_2$ , pois causam forte estímulo na respiração o que aumenta o consumo de  $O_2$  ( $\beta_{NH_4(R) \rightarrow O_2} = -0,36$ ), indicando que esse nutriente está estimulando o metabolismo heterotrófico nos córregos estudados, já que uma via alternativa com efeito do amônio na PPB não foi significativa. Além disso, a perda do sombreamento leva ao aumento da PPB devido ao aumento da incidência luminosa, o que aumenta as taxas respiratórias (i.e. respiração autotrófica), e assim, também causa depleção de oxigênio à noite quando não existe produção ( $\alpha_{Somb \rightarrow O_{2mín}} = -0,065$ ).

Dessa forma a disponibilidade de oxigênio é a variável que concentra os efeitos do desmatamento sendo fortemente influenciada pela R e concentração de amônio, ao mesmo tempo é a principal responsável pela diminuição na biodiversidade em cenários de impacto. Com isso, os efeitos do desmatamento sobre a biodiversidade intermediados pela saturação de  $O_2$  ( $\beta_{Des(O_2) \rightarrow H} = 0,32$ ) foram maiores do que os efeitos devidos ao aumento na nas concentrações de amônio ( $\beta_{des(NH_4) \rightarrow H} = -0,29$ ) e no sombreamento ( $\beta_{des(somb) \rightarrow H} = -0,28$ ) individualmente, visto que ambas as trilhas contribuem no controle da saturação mínima de  $O_2$ . Assim, a saturação de  $O_2$  é uma variável de extrema importância no modelo, pois seus valores dependem de todas as outras variáveis (exceto a biodiversidade) e simultaneamente são os principais determinantes da diversidade de famílias de invertebrados.

Além de afetar a diversidade via redução das taxas mínimas de saturação de  $O_2$ , a perda do sombreamento também afeta diretamente a diversidade de invertebrados bentônicos. Muitos invertebrados bentônicos mostram preferência por um tipo específico de substratos e o folhiço de origem alóctone é um dos substratos com maior abundância e diversidade de invertebrados (ARUNACHALAM et al., 1991), que os usam tanto como recurso trófico quanto como abrigo (ROSEMOND et al., 1998; MOULTON et al., 2010). Apesar de não ter sido encontrada relação entre o desmatamento e a biomassa de MOPG (na maior parte folhas e galhos) existiu grande variabilidade nos dados (p.ex. desvio padrão maior que a média) e

observação no campo incluindo estudos na mesma área (SILVA-JUNIOR et al., 2016, no prelo) indicam que locais impactados tem menos manchas de folhço. Assim, o efeito direto da diminuição do sombreamento sobre a fauna deve ocorrer por redução da variabilidade do habitat, embora exclusão comportamental devido a alta incidência de luz também seja possível (KELLY et al., 2003).

O único modelo similar ligando mudanças o uso do solo ao metabolismo de córregos foi desenvolvido por Bernot et al (2010) e engloba dados de rios em diferentes biomas com a maioria localizados em regiões temperadas, e foi desenvolvido para analisar efeitos do uso do solo na escala de bacia hidrográfica. Além disso, esse modelo não relaciona as mudanças no uso do solo e metabolismo à biodiversidade, e provavelmente por essa razão também não incluí os valores mínimos de saturação de  $O_2$ .

Diferente do modelo apresentado por Bernot et al (2010), no modelo construído para os córregos da bacia do Guapiaçú as concentrações de nitrogênio inorgânico afetaram de forma significativa apenas as taxas de R sem efeito para a PPB. Além disso, o estímulo do aumento do nitrogênio sobre as taxas de R foram muito mais intensos no modelo apresentado nesta tese do que no estudo citado acima, mais até do que a relação entre PPB e luminosidade, também encontrada por Bernot et al (2010), (aqui inferida indiretamente pela variável “sombreamento”). Contudo, apesar das diferenças nas intensidades destas relações comparações entre valores absolutos de nutrientes são impossíveis de serem feitas devido a diferenças nos componentes medidos (“amônio” nesta tese e “nitrogênio inorgânico dissolvido” em Bernot et al (2010)).

Também de maneira diferente ao encontrado no trabalho de Bernot et al (2010) não houve influencia diretas da temperatura da água nem da quantidade séston sobre as taxas de PPB e R. Além disso, a relação entre PPB e biomassa de autótrofos (perifíton) que foi incluída no modelo de Bernot et al 2010 não foi significativa para os rios da Bacia do Guapiaçú e assim está variável nem chegou a ser incluída no modelo. Contudo, nesta tese devido a características do substrato não foi possível coletar o perifíton em muitos dos locais estudados, especialmente aqueles com elevadas taxas metabólicas o que pode ter contribuído para ausência de uma relação entre a biomassa e concentração de clorofila do perifíton e os valores de PPB.

Assim como no modelo apresentado nesta tese, no modelo desenvolvido por Bernot et al (2010) também foram usadas relações estabelecidas por outros procedimentos estatísticos (i.e. correlação, regressão múltipla) para indicar as possíveis relações a serem testadas no modelo. Contudo, neste trabalho os autores se limitaram a testar as relações individuais dentro

do modelo e discutir suas significâncias, mas não seguiram o procedimento proposto por Grace et al (2010) (Figura 4) e não continuaram o desenvolvimento do modelo retirando as relações não significantes, o que poderia alterar os valores de alguns coeficientes e mudar a significância do modelo. Assim, apesar de útil para explorar as relações individualmente as hipostenizadas a priori, o modelo apresentado Bernot et al (2010) não é necessariamente correto em termos de intensidades de relações entre variáveis, visto que a retirada de relação não significativa altera os coeficientes de outras relações assim como os valores de ajuste do modelo. (GRACE et al., 2010; VON OERTZEN et al., 2015).

O modelo desenvolvido nesta tese com dados da Bacia de rio Guapiaçú, apesar de ser baseado em menos medidas do que o apresentado por Bernot et al (2010), estas devem apresentar menor variação decorrente de causas externas ao modelo (e.g. clima, geologia). Além disso, no modelo desenvolvido aqui foram inclusas menos variáveis reduzindo sua parcimônia e melhorando a estimativa das relações individuais. Mais que isso, este modelo é apoiado por um maior número de testes de aderência e erro, o que aumenta a confiança de que a estrutura de relações encontrada seja um bom descritor dos dados.

O modelo final apresentado aqui (Figura 12) mostra um papel central da saturação de oxigênio na manutenção da biodiversidade, além de indicar que a manutenção do sombreamento e controle da entrada de nutrientes são ações prioritárias para a conservação da diversidade e funcionamento de córregos de Mata Atlântica atravessando áreas desmatadas e sujeitas à atividade agropecuária. A entrada de nutrientes (i.e. amônio) foi a principal variável influenciando a saturação de  $O_2$ , enquanto o sombreamento teve efeitos diretos na biota, além de influenciar indiretamente a saturação de  $O_2$ . Além disso, um maior sombreamento deve ser associado a uma vegetação ciliar mais vigorosa, com maior potencial para reduzir a entrada de nutrientes nos córregos.

O controle da entrada de nutrientes é considerado um dos fatores mais suscetíveis ao controle humano (DODDS et al., 2007) estado ligado ainda à manutenção da vegetação ripária (HILL, 1986). Assim, ações que visem a redução da entrada de amônio, e manutenção do sombreamento como; manutenção da vegetação ciliar, especialmente aquela imediatamente próxima ao córrego; preferência do uso para pecuária em relação à agricultura nas proximidades do rio; restrição de acesso do gado ao leito do rio, e aplicação e fertilizantes em quantidades e épocas adequadas, são medidas eficientes para preservação da biota aquática e manutenção dos padrões de funcionamento de córregos de Mata Atlântica na Bacia do Rio Guapiaçú.

## 2.6 Referências

ALLAN, J. D., & CASTILLO, M. M. (2007). *Stream ecology: structure and function of running waters*. Springer Science & Business Media.

ALPHA (1998). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 20th Edition. American Public Health Association, Washington, D.C. (Method 4500-N C. Persulfate Method)

ARUNACHALAM, M., NAIR, K. M., VIJVERBERG, J., KORTMULDER, K., & SURIYANARAYANAN, H. (1991). Substrate selection and seasonal variation in densities of invertebrates in stream pools of a tropical river. *Hydrobiologia*, 213(2), 141-148.

BASTVIKEN, D., TRANVIK, L. J., DOWNING, J. A., CRILL, P. M., & ENRICH-PRAST, A. (2011). Freshwater methane emissions offset the continental carbon sink. *Science*, 331(6013), 50-50.

BOWMAN, J. (2009, November). New Water Framework Directive environmental quality standards and biological and hydromorphological classification systems for surface waters in Ireland. In *Biology and Environment: Proceedings of the Royal Irish Academy* (pp. 247-260). Royal Irish Academy.

BRAMLEY, R. G. V., & ROTH, C. H. (2002). Land-use effects on water quality in an intensively managed catchment in the Australian humid tropics. *Marine and Freshwater Research*, 53(5), 931-940.

BRISBOIS, M. C., JAMIESON, R., GORDON, R., STRATTON, G., & MADANI, A. (2008). Stream ecosystem health in rural mixed land-use watersheds. *Journal of Environmental Engineering and Science*, 7(5), 439-452.

BRITO E. F., MOULTON, T.P., SOUZA, M.L., BUNN, S.E. (2006) Stable isotope analysis indicates microalgae as the predominant food source of fauna in a coastal forest stream, south-east Brazil. *Austral Ecology*, 31, 623-633.

BRODIE, J. E., & MITCHELL, A. W. (2005). Nutrients in Australian tropical rivers: changes with agricultural development and implications for receiving environments. *Marine and Freshwater Research*, 56(3), 279-302.

BROOKS, K. N., FOLLIOTT, P. F., & MAGNER, J. A. (2012). *Hydrology and the Management of Watersheds*. John Wiley & Sons. Nova Jersey, USA

BUNN, S. E., DAVIES, P. M., & MOSISCH, T. D. (1999). Ecosystem measures of river health and their response to riparian and catchment degradation. *Freshwater Biology*, 41(2), 333-345.

BURCHER, C. L., H. M. VALETT, & E. F. BENFIELD. 2007. The land-cover cascade: Relationships coupling land and water. *Ecology* 88:228-242.

CATANI, R. A. Características dos fertilizantes aplicados na lavoura cafeeira, 2 ed. São Paulo, Secretaria da Agricultura, Diretoria de Publicidade Agrícola, Boletim de Agricultura 146. 1956.

CASATTI, L. (2005). Fish assemblage structure in a first order stream, southeastern Brazil: longitudinal distribution, seasonality, and microhabitat diversity. *Biota Neotropica*, 5(1), 75-83.

CASATTI, L., LANGEANI, F., & FERREIRA, C. P. (2006). Effects of physical habitat degradation on the stream fish assemblage structure in a pasture region. *Environmental management*, 38(6), 974-982.

CLAPCOTT, J. E., & BARMUTA, L. A. (2010). Forest clearance increases metabolism and organic matter processes in small headwater streams. *Journal of the North American Benthological Society*, 29(2), 546-561.

CUMMINS, K. W. 1974. Structure and function of stream ecosystems. *BioScience* 24:631-641.

CUMMINS K.W. 1992. Catchment characteristics and river ecosystems. In: Boon P.J., Calow P. and Petts G.E. (eds), *River Conservation and Management*. John

CUMMINS, K.W., MERRITT, R.W., & ANDRADE, P.C., 2005. The use of invertebrate functional groups to characterize ecosystem attributes in selected streams and rivers in south Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 40:69-89.

CUNHA, D. G., DODDS, W. K., & DO CARMO CALIJURI, M. (2011). Defining nutrient and biochemical oxygen demand baselines for tropical rivers and streams in São Paulo State (Brazil): a comparison between reference and impacted sites. *Environmental Management*, 48(5), 945-956.

DODDS, W. K. (2007). Trophic state, eutrophication and nutrient criteria in streams. *Trends in ecology & evolution*, 22(12), 669-676.

DRINAN, T. J., GRAHAM, C. T., O'HALLORAN, J., & HARRISON, S. S. C. (2013). The impact of catchment conifer plantation forestry on the hydrochemistry of peatland lakes. *Science of the total environment*, 443, 608-620.

FELLOWS, C. S., CLAPCOTT, J. E., UDY, J. W., BUNN, S. E., HARCH, B. D., SMITH, M. J., & DAVIES, P. M. (2006). Benthic metabolism as an indicator of stream ecosystem health. *Hydrobiologia*, 572(1), 71-87.

FOWLER, J., COHEN, L., & JARVIS, P. (1998). *Practical Statistics for Field Biology*. John Wiley & Sons Ltd. Chichester. 259pp.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA, INPE (2014) Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica: período 2012-2013. Fundação SOS Mata Atlântica/Instituto nacional de pesquisas espaciais, São Paulo.



GORDON, N. D., FINLAYSON, B. L., & MCMAHON, T. A. (2004). *Stream hydrology: an introduction for ecologists*. John Wiley and Sons.

GRACE, J. B., & PUGESEK, B. H. (1997). A structural equation model of plant species richness and its application to a coastal wetland. *American Naturalist*, 436-460.

GRACE, M. & IMBERGER, S. (2006). *Stream metabolism: Performing & Interpreting Measurements*, Water Studies Centre, Monash University, Report for the Murray-Darling Basin Commission.

GRACE, J. B., ANDERSON, T. M., OLFF, H., & SCHEINER, S. M. (2010). On the specification of structural equation models for ecological systems. *Ecological Monographs*, 80(1), 67-87.

GUIGNION, D., DUPUIS, T., TEATHER, K., MACFARLANE, R., 2010. Distribution and abundance of salmonids in Prince Edward Island streams. *Northeast. Nat.* 17, 313-324.

GÜCKER, B., & PUSCH, M.T. (2006): Regulation of nutrient uptake in eutrophic lowland streams. *Limnology and Oceanography* 51: 1443-1453. Wiley and Sons, Chichester, UK, pp. 125–135.

GÜCKER B., BOËCHAT I.G. & GIANI A. (2009): Impacts of agricultural land use on ecosystem structure and whole-stream metabolism of tropical Cerrado streams. *Freshwater Biology*, 54, 2069–2085.

GULIS, V., & SUBERKROPP, K. (2003). Effect of inorganic nutrients on relative contributions of fungi and bacteria to carbon flow from submerged decomposing leaf litter. *Microbial Ecology*, 45(1), 11-19.

HAUER, F. R., & LAMBERTI, G. A. (Eds.). (2011). *Methods in stream ecology*. Academic Press.

HALBEDEL, S., BÜTTNER, O., & WEITERE, M. (2013). Linkage between the temporal and spatial variability of dissolved organic matter and whole-stream metabolism. *Biogeosciences*, 10(8), 5555-5569.

HERMOSO, V., CLAVERO, M., BLANCO-GARRIDO, F., & PRENDA, J. (2011). Invasive species and habitat degradation in Iberian streams: an analysis of their role in freshwater fish diversity loss. *Ecological Applications*, 21(1), 175-188.

HILL, A. R. 1986. Stream nitrate-N loads in relation to variations in annual and seasonal runoff regimes. *Journal of the American Water Resources Association* 22:829-839.

HODKINSON, I. D., & JACKSON, J. K. (2005). Terrestrial and aquatic invertebrates as bioindicators for environmental monitoring, with particular reference to mountain ecosystems. *Environmental management*, 35(5), 649-666.

HOOPER, D., COUGHLAN, J., MULLEN, M. (2008). Structural Equation Modelling: Guidelines for Determining Model Fit. *Electronic Journal of Business Research Methods*, 6(1), 53-60.

HOPKINS, J. M., MARCARELLI, A. M., & BECHTOLD, H. A. (2011). Ecosystem structure and function are complementary measures of water quality in a polluted, spring-influenced river. *Water, Air, & Soil Pollution*, 214(1-4), 409-421.

IRONS, J. G., OSWOOD, M. W., STOUT, R., & PRINGLE, C. M. (1994). Latitudinal patterns in leaf litter breakdown: is temperature really important? *Freshwater Biology*, 32(2), 401-411.

KELLY, D. J., BOTHWELL, M. L., & SCHINDLER, D. W. (2003). Effects of solar ultraviolet radiation on stream benthic communities: an intersite comparison. *Ecology*, 84(10), 2724-2740.

LEGENDRE P. & LEGENDRE L.F. (2012) *Numerical Ecology*. Elsevier, Amsterdam.

MARZOLF E.R., MULHOLLAND P.J. & STEINMAN A.D. (1994): Improvements to the diurnal upstream–downstream dissolved oxygen change technique for determining whole-stream metabolism in small streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 51, 1591–1599.

MASESE, F. O. (2015). Dynamics in organic matter processing, ecosystem metabolism and trophic sources for consumers in the Mara River, Kenya. Wageningen Universiteit (Wageningen University).

MATHURIAU, C., & CHAUVET, E. (2002). Breakdown of leaf litter in a neotropical stream. *Journal of the North American Benthological Society*, 21(3), 384-396.

MENDONÇA, F. P., MAGNUSSON, W. E., & ZUANON, J. (2005). Relationships between habitat characteristics and fish assemblages in small streams of Central Amazonia. *Copeia*, 2005(4), 751-764.

MCINTIRE, C. D., GREGORY, S. V., STEINMAN, A. D., & LAMBERTI, G. A. (1996). Modeling benthic algal communities: an example from stream ecology. *Algal ecology: freshwater benthic ecosystems*, 669-704.

MITCHELL, A., REGHENZANI, J., FAITHFUL, J., FURNAS, M., & BRODIE, J. (2009). Relationships between land use and nutrient concentrations in streams draining a 'wet-tropics' catchment in northern Australia. *Marine and Freshwater Research*, 60(11), 1097-1108.

MOULTON, T. P., & MAGALHÃES, S. A. P. (2003): Responses of leaf processing to impacts in streams in Atlantic rainforest, Rio de Janeiro, Brazil – A test of the biodiversity-ecosystem functioning relationship? – *Brazilian Journal of Biology* 63:87-95.

MOULTON, T. P., M. L., SOUZA, & A. F., OLIVEIRA. 2007. Conservation of catchments: some theoretical considerations and case histories from Rio de Janeiro. *Neotropical Biology and Conservation* 2:28-35.

MOULTON, T. P., SOUZA, M. L., WALTER, T. L., & KRSULOVIC, F. A. (2009). Patterns of periphyton chlorophyll and dry mass in a neotropical stream: a cheap and rapid analysis using a hand-held fluorometer. *Marine and Freshwater Research*, 60(3), 224-233.

MUGNAI, R., NESSIMIAN, J. L., & BAPTISTA, D. F. (2010). Manual de identificação de macroinvertebrados aquáticos do Estado do Rio de Janeiro: para atividades técnicas, de ensino e treinamento em programas de avaliação da qualidade ecológica dos ecossistemas lóticos. Technical Books Editora.

MULHOLLAND, P. J., HOUSER, J. N., & MALONEY, K. O. (2005). Stream diurnal dissolved oxygen profiles as indicators of in-stream metabolism and disturbance effects: Fort Benning as a case study. *Ecological Indicators*, 5(3), 243-252.

NDARUGA, A. M., NDIRITU, G. G., GICHUKI, N. N., & WAMICHA, W. N. (2004). Impact of water quality on macroinvertebrate assemblages along a tropical stream in Kenya. *African Journal of Ecology*, 42(3), 208-216.

NEILL, C., DEEGAN, L. A., THOMAS, S. M., & CERRI, C. C. (2001). Deforestation for pasture alters nitrogen and phosphorus in small Amazonian streams. *Ecological Applications*, 11(6), 1817-1828.

NEWBOLD, J. D., J. W. ELWOOD, R. V. ONEILL, & W. VANWINKLE. (1981). Measuring nutrient spiraling in streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 38:860-863.

OLIVEIRA, A.F., 2011. Planejamento ambiental da bacia hidrográfica do rio Guapi-Macacu: Estudo da paisagem e qualidade ecológica. Tese de doutorado. Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, Brazil.

OLIVEIRA, R. B. S. 2013. Desenvolvimento de um índice multimétrico preditivo baseado na comunidade de macroinvertebrados bentônicos para avaliação da integridade ecológica de riachos do estado do Rio de Janeiro. Tese de doutorado. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

OMETTO, J. P. H., MARTINELLI, L. A., BALLESTER, M. V., GESSNER, A., KRUSCHE, A. V., VICTORIA, R. L., & WILLIAMS, M. (2000). Effects of land use on water chemistry and macroinvertebrates in two streams of the Piracicaba river basin, south-east Brazil. *Freshwater Biology*, 44(2), 327-337.

ORTIZ-ZAYAS, J. R., LEWIS JR, W. M., SAUNDERS III, J. F., MCCUTCHAN JR, J. H., & SCATENA, F. N. (2005). Metabolism of a tropical rainforest stream. *Journal of the North American Benthological Society*, 24(4), 769-783.

OSTRAND, K. G., & WILDE, G. R. (2001). Temperature, dissolved oxygen, and salinity tolerances of five prairie stream fishes and their role in explaining fish assemblage patterns. *Transactions of the American Fisheries Society*, 130(5), 742-749.

PUGESEK, B. H., & TOMER, A. (1995). Determination of selection gradients using multiple regression versus structural equation models (SEM). *Biometrical Journal*, 37(4), 449-462.

RIBEIRO, M. C., METZGER, J. P., MARTENSEN, A. C., PONZONI, F. J., & HIROTA, M. M. (2009). The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological conservation*, 142(6), 1141-1153.

- ROBERTS, B. J., MULHOLLAND, P. J., & HILL, W. R. (2007). Multiple scales of temporal variability in ecosystem metabolism rates: results from 2 years of continuous monitoring in a forested headwater stream. *Ecosystems*, 10(4), 588-606.
- ROSA, R. S., AGUIAR, A. C. F., BOËCHAT, I. G., & GÜCKER, B. (2013). Impacts of fish farm pollution on ecosystem structure and function of tropical headwater streams. *Environmental Pollution*, 174, 204-213.
- ROSEMOND, A. D., PRINGLE, C. M., & RAMÍREZ, A. (1998). Macroconsumer effects on insect detritivores and detritus processing in a tropical stream. *Freshwater Biology*, 39(3), 515-523.
- SCHADE, J. D., K. MACNEILL, S. A. THOMAS, F. CAMILLEMCNEELY, J. R. WELTER, J. HOOD, M. GOODRICH, M. E. POWER, & J. C. FINLAY. (2011). The stoichiometry of nitrogen and phosphorus spiraling in heterotrophic and autotrophic streams. *Freshwater Biology* 56:424-436.
- SILVA-JUNIOR, E.F., & MOULTON, T.P. (2011): Ecosystem Functioning and community Structure as Indicators for Assessing Environmental Impacts: Leaf Processing and Macroinvertebrates in Atlantic Forest Streams. *International Review of Hydrobiology*, 96(6), 656–666.
- SILVA-JUNIOR E.F, MOULTON T.P, BOECHAT I.G, GUECKER B. (2014). Leaf decomposition and ecosystem metabolism as functional indicators of land use impacts on tropical streams. *Ecological Indicators*, 36:195-204.
- SNYDER, C.D., YOUNG, J.A, VILLELLA, R., & LEMARIÉ, D.P. (2003): Influences of upland and riparian land use patterns on stream biotic integrity. *Landscape Ecology* 18: 647-664.
- STEPHENSON J.M. & MORIN A. (2009): Covariation of stream community structure and biomass of algae, invertebrates and fish with forest cover at multiple spatial scales. *Freshwater Biology*, 54, 2139–2154.
- TANK, J., & DODDS, W. K. (2003). Responses of heterotrophic and autotrophic biofilms to nutrients in ten streams. *Freshwater Biology*, 48, 1031-1049.
- TENENHAUS, M., VINZI, V. E., CHATELIN, Y. M., & LAURO, C. (2005). PLS path modeling. *Computational statistics & data analysis*, 48(1), 159-205.
- THORP, J. H., & DELONG, M. D. (2002). Dominance of autochthonous autotrophic carbon in food webs of heterotrophic rivers. *Oikos*, 96(3), 543-550.
- VANNOTE R.L., MINSHALL G.W., CUMMINS K.W., SEDELL J.R. & CUSHING C.E. (1980): The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37: 130–137.

- VON OERTZEN, T., BRANDMAIER, A. M., & TSANG, S. (2015). Structural equation modeling with *Onyx*. *Structural Equation Modeling: A Multidisciplinary Journal*, 22(1), 148-161.
- VON SCHILLER, D., MARTÍ, E., RIERA, J. L., RIBOT, M., MARKS, J. C., & SABATER, F. (2008). Influence of land use on stream ecosystem function in a Mediterranean catchment. *Freshwater Biology*, 53(12), 2600-2612.
- WALLACE, J. B., & WEBSTER, J. R. (1996). The role of macroinvertebrates in stream ecosystem function. *Annual review of entomology*, 41(1), 115-139.
- WALLACE J.B., EGGERT S. L., MEYER J. L. & WEBSTER J. R. (1999): Effects of resource limitation on a detrital-based ecosystem. *Ecological Monographs* 69: 409–442.
- WEBSTER, J. R., & MEYER, J. L. (1997). Organic matter budgets for streams: a synthesis. *Journal of the North American Benthological Society*, 16(1), 141-161.
- YATES, A. G., BRUA, R. B., CULP, J. M., & CHAMBERS, P. A. (2013). Multi-scaled drivers of rural prairie stream metabolism along human activity gradients. *Freshwater Biology*, 58(4), 675-689
- YOUNG, R. G., & HURYN, A. D. (1996). Interannual variation in discharge controls ecosystem metabolism along a grassland river continuum. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 53: 2199–2211.
- YOUNG R.G., MATTHAEI C.D. & TOWNSEND C.R. (2008). Organic matter breakdown and ecosystem metabolism: functional indicators for assessing river ecosystem health. *Journal of the North American Benthological Society*, 27, 605–625.
- YVON-DUROCHER, G., JONES, J. I., TRIMMER, M., WOODWARD, G., & MONTOYA, J. M. (2010). Warming alters the metabolic balance of ecosystems. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, 365(1549), 2117-2126.

### 3 DISTRIBUIÇÃO E ABUNDÂNCIA DE DECÁPODES DE ÁGUA DOCE E SUA ASSOCIAÇÃO COM VARIÁVEIS AMBIENTAIS EM UMA BACIA HIDROGRÁFICA DE MATA ATLÂNTICA QUE SERÁ REPRESADA<sup>1</sup>

#### 3.1 Resumo

Variações nas características físicas de um rio ao longo do seu curso influenciam a disponibilidade de habitats e dessa forma a distribuição de espécies. O conhecimento sobre a ecologia e diversidade de espécies lóticis é importante para avaliar como esses ecossistemas responderão a impactos ambientais. Decápodes de água doce são um grupo de grande importância ecológica e econômica, contudo o conhecimento sobre fatores influenciando sua distribuição ainda é escasso no Brasil. Nós realizamos um levantamento de decápodes para descrever sua abundância e distribuição, bem como estudar sua relação com características físicas dos rios, especialmente sua associação com tipos diferentes de substrato. Nós estudamos 23 localidades distribuídas em 15 rios tributários do Rio Guapiaçú, RJ, onde coletamos decápodas em diferentes tipos de substratos e medimos um conjunto de variáveis físicas. Nós encontramos cinco espécies de decápodas incluindo camarões anfídromos e não anfídromos e caranguejos. Esses organismos foram fortemente associados a substratos de folhiço alóctone e sua abundância foi relacionada com um eixo PCA que descreve as mudanças nas características físicas longo do curso do rio. Nós concluímos que os decápodas que ocorrem na bacia do Rio Guapiaçú habitam principalmente pequenos córregos com mata ciliar preservada, onde podem encontrar abrigo e um potencial campo de caça onde predam invertebrados. O projeto atualmente em curso para a construção de uma represa no Rio Guapiaçú irá afetar negativamente a fauna de camarões anfídromos, assim nós recomendamos fortemente que ações mitigadoras, como a construção de estruturas para permitir a passagem da fauna migrante sejam tomadas.

**Palavras-chave:** camarões, fatores ambientais, folhiço, rios tropicais, represamento.

<sup>1</sup> O presente capítulo corresponde a tradução literal de um artigo publicado no periódico *Brazilian Journal of Biology*. Vol.77 (4), pp.820-829. SILVA-JUNIOR, E.F, SILVA-ARAUJO, M & MOULTON, T.P. (2016). Distribution and abundance of freshwater decapods in an Atlantic rainforest catchment with a dammed future.

### 3.2 Introdução

O modelo geral descrevendo a variação longitudinal nas características físicas de rios ao longo de seus cursos (i.e. *River Continuum Concept*, RCC, VANNOTE et al., 1980) prediz que pequenos córregos altamente sombreados são fortemente dependentes de matérias orgânicos originários de florestas ripárias ao redor (material alóctone). Conforme o rio cresce em tamanho a importância relativa do sombreamento causado pela vegetação ripária se torna menor e o aumento na incidência de luz estimula a produção dentro do rio enquanto a importância relativa de material alóctone para a cadeia trófica decresce. A variação na largura do rio também é relacionada a distribuição de galhos submersos, bancos de folhigo e características do sedimento influenciando a disponibilidade de habitats. Assim, a variação no tamanho do rio é um fator chave influenciando a estrutura da comunidade de invertebrados (CARGNIN-FERREIRA & FORSBERG, 2000), e peixes (MAGALHÃES et al., 2002). Apesar do RCC não fazer nenhuma predição específica a respeito da fauna de crustáceos, está também deve ser fortemente influenciada por essas variações ao longo do curso do rio, mas essa relação é pouco estudada, especialmente para espécies habitando córregos de Mata Atlântica (MATTOS & OSHIRO, 2009).

O conhecimento sobre a ecologia e fatores que controlam a distribuição e abundância de espécies de água doce é extremamente importante para avaliar como a biodiversidade e processos ecossistêmicos (e.g. decomposição de matéria orgânica, ciclagem de nutrientes) respondem a impactos ambientais e para fornecer meios para o desenvolvimento de estratégias para minimizar os efeitos de mudanças ambientais (POSTEL & CARPENTER, 1997). Córregos de mata atlântica têm sido intensamente modificados por mudanças de uso do solo e ações de engenharia que objetivam aumentar o fornecimento de água para agricultura, indústria e consumo humano. Atualmente o governo do estado do Rio de Janeiro planeja a construção de uma represa no Rio Guapiaçú, (RIO DE JANEIRO, 2016; BRITTO et al., 2016), o qual é um importante local para a preservação da biodiversidade regional (PEREIRA et al., 2012). Contudo, existe pouca informação sobre a biodiversidade aquática desta bacia hidrográfica e virtualmente inexistente estudo sobre a diversidade e parâmetros de distribuição de sua fauna de decápodes, o que torna impossível prever do represamento desse rio bem como propor ações para minimizar os impactos ecológicos desta ação.

Decápodes de água doce são um grupo de grande importância ecológica e econômica (SILVA et al., 2004; ALMEIDA et al., 2008). Camarões e caranguejos desempenham

importantes funções ecológicas em córregos, processando material alóctone pela ingestão e bioturbação (MARCH et al., 2001; SOUZA & MOULTON, 2005). Teles também agem como importantes consumidores secundários influenciando a distribuição de invertebrados (MARCH et al., 2002; BRITO et al., 2006; MOULTON et al., 2004). A exclusão experimental de camarões em córregos de mata atlântica levou a efeitos de cascata trófica (sensu PACE et al., 1999) reduzindo a biomassa de periphyton devido ao aumento na abundância e atividade de invertebrados pastadores (MOULTON et al., 2004; SOUZA et al., 2007) o que destaca a importância desses animais na dinâmica da comunidade e processos ecossistêmicos.

Existem aproximadamente 120 espécies de decápodos de água doce no Brasil (ROCHA & BUENO, 2011). Entre os camarões de água doce, Palaemonidae é uma das famílias mais abundantes (SAMPAIO et al., 2009) com cinco gêneros, onde *Macrobrachium* (Bate, 1868) é o bem representado com 17 espécies reportadas para o território Brasileiro (PILEGGI & MANTELATTO, 2010). Caranguejos de água doce são representados no Brasil por duas famílias (Pseudothelphusidae and Trichodactylidae) contendo pelo menos 50 espécies, a maioria delas pertencendo a Trichodactylidae (CUMBERLIDGE et al., 2014). O gênero *Trichodactylus* (Latreille, 1828) é representado no Brasil por nove espécies (MOSSOLIN & MANTELATTO, 2008), e junto com os camarões do gênero *Macrobrachium* compõem a mais marcante fauna de crustáceos habitando córregos em áreas costeiras de mata atlântica. Camarões Atídeos, particularmente *Potimirim spp*, são comuns em córregos que drenam diretamente para o mar, mas parecem possuir limitada habilidade de manter populações a grande distância do mar.

O conhecimento sobre decápodos de água doce na costa atlântica brasileira tem aumentado durante as últimas décadas, especialmente a respeito de sua taxonomia, distribuição (BOND-BUCKUP & BUCKUP, 1989; MAGALHÃES, 2003; MAGALHÃES et al., 2005; MOSSOLIN & MANTELATTO, 2008; SAMPAIO et al., 2009; MOSSOLIN et al., 2016; ROCHA & BUENO, 2011) e estrutura populacional (AMMAR et al., 2001; ALBERTONI et al., 2002; ANTUNES & OSHIRO, 2004; MOSSOLIN & BUENO, 2002; COLLINS et al., 2006; MATTOS & OSHIRO, 2009). Contudo, existe uma falta de estudos avaliando os efeitos de variáveis ambientais de córregos sobre as comunidades de decápodes nesta região, o que restringe nossa habilidade de realizar esforços para a sua conservação. Estudos sobre a distribuição e abundância de decápodes de água doce em outros lugares mostram que estes animais podem ser influenciados pela estrutura do habitat assim como por



interações biológicas (MEJÍA-ORTÍZ & ALVAREZ, 2010). Por exemplo, camarões do gênero *Macrobrachium* são negativamente afetados por peixes (GRAAF & MARTIN, 2003), mas também são fortemente associados com variáveis físicas dos córregos (IWATA et al., 2003; KEMENES et al., 2010). Alguns estudos têm mostrado que a abundância de decápodes de água doce é influenciada pela distribuição de folhiço no rio (HENDERSON & WALKER, 1986; KEMENES et al., 2010), e em contrapartida eles afetam positivamente as taxas de decomposição destes materiais (MARCH et al., 2001; MOULTON et al., 2010).

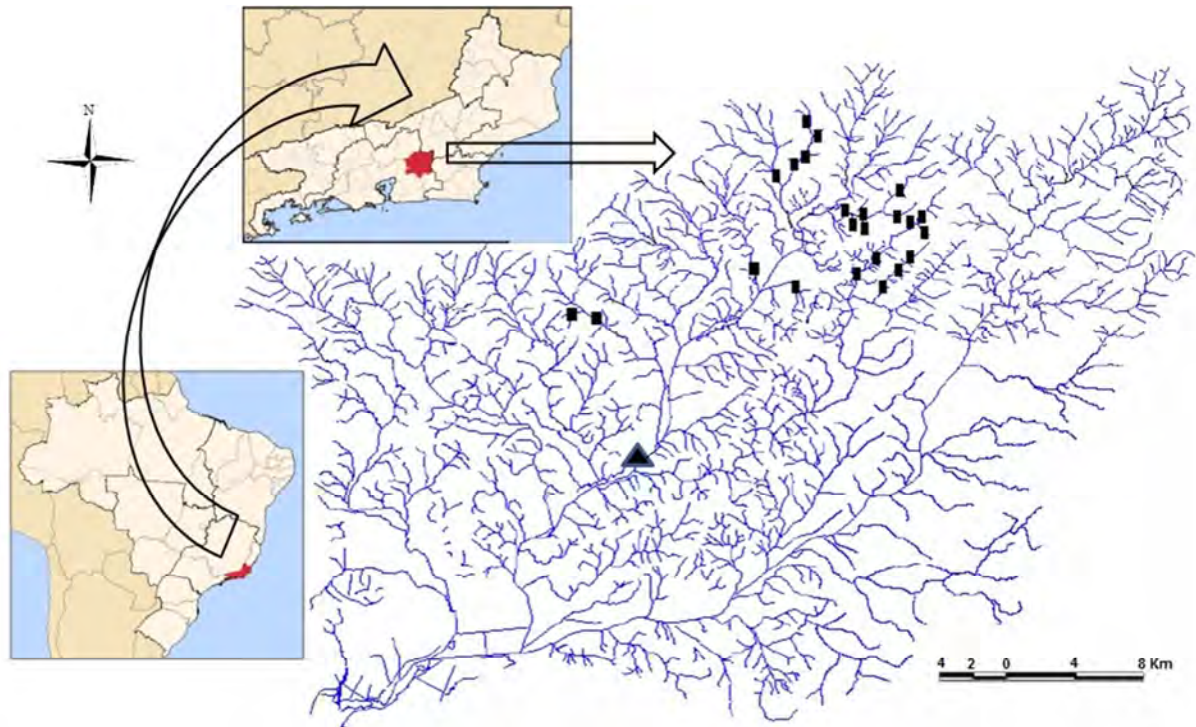
Neste trabalho nós estudamos a distribuição e a abundância de decápodes de água doce na bacia do Rio Guapiaçú, localizada na costa do rio de Janeiro. Nós realizamos um inventário de decápodes que incluiu córregos de diferentes tamanhos com objetivo de descrever a distribuição de e abundância de decápodes. Simultaneamente, nós estudamos as diferenças na abundância de decápodes entre locais com substrato de rocha/areia e locais com substrato composto por folhiço, assim como a relação entra a abundância destes animais e um conjunto de variáveis físicas. Ao nosso conhecimento este é o primeiro trabalho estudando a fauna de decápodas da bacia do Rio Guapiaçú, o que é especialmente relevante considerando a iminente construção de uma represa no neste rio, a qual pode impactar fortemente a fauna de decápodas da bacia.

### 3.3 Material e Métodos

#### 3.3.1 Área do estudo

O Rio Guapiaçú é um rio de quinta ordem que possui todos os tributários com nascentes localizadas na Serra dos Órgãos. O Rio Guapiaçú se une ao Macacú formando o rio de sexta ordem Guapí-Macacú, que flui para a Baía de Guanabara, RJ. Nós estudamos 23 localidades distribuídas por 15 tributários do rio Guapiaçú, variando de primeira a terceira ordens. Todos córregos possuíam nascentes localizadas em áreas de mata atlântica preservada, localizada o interior do Parque Estadual dos Três Picos ou em sua área de amortecimento. A Geologia é predominantemente granito pré-cambriano com condutividade da água variando entre 16 e 41 $\mu$ S/cm. O clima é classificado como tropical atlântico com precipitação anual média de 1300 mm concentrada no verão e temperatura média de 23 °C. A área do estudo é mostrada na Figura 16.

Figura 16 – Localização dos locais de estudo na Bacia do rio Guapiagú.



Legenda: Quadrados indicam os locais estudados, triângulo indica o local da construção da represa.

### 3.3.2 Variáveis ambientais

Nós mensuramos um conjunto de variáveis físicas relacionadas à disponibilidade de habitats, incluindo cobertura do dossel, temperatura da água, largura do rio e proporção de diferentes substratos. A cobertura do dossel foi medida usando um densiômetro esférico (Forest densiometer, Bartlesville, OK, USA), a temperatura da água foi medida usando um termômetro digital e a largura do rio calculada com a média de três medidas feitas com fita métrica. A proporção de diferentes tipos de substratos foi estimada ao longo de 10m de trecho como a média de 10 estimativas visuais randomicamente distribuídas calculadas como a área relativa ocupada por cada substrato em um estimador quadrado de  $0.5 \times 0.5\text{m}$ . Nós realizamos todas as medidas entre dezembro de 2015 e janeiro de 2016, período inserido na estação chuvosa.

### 3.3.3 Amostragem de decápodes

As amostragens de decápodes foram realizadas usando armadilhas feitas de garrafas PET onde a parte superior foi cortada e então fixada invertida na mesma garrafa criando uma

entrada cônica. As armadilhas eram similares a aquelas usadas por Bentes et al. (2011), mas em nosso caso tinham apenas uma entrada com menor diâmetro (3.5 cm). Em córregos de segunda e terceira ordens foram usadas doze armadilhas iscadas com sardinha enlatada e distribuídas ao longo de um trecho de  $\approx 15$  m em cada local de estudo. Nessas localidades foram colocadas 6 armadilhas em substratos rochoso/arenosos e 6 em áreas com acúmulo de folhiço, entretanto em algumas áreas não foi possível encontrar acumulações de folhiço então um conjunto completo de 12 armadilhas foi distribuído em substratos rochosos/arenosos. Em córregos de primeira ordem, devido ao pequeno tamanho (menos que metade da largura média de córregos de 2º e 3º ordens) foram usadas apenas 6 armadilhas distribuídas ao longo de um trecho de 15m. Córregos de primeira ordem tinham acumulações conspícuas de folhiço e devido ao pequeno porte do rio, nós consideramos que todos os animais habitando essas acumulações tinham acesso as armadilhas independente de estarem de onde estas foram colocadas, assim todas as armadilhas em córregos de primeira ordem foram consideradas como “armadilhas de folhiço”. As armadilhas permaneceram no córrego por aproximadamente 2h durante o dia, uma vez que durante um amostragem prévia foi observado que um tempo de permanência maior não resultava em mais capturas. Os animais coletados foram anestesiados antes de serem mortos e usando água gelada (0°C) e então armazenados em recipientes apropriados com álcool 70% para serem processados posteriormente no laboratório. Os dados foram expressos como densidade absoluta que acreditamos ser proporcional a densidade de animais em cada localidade.

Camarões Palaemonidae foram classificados usando as chaves de Sampaio et al., (2009) e Mossolin et al., (2016). Caranguejos Trichodactylidae foram classificados de acordo com a chave de Magalhães (2003). Todos os indivíduos foram medidos, classificados quanto ao sexo quando possível e o número de fêmeas ovígeras foi registrado. O comprimento dos camarões foi medido como a distância entre a cavidade ocular e o fim do télson. O tamanho dos caranguejos foi medido como a largura máxima do cefalotórax.

#### 3.3.4 Análises estatísticas

Nós comparamos as diferenças na Abundância Total de Decápodos Total (ATD) bem como na abundância de *M. potiuna* (Müller, 1880) e *T. fluviatilis* (Latreille, 1828) entre diferentes tipos de substratos usando o teste “t de Student”. O mesmo teste estatístico foi aplicado para comparar as diferenças nas taxas de captura de armadilhas colocadas em

diferentes substratos, bem como diferenças no tamanho de *M. potiuna* e *T. fluviatilis* capturados nos diferentes tipos de substrato.

Nós realizamos uma análise de componentes principais (PCA – principal component analysis) com objetivo de reduzir a dimensionalidade de nosso conjunto de sete variáveis ambientais agrupando-as em duas variáveis ortogonais não correlacionadas descrevendo a variabilidade geral do ambiente (i.e. componentes principais). Então nós realizamos regressões lineares usando o primeiro componente principal (o qual explicou a maior parte da variabilidade no conjunto original dos dados) como variável independente e ATD, abundância de *M. potiuna*, e abundância de *T. fluviatilis* como variáveis independentes. Este procedimento foi adotado para minimizar a probabilidade de erro do tipo II que poderia ser alta depois de múltiplas comparações usando o conjunto original de variáveis. A proporção da variância explicada pelos componentes principais foi verificada checando os valores dos fatores de carga dos componentes (i.e. *component loadings*). Então para simplificar o entendimento desses resultados a relação entre as variáveis originais que mais contribuíram para os componentes principais e a abundância de decápodes foi avaliada usando regressões lineares. Uma vez que no modelo PCA três variáveis (%folhiço; % rochas; largura do canal) tiveram altos valores de carregamento, nós realizamos ainda um procedimento de regressão “*stepwise*” com essas três variáveis como preditora da ATD. A regressão “*stepwise*” indicou que a % folhiço foi a única variável significativa no modelo, então nós realizamos uma regressão linear usando apenas essa variável. Todas as análises estatística foram realizadas usando o software estatístico SPSS Statistical software, IBM<sup>®</sup>.

### 3.4 Resultados

Nossos locais de amostragem consistiram em cinco córregos de primeira ordem, cinco de segunda ordem (com uma amostra em cada site) e sete córregos de terceira ordem nos quais foram distribuídos 13 locais de amostragem, totalizando 23 localidades distribuídas em 17 córregos (Figure 1). Estas localidades estavam situadas entre 27 e 208 m acima do nível do mar e a temperatura da água vaiou entre 18.4 °C e 24.8 °C (Tabela 7).

Tabela 7 – Mediadas das variáveis físicas nos locais estudados

Site	Coordenadas	Somb. (%)	Folhço (%)	Areia (%)	Rocha (%)	Largura (m)	Temp. (°C)	Alt. (m)
M.A 2ºord	22°24'55.81"S 42°44'15.88"O	88.4	14.8	61.4	23.8	1.4	23.2	190
M.A.2ºord (2)	22°25'17.30"S 42°44'19.59"O	86.3	12.3	31.8	55.9	2.3	23.6	148
M.A 3ºord (1)	22°24'51.54"S 42°44'9.91"O	64.7	5.2	32.9	61.9	10.6	23.6	208
M.A 3ºord (2)	22°25'2.71"S 42°44'15.39"O	60.3	5.1	42.9	52.0	9.7	23.8	168
MRQ 1ºord	22°26'13.29"S 42°43'45.44"O	85.3	7.4	34.3	58.3	1.1	23.7	102
MRQ 2ºord	22°26'7.24"S 42°42'55.56"O	80.1	9.5	68.5	22.1	1.6	23.2	192
MRQ 3ºord (1)	22°25'52.45"S 42°42'53.91"O	73.1	2.4	34.6	63.0	3.1	23.7	206
MRQ 3ºord (2)	22°26'12.21"S 42°43'44.64"O	82.9	4.7	37.2	58.1	6.4	24.1	98
MRQ 3ºord (3)	22°25'56.56"S 42°44'15.34"O	70.7	3.4	28.5	68.1	6.4	24.1	72
MRQ 3ºord (4)	22°26'3.44"S 42°44'30.75"O	40.6	2.3	49.4	48.3	6.4	24.2	63
STM 1ºord (1)	22°26'40.14"S 42°42'22.02"O	94.4	19.4	59.8	20.8	1.0	21.8	184
STM 1ºord (2)	22°26'40.46"S 42°42'21.65"O	90.5	17.2	49.3	33.4	1.1	26.8	185
STM 2ºord	22°26'40.23"S 42°42'21.10"O	89.4	5.7	35.8	58.5	4.8	23.0	200
STM 3ºord (1)	22°27'25.89"S 42°43'19.60"O	57.0	5.3	45.4	49.2	5.1	23.6	54
STM 3ºord (2)	22°27'37.21"S 42°43'19.32"O	3.6	0.0	44.4	55.6	2.9	23.9	48
ITA 1ºord	22°27'23.99"S 42°40'54.61"O	82.2	12.3	62.2	25.5	0.9	18.7	195
ITA 3ºord (1)	22°28'0.98"S 42°41'32.05"O	82.7	6.3	32.6	61.1	6.3	18.4	120
ITA 3ºord (2)	22°28'16.48"S 42°41'46.34"O	5.7	0.0	39.2	60.8	2.2	19.0	90
ANL 1ºord	22°29'35.25"S 42°51'49.96"O	92.6	15.8	62.4	21.8	1.3	19.0	58
ANL 2ºordn	22°29'34.61"S 42°51'47.35"O	97.1	13.7	21.6	64.7	5.8	23.4	57
D.Barras 3ºord	22°28'40.39"S 42°43'30.56"O	36.4	0.0	85.3	14.7	6.7	24.3	39
Gato 3º ord	22°26'8.33"S 42°45'31.89"O	81.1	5.8	28.6	65.6	12.0	23.5	40
Estreito 3ºord	22°27'55.94"S 42°47'5.50"O	51.0	0.0	66.4	33.6	3.3	24.8	27

Legenda: somb = sombreamento dentro do rio, Temp = temperatura da água, Alt = Altitude. Porcentagens de folhço, areia e rocha correspondem à proporção destes diferentes substratos no leito do córrego.

Um total de 324 decápodos foram coletados em 15 localidades enquanto em 8 localidades não houve nenhuma captura. Nós coletamos quatro espécies de decápodes, dois camarões da família Palaemonidae; *Macrobrachium potiuna* e *Macrobrachium olfersii* (Wiegmann, 1836) e dois caranguejos da família Trichodactylidae; *Trichodactylus fluviatilis* e *Trichodactylus dentatus* (H. Milne-Edwards, 1853). Nós também registramos um grande indivíduo de (22.5 cm de comprimento total) de *Macrobrachium carcinus* (Linnaeus, 1758) que foi capturado acidentalmente por outro grupo de pesquisa durante uma amostragem de peixes usando pesca elétrica próximo de um de nossos locais de amostragem. Este espécie foi registrado para fins de inventario da biodiversidade, mas não foi considerado nas análises subsequentes.

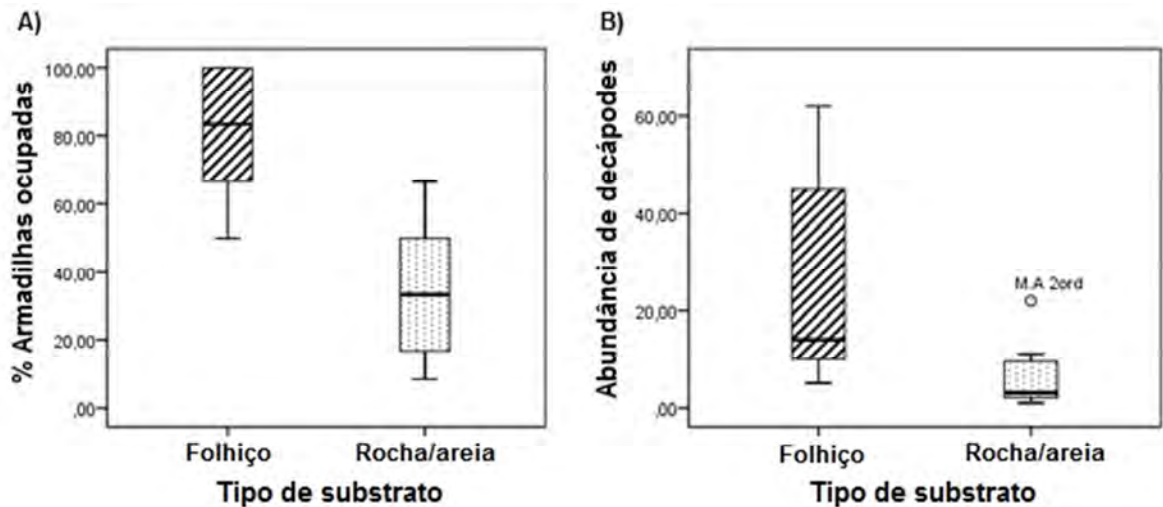
*M. potiuna* correspondeu a 77% de todos os decápodes coletados e *T. fluviatilis* representou 20% das espécies coletadas. *M. olfersii* e *T. dentatus* foram muito menos abundantes representando apenas 2% e 1% das capturas respectivamente (Tabela 8). *M. potiuna* foi encontrado em dez localidades e *T. fluviatilis* em nove. Foram capturados apenas seis espécimes de *M. olfersii* em quatro localidades (três córregos) e apenas quatro espécimes de *Trichodactylus dentatus* em três localidades (dois córregos) (Tabela 8). Devido a alta dominância de *M. potiuna* na comunidade de decápodos em quase todas as localidades, sua abundância foi fortemente correlacionada a abundância total de decápodos. Devido a limitações para o processamento de material em estações de campo nós não fomos capazes de sexar os indivíduos de *M. potiuna*. Contudo, nós notamos que aproximadamente 14% (36) dos espécimes coletados eram fêmeas ovígeras. A razão sexual em (Macho/Fêmea) in *T. fluviatilis* foi 0,69 e não foi encontrada nenhuma fêmea com ovos.

Decápodes foram mais abundantes em substrato de folhiço (251 espécimes) do que em substrato rochoso/arenoso (73 espécimes) e foi encontrada diferença estatística na ATD entre diferentes tipos de substratos ( $t=2,96$   $p<0,008$ ). Considerando cada espécie separadamente *M. potiuna* e *T. fluviatilis*, foram mais abundantes em acumulações de folhiço, mas a diferença foi significativa apenas para *M. potiuna* ( $t=2,56$   $p=0,018$ ). A taxa média de captura foi de 81,7% para armadilhas no folhiço e 36,11% para armadilhas em substrato rochoso/arenoso e esta diferença também foi significativa estatisticamente ( $t=5,2$   $p<0,001$ ). Não houve diferença significativa ao comparar a variação no tamanho de *M. potiuna* e *T. fluviatilis* entre tipos de substratos. As diferenças na taxa de captura das armadilhas e ATD são representadas graficamente na Figura 17.

Tabela 8 – Abundância de crustáceos decápodos nos locais estudados.

Local	<i>M. potiuna</i>	<i>M. olfersii</i>	<i>M. carcinus</i>	<i>T. fluviatilis</i>	<i>T. dentatus</i>	ATD
M.A 2ºord	55	1		11		67
M.A.2ºord (2)	51			7		58
M.A 3ºord (1)						0
M.A 3ºord (2)	8	3		1		12
MRQ 1ºord						0
MRQ 2ºord	16			8		24
MRQ 3ºord (1)						0
MRQ 3ºord (2)			1			1
MRQ 3ºord (3)						0
MRQ 3ºord (4)						0
STM 1ºord (1)	62					62
STM 1ºord (2)	1			11		12
STM 2ºord	7	1		15		23
STM 3ºord (1)		1			1	2
STM 3ºord (2)					1	1
ITA 1ºord	6			1		7
ITA 3ºord (1)				9		9
ITA 3ºord (2)				1		1
ANL 1ord	28					28
ANL 2ºordn	16					16
D.Barras 3ºord					2	2
Gato 3ºord						0
Estreito 3ºord						0
Abundancia total	250	6	1	64	4	325
% do total	0.77	0.02	0.00	0.20	0.01	

Figura 17 – Diferenças na taxa de captura e na abundância total de decápodes entre diferentes substratos.



A Análise de componentes principais reduziu o conjunto de sete variáveis ambientais a dois eixos ortogonais que representaram  $\approx 65\%$  da variabilidade do conjunto de dados original. O primeiro eixo explicou a maior parte da variação e foi fortemente influenciado pela porcentagem de diferentes substratos e largura do canal. Este eixo representa as mudanças longitudinais ao longo do córrego, começando nas partes a jusante onde o córrego é largo, pouco sombreado, com alta porcentagem de substrato rochoso e poucas acumulações de folhiço e seguindo na direção rio acima onde os córregos são pequenos e muito sombreados. Os fatores de carregamento dos componentes mostrando a importância relativa de cada variável ambiental para os eixos PCA são apresentados na Tabela 9.

Tabela 9 – Contribuição das variáveis ambientais para os eixos da PCA (scores).

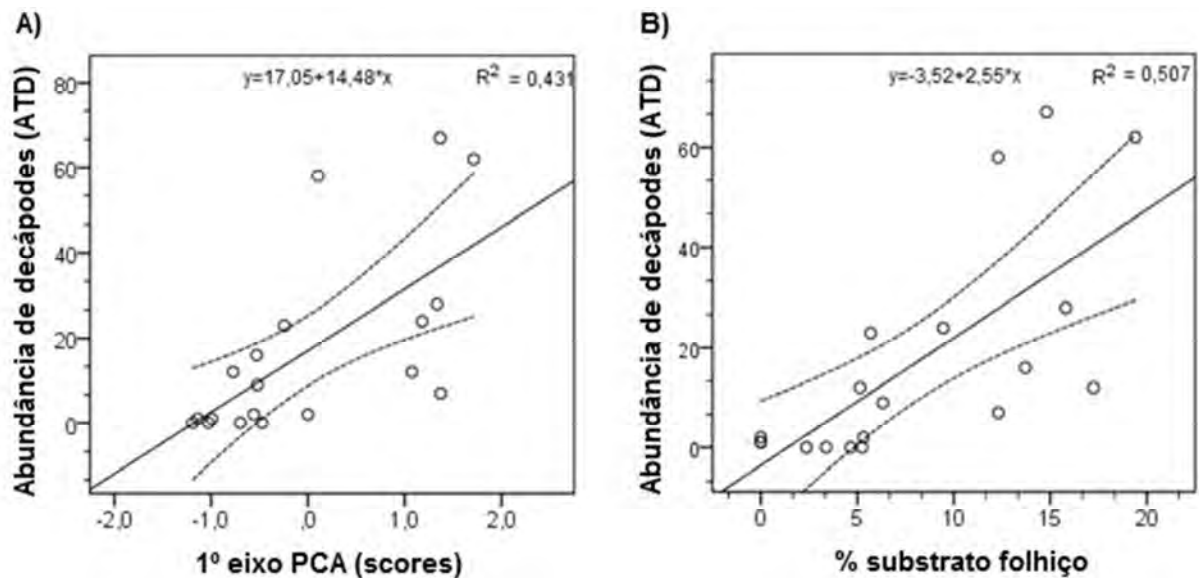
Variável	Componente 1	Componente 2
%Sombreamento	0,546	0,728
%Folhiço	0,81	0,426
%Areia	0,667	-0,648
%Rochas	-0,857	0,431
Largura	-0,708	0,165
Temperatura	-0,183	0,232
Altitude	0,391	0,557

Nota: Valores absolutos altos indicam maior contribuição das variáveis para um dado eixo PCA.



Nós encontramos uma relação estatisticamente significativa entre o primeiro eixo PCA e a abundância total de decápodes ( $p=0,002$ ;  $R^2=0,40$ ) (Figura 18A), bem como com a abundância de *M. potiuna* ( $p=0,003$ ;  $R^2=0,37$ ), mas essa relação não foi encontrada para *T. fluviatilis*. Nós realizamos regressões lineares usando a porcentagem de substrato de folhiço como variável preditora, uma vez que esta teve uma grande influência no primeiro eixo da PCA e foi indicada como um preditor significativo da ATD no procedimento de regressão “stepwise”. Nós encontramos uma relação significativa entre a porcentagem de folhiço com a ATD ( $p=0,001$ ;  $R^2=0,48$ ) (Figura 18B) e a abundância de *M. potiuna* ( $p=0,001$ ;  $R^2=0,47$ ), mas a relação não foi significativa para a abundância de *T. fluviatilis*.

Figura 18 – Relação entre a abundância total de decápodes e variáveis ambientais.



Legenda: Relação entre a abundância de decápodes e; A) primeiro eixo da PCA (scores), e; B) proporção de substrato coberto por folhiço.

### 3.5 Discussão

Decápodes e especialmente camarões parecem ser escassos e apresentarem distribuição restrita na bacia do rio Guapiaçú quando comparada com outras bacias costeiras (AMMAR et al., 2001; MATTOS & OSHIRO, 2009; SILVEIRA, 1997), mas isso é difícil de confirmar devido a diferenças nas metodologias de amostragem. Nós encontramos espécies que tem diferentes estratégias reprodutivas: Trichodactylidae crabs and *M. potiuna* shrimp são espécies especializadas que completam todo o ciclo de vida em água doce, enquanto *M. olfersii* e *M. carcinus* são anfídromos (SILVEIRA, 1997) e dependem de água salobra do

estuário para o desenvolvimento dos primeiros estágios de desenvolvimento larvar. Os ovos são liberados na água doce e carregados para o estuário onde as larvas se alimentam de plâncton (BERTINI et al., 2014). Depois de completar o desenvolvimento larvar os juvenis começam a migrar rio acima e finalmente atingem as cabeceiras onde eles encontram condições mais adequadas para seus hábitos alimentares bentônicos durante a vida adulta (JALIHAL et al., 1993; COLLART & MAGALHÃES, 1994; BAUER, 2011). Assim, a presença destas espécies anfídrômas em uma bacia indica que o rio mantém sua conectividade ecológica.

Essas considerações são especialmente importantes das considerando os planos atuais para o represamento do rio Guapiaçú, o que poderia impedir os camarões de completarem com sucesso suas migrações causando assim sua extinção local (HOLMQUIST et al., 1998). Mais que isso, considerando que os camarões Palaemonidae interagem fortemente com invertebrados bentônicos e sua exclusão experimental resultou em alterações nos níveis de comunidades e ecossistemas (MOULTON et al., 2004; SOUZA et al., 2007), a extinção local destes camarões provavelmente conduzirá a efeitos ecossistêmicos, como reportado para córregos ao redor da cidade do Rio de Janeiro (MOULTON et al., 2007). Assim, nós recomendamos fortemente que o projeto de barragem do rio Guapiaçú inclua estruturas para a passagem dos camarões em migração (e.g., escadas de camarões: MARCH et al., 2003; FIÈVET, 2000).

*M. carcinus* é considerado uma espécie ameaçada pelo IBAMA (IBAMA, 2016) e está sob ameaça no estado do Rio de Janeiro (MOULTON et al., 2000; MAZZONI et al., 2009). Esta é frequentemente capturada pela população local para fins alimentares. Dado seu grande porte *M. carcinus* não é susceptível a ser capturado em nossas armadilhas de garrafa PET (exceto indivíduos jovens), mas sua presença nos foi reportada pela população local, especialmente no córrego ITA.

Neste estudo nós coletamos apenas quatro indivíduos de *Trichodactylus dentatus* que foram encontrados apenas nos trechos a jusante de dois córregos (onde *T. fluviatilis* estava ausente) e sempre em substrato rochoso/arenoso. Nós não coletamos nenhum camarão atídeo nas armadilhas e estes também não foram observados nos córregos. *Potimirim brasiliiana* é muito comum em pequenos córregos costeiros, especialmente em locais sem peixes (MOULTON et al., 2013). Esta espécie é anfídrôma e devido a seu reduzido tamanho quando comparado a outras espécies (e.g. *Macrobrachium olfersii*), é possível que esta não tenha a mesma habilidade de alcançar áreas de cabeceira que espécies da maior porte. Assim, nós não

podemos inferir se sua ausência nas localidades amostradas na bacia do Guapiaquú tenha sido causada por impactos antrópicos rio abaixo ou devido a sua dificuldade de alcançar e sobreviver in locais distantes do estuário.

Decápodes e especialmente *M. potiuna* foram fortemente associados com acumulações de folhiço no leito do córrego, o que foi demonstrado pelas diferenças na abundância e taxa de captura entre diferentes substratos, bem como a relação positiva entre a abundância desses animais e a proporção de substrato de folhiço (e também pela grande contribuição desta variável no primeiro eixo da PCA). Resultados similares também foram encontrados no trabalho de Bentes et al. (2011) estudando *M. amazonicum* em ambiente estuarino. Apesar da falta de diferença significativa na abundância de *T. fluviatilis* entre tipos de substrato, mais indivíduos more desta espécie foram coletados em substratos de folhiço, assim, considerando o número limitado de observações (apenas 64 espécimes) nós acreditamos que uma amostragem mais intensa poderia revelar um padrão similar ao observado para *M. potiuna*.

A forte associação dos decápodes com o substrato de folhiço é interessante, uma vez que estudando a mesma bacia e se baseando em análises de isótopos estáveis Lima (2009) concluiu que *M. potiuna* e *Trichodactylus sp.* são consumidores secundários, os quais têm como fonte basal de recurso algas perifíticas que geralmente crescem em rochas. Resultados similares também foram encontrados em outros córregos de mata atlântica no Rio de Janeiro (BRITO et al., 2006; NERES-LIMA et al., 2016). Nós acreditamos que é possível que esses animais estejam usando as acumulações de folhiço como abrigo durante as horas de dia ou até mesmo que estejam predando invertebrados que vivem no folhiço. Contudo, nos estudos citados acima, nenhum córrego de primeira ordem foi estudado, e a limitação na produção de algas inerente a pequenos córregos altamente sombreados não foi avaliada. Assim é possível que nessas circunstâncias *M. potiuna* e *T. fluviatilis* tenham suas dietas baseadas em carbono e energia oriundas de folhiço alóctone (pela ingestão direta deste ou de invertebrados que deste se alimentaram).

A maioria dos decápodes coletados neste estudo foi encontrada in pequenos córregos de primeira e segunda ordem e foram ausentes ou ocorreram em baixas densidades em córregos de terceira ordem. Isto foi particularmente verdade para *M. potiuna*. Decápodes foram encontrados em apenas seis de um total de 13 córregos de terceira ordem pesquisados e geralmente representados por pouco indivíduos, e *M. potiuna* foi encontrado em apenas um córrego de terceira ordem. A escassez de decápodes em córregos de terceira ordem foi

independente de sua associação com substratos de folhiço, uma vez que muitas vezes eles não foram encontrados mesmo em coletas neste tipo específico de substrato.

Recentemente nós realizamos amostragens de peixes em muitos dos mesmos locais pesquisados neste estudo e registramos ainda uma espécie de peixes que estavam concentradas principalmente em córregos de terceira ordem (dados não publicados) e *M. olfersii* que foi a única espécie de decápode coletada durante essas amostragens. Durante o presente trabalho nós coletamos acidentalmente algumas espécies de peixes, o que ocorreu quase que exclusivamente em córregos de terceira ordem, com exceção da localidade MRQ 1ºord onde nós coletamos *Phalloceros tupinambis*. MRQ 1ºord foi o único córrego de primeira ordem onde nenhum camarão foi coletado (mas *M. potiuna* e *P. tupinambis* ocorreram juntos na localidade STM 1ºord (1)). Considerando isso, nós acreditamos que peixes podem exercer um forte efeito negativo em camarões que são excluídos até mesmo quando as condições abióticas são favoráveis. Este efeito negativo de peixes foi reportado para outros córregos de mata atlântica (MOULTON et al., 2013) e nos nossos sites parece afetar especialmente *M. potiuna* o qual é menor, mais fraco e menos agressivo que *M. olfersii* (SILVEIRA, 1997; MOUTON & SILVEIRA, 1998). A distribuição de *M. potiuna* parece ser negativamente afetada por *M. olfersii* (MOULTON & SILVEIRA, 1998), contudo, uma vez que *M. olfersii* foi relativamente raro nos sites estudados, este provavelmente não é um fator forte que restringe a presença de *M. potiuna* para pequenos córregos.

O relacionamento entre a abundância total de decápodes e o primeiro eixo da PCA mostrou que outros fatores como a largura do córrego, a cobertura de dossel e a percentagem de substrato rochoso também são importantes fatores ambientais relacionados à abundância de decápodes. Esta relação resume a influência de um contínuo de rio na abundância de decápodes (especialmente *M. potiuna*), onde camarões tornam-se mais abundantes quando os rios se tornam menores, mais sombreados, com mais substrato de folhiço e menos peixes em altitudes mais elevadas.

Nós concluímos que a fauna de decápodes da bacia do Rio Guapiaçú e especialmente *M. potiuna* são relacionados a pequenos córregos com florestas ripárias preservadas onde eles encontram abrigo para evitar a predação por peixes (especialmente *M. potiuna*) e possivelmente um bom local de alimentação para predação de invertebrados. *M. olfersii* e *M. carcinus* são menos sujeitos a predação por peixes e usam os rios principais para completar seus ciclos de vida, assim a presença destas espécies indica que esses animais ainda têm

conseguido migrar rio acima nesta bacia, o que pode mudar depois da construção de uma represa no Rio Guapiaçú especialmente se nenhuma ação mitigatória for tomada.

### 3.6 Referências

ALBERTONI, E.F., PALMA-SILVA, C.A. and ESTEVES, F. D. A., 2002. Distribution and growth in adults of *Macrobrachium acanthurus* Wiegmann, (Decapoda, Palaemonidae) in a tropical coastal lagoon, Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*, vol. 19, no. 2. pp. 61-70.

ALMEIDA, A.O.A., COELHO, P.A., LUZ, J. R., SANTOS, J.T.A. and FERRAZ, N.R., 2008. Decapod crustaceans in fresh waters of southeastern Bahia, Brazil. *Revista de Biologia Tropical*, vol. 56, no. 3, pp. 1225-1254.

AMMAR, D., MÜLLER, Y.M.R. and NAZARI, E.M., 2001. Biologia reprodutiva de *Macrobrachium olfersii* (Wiegman)(Crustacea, Decapoda, Palaemonidae) coletados na Ilha de Santa Catarina, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, Vol. 18, no. 2, pp. 529-537.

ANTUNES, L.S. and OSHIRO, L.M.Y., 2004. Aspectos reprodutivos do camarão de água doce *Macrobrachium potiana* (Müller)(Crustacea, Decapoda, Palaemonidae) na serra do Piloto, Mangaratiba, Rio de Janeiro, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, vol. 21, no. 2, pp. 261-266.

BAUER, R.T., 2011. Amphidromy and migrations of freshwater shrimps. I. Costs, benefits, evolutionary origins, and an unusual case of amphidromy. *New Frontiers in Crustacean Biology*, vol.15, pp. 145-156. Brill.

BENTES, B.S., MARTINELLI, J.M., SOUZA, L.S., CAVALCANTE, D. V., ALMEIDA, M.C. and ISAAC, V.J., 2011. Spatial distribution of the amazon river prawn *Macrobrachium amazonicum* (Heller, 1862)(Decapoda, Caridea, Palaemonidae) in two perennial creeks of an estuary on the northern coast of Brazil (Guajará Bay, Belém, Pará). *Brazilian Journal of Biology*, vol. 71, no. 4, pp. 925-935.

BERTINI, G., BAEZA, J. A., & PEREZ, E. (2014). A test of large-scale reproductive migration in females of the amphidromous shrimp *Macrobrachium acanthurus* (Caridea: Palaemonidae) from south-eastern Brazil. *Marine and Freshwater Research*, vol. 65, no. 1, pp. 81-93.

BOND-BUCKUP, G. and BUCKUP, L., 1989. Os Palaemonidae de águas continentais do Brasil meridional (Crustacea, Decapoda). *Revista Brasileira de Biologia = Brazilian Journal of Biology*, vol. 49, no. 4, pp. 883-896.

BRITO, E.F., MOULTON, T.P., SOUZA, M.L. and BUNN, S.E., 2006. Stable isotope analysis indicates microalgae as the predominant food source of fauna in a coastal forest stream, south-east Brazil. *Austral Ecology*, vol. 31, no. 5, pp. 623-633.

BRITTO, A.L., JOHNSON, R.M.F. and CARNEIRO, P.R.F., 2016. Water supply and hydrosocial scarcity in the Rio de Janeiro Metropolitan Area. *Ambiente & Sociedade*, vol. 19, no. 1, pp. 183-206.

CARGNIN-FERREIRA, E. and FORSBERG B.F., 2000. Trophic structure of macroinvertebrate communities in the Jaú River System (Central Amazon, Brazil). *Brazilian Journal of Ecology*, no. 3, pp. 59-66.

COLLART, O. O. and MAGALHÃES, C. (1994). Ecological constraints and life history strategies of palaemonid prawns in Amazonia. *Verhandlungen-Internationale Vereinigung fur Theoretische und Angewandte Limnologie*, p. 1-8. ISSN 0368-0770.

COLLINS, P.A., GIRI, F. and WILLINER, V., 2006. Population dynamics of *Trichodactylus borellianus* (Crustacea Decapoda Brachyura) and interactions with the aquatic vegetation of the Paraná River (South America, Argentina). *Annales de Limnologie-International Journal of Limnology*, vol. 42, no. 1, pp. 19-25.

CUMBERLIDGE, N., ALVAREZ, F. and VILLA-LOBOS, J. L., 2014. Results of the global conservation assessment of the freshwater crabs (Brachyura, Pseudothelphusidae and Trichodactylidae): The Neotropical region, with an update on diversity. *ZooKeys*, no. 457, pp. 133-157.

DA SILVA PEREIRA, P., FERNANDES, L.A.C., DA MOTA OLIVEIRA, J. L. and BAPTISTA, D.F., 2012. Avaliação da integridade ecológica de rios em áreas do zoneamento ecológico econômico do complexo hidrográfico Guapiaçu-Macacu, RJ, Brasil/Assessment of water quality in areas of ecological economic zoning of the Guapiaçu-Macacu basin, RJ, Brazil. *Revista Ambiente & Água*, vol. 7, no. 1, pp. 157-168.

DE GRAAF, G., and MARTTIN, F., 2003. Mechanisms behind changes in fish biodiversity in the floodplains of Bangladesh. *Wetlands Ecology and Management*, vol. 11, no. 5, pp. 273-280.

FIÈVET, É. 2000. Passage facilities for diadromous freshwater shrimps (Decapoda: Caridea) in the Bananier River, Guadeloupe, West Indies. *Regulated Rivers: Research & Management* **16**:101-112

GOVERNO DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO – GOV/RJ, 2016. [viewed 27 June 2016] IMPRENSA RJ: website do governo de estado do Rio de Janeiro [online]. Available from: <http://www.rj.gov.br/web/imprensa/exibeconteudo?article-id=2332038>

HENDERSON P.A. and WALKER, I., 1986. On the leaf litter community of the Amazonian blackwater stream Tarumazinho. *Journal of Tropical Ecology*, vol. 2, no. 1, pp. 1-17.

INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE, IBAMA. 2016 [acessado 24 Junho 2016]. Available from: <http://www.ibama.gov.br/institucional/lista-de-especies-aquaticas-ameacadas-de-extincao>.

IWATA, T., INOUE, M., NAKATO, S., MIYASAKA, H., DOI, A. and COVICH, A. P., 2003. Shrimp abundance and habitat relationships in tropical rain-forest streams, Sarawak, Borneo. *Journal of Tropical Ecology*, vol. 19, no. 4, pp. 387-395.

JALIHAI, D.R., SANKOLLI, K. N. and SHENOY, S., 1993. Evolution of larval developmental patterns and the process of freshwaterization in the prawn genus *Macrobrachium* Bate, 1868 (Decapoda, Palaemonidae). *Crustaceana*, vol. 65, no. 3, pp. 365-376.

HOLMQUIST, J.G., SCHMIDT-GENGENBACH, J.M. and YOSHIOKA, B.B., 1998. High dams and marine-freshwater linkages: effects on native and introduced fauna in the Caribbean. *Conservation Biology*, vol. 12, no. 3, pp. 621-630.

LIMA, V. N., 2009. Estudos de estruturas tróficas e de impactos antropogênicos de córregos do sistema hidrográfico Guapi-Macacu: isótopos estáveis. Rio de Janeiro: Universidade do Estado do Rio de Janeiro, 51p. Dissertação de Mestrado em Ecologia e Evolução.

MAGALHÃES, M.F., BATALHA, D.C. and COLLARES-PEREIRA, M.J., 2002. Gradients in stream fish assemblages across a Mediterranean landscape: contributions of environmental factors and spatial structure. *Freshwater Biology*, vol. 47, no. 5, pp. 1015–1031.

MAGALHÃES, C., 2003. Famílias Pseudothdphusidae e Trichodactylidae. In: G. A. S. MELO, ed. *Manual de identificação dos Crustacea: Decapoda de água doce do Brasil*. São Paulo: Edições Loyola, pp. 143-287.

MAGALHÃES, C., BUENO, S.L.S., BOND-BUCKUP, G., VALENTI, W.C., SILVA, H.M., KIYOHARA, F., MOSSOLIN, E.C. and ROCHA, S.S., 2005. Exotic species of freshwater decapod crustaceans in the state of São Paulo, Brazil: records and possible causes of their introduction. *Biodiversity and Conservation*, vol. 14, no. 8, pp. 1929-1945.

MARCH, J.G., BENSTEAD, J.P., PRINGLE, C.M. and RUEBEL, M.W., 2001. Linking shrimp assemblages with rates of detrital processing along an elevational gradient in a tropical stream. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, vol. 58, no. 3, pp. 470-478.

MARCH, J.G., PRINGLE, C.M., TOWNSEND, M.J. and WILSON, A.I., 2002. Effects of freshwater shrimp assemblages on benthic communities along an altitudinal gradient of a tropical island stream. *Freshwater Biology*, vol. 47, no. 3, pp. 377-390.

MARCH, J.G., BENSTEAD, J.P., PRINGLE, C.M. and SCATENA, F.N., 2003. Damming tropical island streams: problems, solutions, alternatives. *Bioscience*, vol. 53, no. 11, pp.1069-1078.

De MATTOS, L.A. and OSHIRO, L.M.Y., 2009. Estrutura populacional de *Macrobrachium potiuna* (Crustacea, Palaemonidae) no Rio do Moinho, Mangaratiba, Rio de Janeiro, Brasil. *Biota Neotropica*, vol. 9, no. 1, pp. 81-86.

MAZZONI, R., FIGUEIREDO, C. A. A. D., ENRICI, M. C., BAPTISTA, D. F., CARAMASCHI, E. P., NESSIMIAN, J. L., PAZ, R. C. D., THIENGO, S. C., GUEDES, D. M., and MOULTON, T. P., 2009. Organismos aquáticos nos sistemas fluviais do Rio de Janeiro. Pages 153-174 in H. d. G. Bergallo, E. C. C. Fidalgo, C. F. D. Rocha, M. C. Uzêda, M. B. Costa, M. A. S. Alves, M. V. Sluys, M. A. Santos, T. C. e. C. d. Costa, and A. C. R. Cozzolino, editors. *Estratégias e ações para a conservação da biodiversidade no Estado do Rio de Janeiro*. Instituto Biomas, Rio de Janeiro.

MEJÍA-ORTÍZ, L.M. and ALVAREZ, F., 2010. Seasonal patterns in the distribution of three species of freshwater shrimp, *Macrobrachium* spp., along an altitudinal river gradient. *Crustaceana*, vol. 83, no. 4, pp. 385-397.

MOULTON, T. P., and SILVEIRA, R. M. L., 1998. Tests of association between species in extensive surveys in which individual sample size is small: case history of *Macrobrachium* spp. at Ilha do Cardoso, SP, Brazil. Pages 837-846 in Anais do VIII Seminário Regional de Ecologia. Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, SP.

MOULTON, T. P., MELO, G. A. S., NESSIMIAN, J., SALGADO, N. C., PAIVA, P. C. D., ABSALÃO, R. S., SANTOS, S. B., VELOSO, V. G. and COSTA, J. M., 2000. Invertebrados aquáticos. Pages 45 - 52 in H. de G. Bergallo, Rocha, Carlos Frederico Duarte, Alves, Maria Alice dos Santos, Van Sluys, Monique, editores. A fauna ameaçada de extinção do Estado do Rio de Janeiro. Editora da Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

MOULTON, T.P., SOUZA, M.L., SILVEIRA, R.M. and KRSULOVIC, F. A., 2004. Effects of ephemeropterans and shrimps on periphyton and sediments in a coastal stream (Atlantic forest, Rio de Janeiro, Brazil). *Journal of the North American Benthological Society*, vol. 23, no. 4, pp. 868-881.

MOULTON, T.P., SOUZA, M.L. and OLIVEIRA, A.F., 2007. Conservation of catchments: some theoretical considerations and case histories from Rio de Janeiro. *Neotropical Biology and Conservation*, vol. 2, no. 1, pp. 28-35.

MOULTON, T.P., MAGALHÃES-FRAGA, S.A., BRITO, E.F. and BARBOSA, F.A., 2010a. Macroconsumers are more important than specialist macroinvertebrate shredders in leaf processing in urban forest streams of Rio de Janeiro, Brazil. *Hydrobiologia*, vol. 638, no. 1, pp. 55-66.

MOULTON, T. P., SOUZA, M. L., SILVEIRA, R. M. L., KRSULOVIC, F. A. M., SILVEIRA, M. P., ASSIS, J. C. F. and FRANCISCHETTI, C. N., 2010b. Patterns of periphyton are determined by cascading trophic relationships in two neotropical streams. *Marine and Freshwater Research* vol. 61, pp. 57-64.

MOSSOLIN, E.C. and BUENO, S.L., 2002. Reproductive biology of *Macrobrachium olfersi* (Decapoda, Palaemonidae) in São Sebastião, *Brazilian Journal of Crustacean Biology*, vol. 22, no. 2, pp. 367-376.

MOSSOLIN, E.C. and MANTELATTO, F.L., 2008. Taxonomic and distributional results of a freshwater crab fauna survey (Family Trichodactylidae) on São Sebastião Island (Ilhabela), South Atlantic, Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, vol. 20, no. 2, pp. 125-129.

MOSSOLIN, E.C., PILEGGI, L.G. and MANTELATTO, F.L., 2010. Crustacea, Decapoda, Palaemonidae, *Macrobrachium* Bate, 1868, São Sebastião Island, state of São Paulo, southeastern Brazil. *Check List*, vol. 6, no. 4, pp. 605-613.

NERES-LIMA, V., BRITO, E. F., KRSULOVIC, F. A. M., DETWEILER, A. M., HERSHEY, A. E. and MOULTON, T. P., 2016. High importance of autochthonous basal



food source for the food web of a Brazilian tropical stream regardless of shading. *Internat. Rev. Hydrobiol.*, vol. 101, no. 3-4, pp. 132-142.

PACE M.L., COLE J.J., CARPENTER S.R. and KITCHELL J.F., 1999. Trophic cascades revealed in diverse ecosystems. *Trends in Ecology and Evolution*, vol. 14, no. 12, p. 483-8.

PILEGGI, L.G. and MANTELATTO, F.L., 2010. Molecular phylogeny of the freshwater prawn genus *Macrobrachium* (Decapoda, Palaemonidae), with emphasis on the relationships among selected American species. *Invertebrate Systematics*, vol. 24, no. 2, pp. 194-208.

POSTEL, S. and CARPENTER, S., 1997. Freshwater ecosystem services. In: G. DAILY, ed. *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*. Washington: Island Press, p.195-214

ROCHA, S.S.D. and BUENO, S.L.D.S., 2011. Extension of the known distribution of *Aegla strinatii* Türkay, 1972 and a checklist of decapod crustaceans (Aeglidae, Palaemonidae and Trichodactylidae) from the Jacupiranga State Park, South of São Paulo State, Brazil. *Nauplius*, vol. 19, no. 2, pp. 163-167.

SAMPAIO, S.R., NAGATA, J.K., LOPES, O.L. and MASUNARI, S., 2009. Camarões de águas continentais (Crustacea, Caridea) da Bacia do Atlântico oriental paranaense, com chave de identificação tabular. *Acta Biológica Paranaense*, vol. 38, pp. 11-34.

SILVEIRA R.M.L., 1997. Consequências da história de vida na ecologia das espécies de *Macrobrachium* Bate (Crustacea, Decapoda, Palaemonidae) na Ilha do Cardoso, SP, Brasil. Rio de Janeiro: Universidade do Estado do Rio de Janeiro, 61p. Monografia de Bacharelado em Ciências Biológicas.

SOUZA, M.L. and MOULTON, T.P., 2005. The effects of shrimps on benthic material in a Brazilian island stream. *Freshwater Biology*, vol. 50, n. 4, p. 592-602.

SOUZA, M.L., MOULTON, T.P., SILVEIRA, R.M.L., KRSULOVIC, F.A.M. and BRITO, E.F., 2007. Responses of Chironomidae (Diptera; Insecta) to the exclusion of shrimps and Ephemeroptera in a coastal forest stream, Rio de Janeiro, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, vol. 67, no. 1, pp. 47-51.

VANNOTE, R.L., MINSHALL, G.W., CUMMINS, K.W., SEDELL, J.R. and CUSHING, C.E., 1980. The river continuum concept. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences*, vol. 37, no. 1, pp.130-137.

#### 4 CONCLUSÕES GERAIS

A revisão da literatura conduzida nesta tese mostra que existe uma carência de estudos sobre metabolismo de córregos tropicais, especialmente no bioma Mata Atlântica, o que representa uma grande dificuldade para o entendimento teórico sobre as cadeias tróficas e funcionamento destes ecossistemas, dificultando a elaboração de estratégias de manejo e gestão ambiental. Os capítulos II e III apresentam evidência de que o uso do solo ripário, afeta o metabolismo ecossistêmico, a diversidade de famílias de insetos bentônicos e a distribuição e abundância de crustáceos em córregos da bacia do Rio Guapiaçú. Esta tese é o primeiro estudo apresentando um modelo de relações causais desenvolvido com base em relações estatísticas onde são propostos mecanismos pelos quais o desmatamento afeta simultaneamente e por diversas vias diretas e indiretas as taxas metabólicas e biodiversidade de córregos na Mata Atlântica. Além disso, o artigo apresentado no capítulo III também é o primeiro estudo sobre crustáceos decápodos da bacia do Guapiaçú, o que representava uma importante lacuna no conhecimento da biodiversidade local, e especialmente importante no contexto atual tendo em vista o futuro represamento do rio Guapiaçú e suas possíveis consequências sobre esta fauna.

A relação entre processos metabólicos em ecossistemas de córregos e uso do solo é muito pouco estudada em regiões tropicais, apesar destas sofrerem maiores transformações devido ao avanço do desmatamento e serem em muitos casos (e.g. ambientes florestais) mais sensíveis a degradação ambiental em comparação com ecossistemas temperados. A revisão dos estudos sobre o tema (capítulo I), assim como o estudo conduzido na bacia do rio Guapiacú, RJ (capítulo II) mostram que o metabolismo geralmente é afetado por mudanças na cobertura vegetal em diversas escalas geográficas (e.g. ripária, bacia, local), além de ser uma variável com efeitos diretos e indiretos sobre a diversidade. Entretanto, a escassez de pesquisas no tema tem impedido o avanço na criação de modelos que permitam realizar previsões e que facilitem o entendimento teórico das relações entre uso do solo, metabolismo e biodiversidade em córregos neotropicais, assim como a incorporação de medidas de processos metabólicos como indicadores de saúde do ecossistema.

As taxas de Produção Primária Bruta e Respiração ecossistêmica geralmente aumentam com o desmatamento e outros impactos associados ao uso do solo. O aumento nas concentrações de nutrientes, especialmente nitrogênio, parece ser a principal causa dos aumentos observados na PPB, levando a aumento da PPB mesmo em áreas onde o

sombreamento ripário é mantido. Inesperadamente a respiração também aumentou com o impacto do desmatamento (neste e em muitos estudos revisados), apesar deste geralmente resultar na diminuição no aporte matéria orgânica alóctone. Apenas parte destes aumentos podem ser explicados pelo aumento na respiração autotrófica, assim é provável que o aumento na concentração de nutrientes esteja estimulando diretamente o metabolismo heterotrófico e potencialmente facilitando o uso de formas menos conspícuas de carbono, como sedimentos finos, ou carbono dissolvido. Contudo, conforme indicado pelo modelo apresentado no capítulo II assim como apontado por outros autores citados no mesmo, uma parte significativa do consumo de oxigênio na água pode ocorrer como consequência de reações químicas oxidativas como a nitrificação. Assim, o aumento na concentração de nitrogênio na água resulta em redução na concentração de oxigênio tanto devido ao estímulo a respiração (direto e indireto via PPB) quanto devido ao aumento da nitrificação.

O Desmatamento ripário afetou negativamente a riqueza e diversidade de famílias de invertebrados e causou grande redução na abundância de insetos fragmentadores. Uma vez que fragmentadores são associados a substrato foliar alóctone, sua redução deve ser consequência do menor aporte deste material em trechos desmatados. É possível que em grande parte a redução na diversidade tenha ocorrido devido a perda de insetos fragmentadores, ideia que é reforçada pela relação direta entre sombreamento e diversidade apresentada no modelo de análise de caminhos (capítulo II), pois menor sombreamento deve resultar em menor aporte de folhas e perda da fauna dependente deste substrato.

De acordo com o modelo desenvolvido no capítulo II a saturação de oxigênio na água é uma variável fundamental na ligação entre mudanças nas taxas metabólicas e alterações na biodiversidade, uma vez que é a principal variável influenciando da diversidade de famílias de invertebrados e é afetada diretamente por alterações químicas e indiretamente devido ao estímulo dos processos metabólicos. Apesar do efeito direto da redução do sombreamento na diversidade de invertebrados ser relativamente menor que o efeito da redução no oxigênio, a redução do sombreamento também teve efeitos indiretos na diversidade de invertebrados, pois estimulou a PPB e assim a respiração autotrófica, levando a redução na saturação mínima de oxigênio a noite. Assim, considerando o somatório de efeitos diretos e indiretos, as alterações nas concentrações de amônio e no sombreamento tiveram efeitos de intensidades similares sobre a diversidade de invertebrados no modelo apresentado, com ambas contribuindo para redução da saturação mínima de oxigênio.

Crustáceos decápodes são pouco abundantes nos córregos da bacia do Guapiaçú apresentando maior abundância em córregos de menor porte (primeira ordem), florestados, com abundância de folhiço alóctone e poucos peixes. Estes organismos parecem ser fortemente associados a áreas de acúmulo de folhiço alóctone e foram capturados com frequência bem maior nessas áreas em comparação a trechos de substrato rochoso/arenoso. Uma vez que outros estudos indicam que estes animais influenciam o processo de decomposição do material foliar alóctone, a extinção local destes organismos pode resultar alterações neste importante processo ecossistêmico. Apesar da baixa abundância deste grupo, a presença de espécies anfídromas (*M. olfersii*, *M. carcinus*) indica que sistema Guapiaçú mantém sua conectividade ecológica, de modo que estes organismos estão conseguindo utilizar tanto a região estuarina, onde passam os estágios larvais, quanto os córregos de cabeceira onde passam a vida adulta. A presença de espécies migratórias (anfídromas) é especialmente relevante no contexto local, uma vez que está em execução um projeto para construção de uma grande represa no baixo curso do Rio Guapiaçú, o que deve interferir na capacidade destes organismos realizarem seu deslocamento pelo rio, assim é fortemente recomendado que o projeto de engenharia contemple a construção de estruturas mitigadoras visando permitir a passagem organismos migrantes (e.g., shrimp ladders: March et al., 2003; Fièvet, 2000).

ANEXO A – Versão publicada do Capítulo 1 na revista *Acta Limnologica Brasiliensia*, vol 28, e10. <http://dx.doi.org/10.1590/S2179-975X0716>.



Publication of the  
Brazilian Association of  
Limnology

Original Article  
*Acta Limnologica Brasiliensia*, 2016, vol. 28, e2016103  
<http://dx.doi.org/10.1590/S2179-975X0716>  
ISSN 0102-6712

## Land use effects and stream metabolic rates: a review of ecosystem response

Efeitos do uso do solo nas taxas metabólicas de córregos:  
uma revisão das respostas ecossistêmicas

Eduardo Francisco da Silva-Junior<sup>1\*</sup>

<sup>1</sup>Departamento de Ecologia, Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes – IBRAG, Universidade do Estado do Rio de Janeiro – UERJ, Rua São Francisco Xavier, 524, Maracanã, CEP 20550-013, Rio de Janeiro, RJ, Brazil

\*e-mail: [eduardobioadventure@gmail.com](mailto:eduardobioadventure@gmail.com)

**Cite as:** Silva-Junior, E.F. Land use effects and stream metabolic rates: a review of ecosystem response. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 2016, vol. 28, e10.

**Abstract: Aim:** To conduct a review of the literature in order to identify the general stream metabolic responses to land use change. **Methods:** I conducted a scientometric review analyzing the distribution of the studies among different environments, the land use scale used, and the general trends in stream metabolism response under each kind of land-use impact. **Major Results:** Most of the analyzed studies were conducted in temperate environments, studying land-use impacts at catchment scale. Ecosystem metabolism responded to land use impacts most of the cases, especially under agricultural pressure. The general responses to land-use alterations were increases in rates of Gross Primary Production (GPP) and ecosystem Respiration (R). Primary production increases were mostly related to light and nutrient concentration increases, while R was usually related to water nutrient concentration, temperature and amount of particulate organic matter, but this general behavior can change under high impact levels where sometimes GPP decreases in response to turbidity increases. Riparian vegetation restoration have a positive effect in driving stream metabolic conditions in the direction of pristine condition, but the effectiveness of this approach is reduced in highly impacted systems. **Conclusions:** To elucidate the mechanistic relations between stream metabolic changes and land use impacts is still one fundamental aspect to study in order to best predict effects of land use changes and establish management and protection programs. Thus, studies should focus on the causative relations between stream processes and land use changes considering different scales and multiple stress scenarios in order to improve our understanding about factors that drive the observed metabolic changes.

**Keywords:** stream metabolism; tropical streams; riparian forests; land use; GPP.

**Resumo: Objetivo:** Conduzir uma revisão da literatura, buscando identificar as respostas gerais do metabolismo de córregos ao impacto de mudanças no uso do solo. **Métodos:** Eu realizei uma revisão cienciométrica analisando a distribuição dos estudos entre diferentes biomas, as escalas de uso do solo estudadas, e as tendências gerais na resposta do metabolismo de córregos sobre cada tipo de impacto do uso do solo. **Resultados Principais:** A maioria dos estudos analisados foi realizada em ambientes temperados, estudando os impactos do uso do solo na escala de bacia hidrográfica. O metabolismo ecossistêmico respondeu aos impactos do uso do solo na maioria das vezes, especialmente sobre impacto agrícola. As respostas gerais às alterações no uso do solo foram aumentos na Produção Primária Bruta (PPB) e Respiração ecossistêmica (R). Aumentos na PPB foram principalmente relacionados com aumentos na disponibilidade de luz e concentração de nutrientes, enquanto a R geralmente foi



This is an Open Access article distributed under the terms of the Creative Commons Attribution License, which permits unrestricted use, distribution, and reproduction in any medium, provided the original work is properly cited.



**ANEXO B** – Versão publicada do Capítulo 3 na revista *Brazilian Journal of Biology Brasiliensia*, Vol.77 (4), pp.820-829. <http://dx.doi.org/10.1590/1519-6984.01916>

## Distribution and abundance of freshwater decapods in an Atlantic rainforest catchment with a dammed future

*E. F. Silva-Junior<sup>a\*</sup>, M. Silva-Araújo<sup>a</sup> and T. P. Moulton<sup>a</sup>*

<sup>a</sup>Laboratório de Ecologia de Rios e Córregos, Departamento de Ecologia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro – UERJ, Rua São Francisco Xavier, 524, Maracanã, CEP 20550-013, Rio de Janeiro, RJ, Brazil

\*e-mail: [eduardobioadventure@gmail.com](mailto:eduardobioadventure@gmail.com)

Received: February 16, 2016 – Accepted: July 20, 2016 – Distributed: November 31, 2017

(With 3 figures)

### Abstract

Variations in physical characteristics along the course of a river influence habitat availability which reflects in species distribution. Knowledge of ecology and diversity of lotic species is important for evaluating how river ecosystems will respond to environmental impacts. Freshwater decapods are a group of high ecological and economic importance, but the knowledge about factors influencing their distribution is scarce in Brazil. We performed a survey of decapods to describe their abundance and distribution as well as to study their relationships with stream physical variables and especially their association with different substrates types. We studied 23 sites located in 15 tributaries of Guapiaçú River, RJ, where we collected decapods in different substrates types and measured a set of physical variables. We found five decapods species, including amphidromous and non-amphidromous shrimps and crabs. Decapods were strongly associated with leaf-litter substrates and their abundance was related to a multivariate axis describing longitudinal changes in stream characteristics. We concluded that decapods occurring in the Guapiaçú catchment inhabit mainly small streams with preserved riparian forests where they find shelter and potential prey of invertebrates. The ongoing project to build a dam on the Guapiaçú River will have negative consequences to migrating shrimps and we strongly recommend that mitigating actions, such the construction of structures to allow the passage of migrating fauna, should be taken.

*Keywords:* shrimps, environmental factors, leaf litter, tropical stream, damming.

### Distribuição e abundância de decápodes de água doce e sua associação com variáveis ambientais em uma bacia hidrográfica de Mata Atlântica que será represada

#### Resumo

Variações nas características físicas de um rio ao longo do seu curso influenciam a disponibilidade de habitats e dessa forma a distribuição de espécies. O conhecimento sobre a ecologia e diversidade de espécies lóticas é importante para avaliar como esses ecossistemas responderão a impactos ambientais. Decápodes de água doce são um grupo de grande importância ecológica e econômica, contudo o conhecimento sobre fatores influenciando sua distribuição ainda é escasso no Brasil. Nós realizamos um levantamento de decápodes para descrever sua abundância e distribuição, bem como estudar sua relação com características físicas dos rios, especialmente sua associação com tipos diferentes de substrato. Nós estudamos 23 localidades distribuídas em 15 rios tributários do Rio Guapiaçú, RJ, onde coletamos decápodes em diferentes tipos de substratos e medimos um conjunto de variáveis físicas. Nós encontramos cinco espécies de decápodes incluindo camarões anfídromos e não anfídromos e caranguejos. Esses organismos foram fortemente associados a substratos de folhiço alóctone e sua abundância foi relacionada com um eixo PCA que descreve as mudanças nas características físicas longo do curso do rio. Nós concluímos que os decápodes que ocorrem na bacia do Rio Guapiaçú habitam principalmente pequenos córregos com mata ciliar preservada, onde podem encontrar abrigo e um potencial campo de caça onde predam invertebrados. O projeto atualmente em curso para a construção de uma represa no Rio Guapiaçú irá afetar negativamente a fauna de camarões anfídromos, assim nós recomendamos fortemente que ações mitigadoras, como a construção de estruturas para permitir a passagem da fauna migrante sejam tomadas.

*Palavras-chave:* camarões, fatores ambientais, folhiço, rios tropicais, represamento.