

UNIVERSIDADE REGIONAL INTEGRADA DO ALTO URUGUAI E DAS
MISSÕES

URI – CAMPUS DE ERECHIM

DEPARTAMENTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA

RAYANA CAROLINE PICOLOTTO

RESPOSTAS DE INDICADORES ECOLÓGICOS FRENTE À INTEGRIDADE DE
ZONAS RIPÁRIAS

ERECHIM, MARÇO DE 2018.

RAYANA CAROLINE PICOLOTTO

RESPOSTAS DE INDICADORES ECOLÓGICOS FRENTE À INTEGRIDADE DE
ZONAS RIPÁRIAS

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia da Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões como parte dos requisitos para obtenção do Título de Mestre em Ecologia (Área de Concentração: Gestão e Conservação Ambiental).

Linha de Pesquisa: Ecologia e Conservação da Biodiversidade
Orientador: Prof. Dr. Luiz Ubiratan Hepp

RAYANA CAROLINE PICOLOTTO

RESPOSTAS DE INDICADORES ECOLÓGICOS FRENTE À INTEGRIDADE DE
ZONAS RIPÁRIAS

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia da Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões como parte dos requisitos para obtenção do Título de Mestre em Ecologia. Área de Concentração: Gestão e Conservação Ambiental.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Luiz Ubiratan Hepp
Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões, Campus de Erechim

Profa. Dra. Rozane Maria Restello
Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões, Campus de Erechim

Prof. Dr. Ricardo Giovanardi
Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões, Campus de Frederico Wetsphalen

Prof. Dr. José Etham de Lucena Barbosa
Universidade Estadual da Paraíba (UEPB)

Erechim, março de 2018.

AGRADECIMENTOS

Aos meus irmãos Antony e Ana, por serem na minha vida a vontade de investir em um futuro incrível, pelo prazer de poder compartilhá-lo com vocês. Prometo compensar minhas constantes ausências algum dia. Amo vocês infinito!

Aos meus pais e avós, que sempre me incentivaram na vida acadêmica mesmo sem compreender o meu trabalho. Em especial a minha mãe, sempre tão disposta para me tranquilizar em qualquer circunstância. “Uma coisa de cada vez, filha!”.

À minha vó Erechinense, por ainda não ter me mandado embora de casa e me aturar ao longo destes seis anos. Espero um dia poder retribuir tudo o que fizeste por mim.

Ao meu orientador Dr. Luiz Ubiratan Hepp, especialmente por ter me acolhido no laboratório sem saber o que eu teria a oferecer. Dedico a maior parte do meu crescimento enquanto acadêmica às suas cobranças e exigências. Minha eterna gratidão!

Com muito carinho, meu reconhecimento à professora Dra. Rozane Maria Restello, por mostrar a sua preocupação comigo e ter sempre as palavras certas a dizer. Seu jeito de ser me inspira!

Ao meu namorado Henrique, pela paciência durante esses anos e, principalmente, por me mostrar todos os dias que reclamações não resolvem nada. Te amo!

Ao Rafinha, que mesmo não participando diretamente do meu trabalho, teve forte influência nas minhas decisões ao ingressar ao laboratório. Saiba que sempre serei grata à você!

Às meninas, Maiane, Mayara, Patrícia, Victória e ao Júlio, que trabalharam comigo. A participação de vocês foi de extrema importância, além do imenso carinho que carrego por cada um. Vocês são um presente que guardarei sempre com muito amor!

À Wanessa e a Mariana, que embora não tenham participado diretamente desse trabalho, muito me ajudaram nos momentos que mais precisei, com conversas (ou brigas), sempre se preocupando comigo e tentando ajudar a resolver as minhas aflições. Que a nossa amizade não tenha fim. Amo vocês!

Um agradecimento especial a Amanda e ao André, que fizeram muito mais do que o necessário para me ajudar nas saídas a campo.

Ao Irineu Jasan Preczewski, por sempre estar disponível a nos auxiliar nas análises químicas.

Aos proprietários dos locais onde realizamos os experimentos, pela disponibilidade e compreensão, o nosso agradecimento.

Ao Lucas Fontana, pelas conversas e contribuições, mas principalmente, pelas risadas de todos os dias. Vou guardar boas lembranças de você!

Aos demais integrantes do Laboratório de Biomonitoramento, Gabriela, Emanuel e Sílvia, pelas conversas, contribuições e brincadeiras ao longo desse período.

À equipe do laboratório de Geoprocessamento e Planejamento Ambiental (LAGEPLAN), que sempre estão dispostos a nos ajudar em tudo o que precisamos. Muito obrigada!

Enfim... a todos aqueles que acompanharam minhas alegrias e aflições ao longo desses anos. Principalmente aos amigos que se disponibilizaram a neutralizar meus momentos de loucura nas etapas finais deste trabalho. Muito obrigada!

RESUMO

Título: Respostas de indicadores ecológicos frente à integridade de zonas ripárias

Discente: Rayana Caroline Picolotto

Orientador: Prof. Dr. Luiz Ubiratan Hepp

Data de defesa: 7 de março de 2018

A substituição da vegetação natural por agricultura é uma das principais ameaças a integridade ecológica de zonas ripárias. As zonas ripárias são fundamentais na retenção de sedimentos, no fornecimento de matéria orgânica para os ecossistemas aquáticos e atuam como corredores ecológicos. Características da zona ripária exercem efeitos sobre inúmeros organismos, que, quando integrados, podem fornecer informações sobre a integridade ecológica de zonas ripárias. Nesse sentido, essa dissertação foi desenvolvida com o objetivo de avaliar as respostas de indicadores ecológicos frente à integridade de zonas ripárias de riachos de pequena ordem no sul do Brasil. Foram avaliadas características das zonas ripárias por meio de um protocolo de integridade ecológica e quantificados os usos da terra nas área de drenagem e na zona ripária de cada riacho estudado. As características que melhor classificaram os riachos de acordo com a integridade ecológica foram a agricultura, vegetação, pastagem, restrição das margens à inundação, largura da zona ripária, estabilidade das margens e forma de vida das espécies vegetais. Destas, as variáveis que mais influenciaram as respostas dos indicadores foram a vegetação e a agricultura na zona ripária e a forma de vida das espécies vegetais. Os indicadores ecológicos que responderam às melhores condições de integridade ecológica das zonas ripárias foram o número de famílias e abundância de Coleoptera, abundância de invertebrados predadores e fragmentadores e as concentrações de carbono orgânico dissolvido. Por outro lado, os indicadores que responderam às piores condições de integridade foram os invertebrados filtradores e raspadores. As condições intermediárias de integridade ecológica das zonas ripárias foram indicadas pelas concentrações de clorofila-a, nitrogênio e densidade de plântulas. Os resultados deste estudo sugerem que, para manter a integridade ecológica de ecossistemas aquáticos e zonas ripárias, a manutenção da vegetação é fundamental. Além disso, é necessário condições ecológicas adequadas para o estabelecimento da vegetação, como a ausência de distúrbios antrópicos, uma vez que a forma de vida arbórea da vegetação melhor contribui para a integridade ecológica.

Palavras-chave: Agricultura, vegetação, indicadores terrestres, indicadores aquáticos, Bioma Mata Atlântica, qualidade ambiental, biomonitoramento.

ABSTRACT

Title: Responses of ecological indicators to the integrity of riparian zones

Student: Rayana Caroline Picolotto

Advisor: Prof. Dr. Luiz Ubiratan Hepp

Defense data: March 7, 2018

The replacement of natural vegetation for agriculture is the main threats to the ecological integrity of riparian zones. Riparian zones are fundamental in sediment retention, input of organic matter to aquatic ecosystems and ecological corridors. Characteristics of the riparian zone affect several organisms, which, when integrated, can provide information on the ecological integrity of riparian zones. In this sense, this dissertation was developed with the objective of evaluating the responses of ecological indicators on integrity of riparian zones of small order streams in southern Brazil. Characteristics of riparian zones were evaluated through an ecological integrity protocol and quantified in land uses in the drainage area of each studied stream. The characteristics that best classified the streams according your ecological integrity were agriculture, vegetation, pasture, restriction to the flood, width of the riparian zone, stability of the margins and form-life of the vegetal species. Of these, as variables that most influenced as responses of the indicators to a vegetation and agriculture in the riparian zone and the form-life of the vegetal species. The ecological indicators that responded as best conditions of ecological integrity of the zones are of number of families and abundance of Coleoptera, abundance of predators and shredders invertebrates and as concentrations of dissolved organic carbon. On the other hand, the indicators that responded to the worst conditions of integrity were the filterers and scrapers invertebrates. The intermediate conditions of ecological integrity of the riparian zones were indicates by the concentrations of chlorophyll-a, nitrogen and seedling density. The results of this study suggest that to maintain the ecological integrity of aquatic ecosystems and riparian zones, the vegetation maintenance must be fundamental. In addition, it is necessary to identify the appropriate ecological properties for the establishment of vegetation, such as an absence of anthropogenic disturbances, since it is a best way to ecological integrity.

Key words: Agriculture, vegetation, terrestrial indicators, aquatic indicators, Atlantic Forest Biome, environmental quality, biomonitoring.

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Características mensuradas por meio do protocolo de integridade e análise de paisagem.....	60
Tabela 2: Indicadores ecológicos amostrados nos riachos estudados. S1 a S12 correspondem aos riachos do estudo.....	62
Tabela 3: Seleção de modelo de variáveis ambientais explanatórias definido a partir de testes de permutação para os indicadores ecológicos utilizados na avaliação da integridade ecológica de zonas ripárias. *: Variáveis significativas.....	49

LISTA DE FIGURAS

INTRODUÇÃO GERAL

Figura 1: Principais processos dependentes das florestas ripárias.....	13
---	----

CAPÍTULO I

Figura 1: Localização geográfica e distribuição dos riachos estudados na Bacia Hidrográfica do Rio Uruguai, no Sul do Brasil.....	39
--	----

Figura 2: Análise de componentes principais (PCA): (a) Protocolo de integridade da zona ripária; (b) Usos da terra na área de drenagem; (c) Usos da terra na zona ripária; (d) Variáveis estabelecidas pelo gradiente de integridade.....	45
--	----

Figura 3: Frequência dos indicadores nos riachos estudados de acordo com o gradiente de integridade ecológica. a) Concentrações de COD e N b) Concentrações de Clorofila-a; c) Coeficiente de decomposição d) Abundância e riqueza de Coleoptera e) Densidade de plântulas f) Grupos Tróficos Funcionais de invertebrados aquáticos.....	47
---	----

Figura 4: Análise de Redundância (RDA) entre os indicadores ecológicos e as características definidas pelo gradiente de integridade. Formvida: Forma de vida das espécies vegetais; Exoticas: Presença de espécies exóticas na zona ripária; Restricao: Restrição das margens à inundação; agribuffer: Porcentagem de agricultura na zona ripária; Pastagem: Porcentagem de pastagem na área de drenagem; estabilidade: Estabilidade das margens; vegbuffer: Porcentagem de vegetação na zona ripária; coletor: macroinvertebrados coletores; Clorofila: Concentrações de clorofila-a; plant: Densidade de plântulas; nitro: Concentrações de N; k: Coeficientes de decomposição.....	48
--	----

SUMÁRIO

1 Introdução geral.....	12
1.1 Integridade ecológica de zonas ripárias.....	12
1.2 Indicadores ecológicos.....	14
1.2.1 Produção primária e Decomposição foliar.....	15
1.2.2 Nitrogênio Total e Carbono Orgânico Dissolvido.....	16
1.2.3 Grupos Tróficos Funcionais de Macroinvertebrados aquáticos.....	18
1.2.4 Fauna de Coleoptera.....	19
1.2.5 Banco de Plântulas.....	20
1.3 Conflitos legais em relação às zonas ripárias.....	20
1.4 Objetivos e estrutura da dissertação.....	21
Referências Bibliográficas.....	23

Integridade ecológica de zonas ripárias: características que ordenam múltiplos indicadores de qualidade em riachos.....	34
1 INTRODUÇÃO.....	36
2 MÉTODOS.....	38
2.1 Área de estudo.....	38
2.2 Protocolo de integridade da zona ripária.....	39
2.3 Análise da paisagem.....	40
2.4 Carbono orgânico dissolvido e nitrogênio total.....	41
2.5 Produção primária e decomposição foliar.....	41
2.6 Grupos tróficos funcionais de macroinvertebrados aquáticos.....	42
2.7 Fauna de Coleoptera.....	42
2.8 Banco de plântulas.....	42
2.9 Análise de dados.....	43
3 RESULTADOS.....	44
3.1 Gradiente de integridade da Zona Ripária.....	44
3.2 Resposta dos indicadores ecológicos ao gradiente de integridade.....	46
4 DISCUSSÃO.....	49

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	52
6 AGRADECIMENTOS.....	53
7 REFERÊNCIAS.....	54
8 MATERIAL SUPLEMENTAR.....	60
Conclusão geral.....	63
Anexos.....	65
Anexo 1: Protocolo de integridade adaptado de Tánago e Jalón (2011) aplicado na zona ripária dos riachos estudados.....	65
Anexo 2: Variáveis limnológicas mensuradas nos riachos estudados entre os meses de setembro a dezembro de 2016. TDS: Sólidos totais dissolvidos; COD: Carbono orgânico dissolvido; NTD: Nitrogênio total dissolvido.....	67
Anexo 3: Normas da revista <i>Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems</i> para a submissão de manuscritos.....	68

1 INTRODUÇÃO GERAL

1.1 Integridade ecológica de zonas ripárias

A integridade ecológica é definida como a capacidade de manter um sistema biológico equilibrado, integrado e adaptável, possuindo uma gama de elementos e processos esperados no habitat natural de uma região (KARR, 1991). O conceito de integridade ecológica apresenta a ideia de que, mesmo após uma perturbação, um sistema biológico pode manter a sua integridade, visto que conserva a maioria de seus componentes e funções (KAY, 1993; ANGERMEIER e KARR, 1994). A integridade ecológica pode ser alterada de várias maneiras, como a perda da diversidade de espécies (PAOLETTI, 1999; HILLEBRAND e BLENCKNER, 2002), o aumento da população de pragas (KOGAN e LATTIN, 1993; NARANJO et al., 2004) ou a diminuição da qualidade do habitat (COLLINGE, 1996). Em uma escala maior, a riqueza de espécies e relações de abundância podem responder a alterações de forma preditiva à perda da biodiversidade e aumento da dominância e tolerância das espécies (MAY, 1982; HILL e HAMER, 1998).

Em zonas ripárias, a avaliação da integridade ecológica e corpos d'água é importante para o monitoramento e gerenciamento de uma bacia hidrográfica (VILLENEUVE et al., 2015). Zonas ripárias são ecótonos entre os ecossistemas terrestre e aquático onde ocorrem interações biológicas, físicas e químicas (NAIMAN e LATTERELL, 2005). O termo “ecótono” foi utilizado pela primeira vez por Clements (1905) para definir uma zona de tensão entre dois ecossistemas diferentes. Estudos posteriores ao de Clements consideraram como condição necessária para reconhecer um ecótono, que os mesmos sejam zonas de transição (NAIMAN et al., 1988). A força das interações entre ecossistemas em transição, que variam em grandes escalas temporais e espaciais, é controlada pelo contraste entre manchas de recursos adjacentes (NAIMAN e DÉCAMPS, 1997). Zonas ripárias possuem recursos, controle de energia e fluxo de matéria orgânica, sendo locais sensíveis para interações entre populações biológicas e suas variáveis de controle (RISSER, 1995; NAIMAN et al., 1988; Figura 1).

As zonas ripárias atuam como corredores ecológicos (RODRIGUEZ-ITURBE et al., 2009) e são consideradas paisagens centrais em Ecologia, por contemplar uma ampla gama de espécies que são sustentadas pela heterogeneidade natural do ambiente

em todo o mundo (HLADYZ et al., 2011; FERREIRA et al., 2015). Paisagens homogêneas por estas monoculturas estão relacionadas com a perda da biodiversidade, pois a homogeneização reforça os efeitos da fragmentação, alterando características do solo, ciclo da água e nutrientes e diminui o potencial do ecossistema de resistir a eventos estocásticos e perturbações (WESTERN, 2001). Além disso, em paisagens homogêneas a biodiversidade e serviços ecossistêmicos acabam sendo comprometidos (TSCHARNTKE et al., 2005). Estes serviços ecossistêmicos incluem a produção de alimento, o controle de pragas, a polinização e os processos de decomposição (TILMAN et al., 2002; WILBY e THOMAS, 2002). Além disso, o armazenamento de carbono, a regulação do clima e do fluxo de água, o fornecimento de água limpa e a manutenção da fertilidade do solo também são serviços ecossistêmicos afetados pela redução da biodiversidade (CHAN et al., 2006).

1.2 Indicadores ecológicos

Indicadores ecológicos são organismos cujo *status* reflete ou prevê as condições do ambiente onde eles são encontrados, sendo facilmente monitorados (LANDRES et al., 1988; BURGER, 2006). São utilizados principalmente para avaliar a condição do meio ambiente ou para diagnosticar a causa de uma mudança ambiental (DALE e BEYELER, 2001). O uso de indicadores está embasado na ideia de que os efeitos cumulativos das modificações ambientais são integrados ou refletidos pelos padrões de diversidade, sucesso reprodutivo, ou taxa de crescimento de uma ou mais espécies (CAIRNS e PRATT, 1993; BARTELL, 2006; BURGER, 2006). As informações fornecidas por indicadores ecológicos também servem para prever futuras mudanças no ambiente, identificar ações de remediação ou, se monitorados ao longo do tempo, para identificar mudanças ou tendências nos indicadores (NIEMI e McDONALD, 2004). Um grande desafio continua sendo a dificuldade em diferenciar relações específicas de estressor-resposta em um ambiente com múltiplos estressores e a dificuldade em separar fontes antropogênicas ou naturais de variação (NIEMI et al., 2004).

Grupos taxonômicos como pássaros e mamíferos já foram considerados como os melhores indicadores ecológicos (TUXILL, 1998). Um estudo realizado por Lawler et al. (2003), utilizando sete grupos taxonômicos distintos (seis destes compostos por vertebrados), revelou que os peixes constituíram o melhor grupo entre os indicadores

analisados, indicando que esforços de planejamento de conservação baseados unicamente em indicadores terrestres, podem inadequadamente atender às necessidades de espécies aquáticas. Estes autores ainda sugerem que insetos, por responderem a diferenças mais finas no habitat, seriam melhores como grupos indicadores. Além disso, indicadores compostos por diversos grupos taxonômicos podem atuar como bons indicadores se responderem de forma diferente aos gradientes ambientais (PEARSON, 1994; RICKETTS et al., 1999). Portanto, a combinação de diferentes grupos de organismos e indicadores constituem uma estratégia precisa na avaliação de impactos ambientais (MUELLER et al., 2014).

1.2.1 Produção primária e Decomposição foliar

O impacto que as atividades antrópicas exercem sobre a integridade ecológica dos riachos pode ser verificada por meio da avaliação de componentes funcionais dos ecossistemas aquáticos, como as taxas de produção primária e decomposição (GESSNER e CHAUVET, 2002; MASESE et al., 2014; SILVA-JÚNIOR et al., 2014). Estes processos são influenciados pela integridade da vegetação ripária, atividade de macroinvertebrados aquáticos e microrganismos e são afetados por uma ampla gama de fatores ambientais, naturais ou antrópicos (YOUNG et al., 2008).

Em riachos de cabeceira, a maior parte da energia entra no sistema via matéria orgânica oriunda da vegetação terrestre, principalmente pelo aporte de folhas (WANTZEN et al., 2008). Nesses ambientes, predomina o metabolismo heterotrófico (CUMMINS, 1974), com produção primária alóctone respondendo por 90% da entrada de matéria orgânica para os fluxos da água (VANNOTE et al., 1980). A mata ripária fornece o material orgânico do qual a cadeia alimentar depende, e, portanto, influencia a estrutura funcional dos ecossistemas de transmissão (GREGORY et al., 1991).

A decomposição da matéria orgânica alóctone é um dos processos mais importantes que ocorrem em um ecossistema (BEGON et al., 2007). Este processo envolve mecanismos físicos, químicos e biológicos que transformam a matéria orgânica em formas cada vez mais estáveis (BERG e McCLAUGHERTY, 2007). É por meio da decomposição que os detritos vegetais (por ex., folhas, galhos) são convertidos em matéria orgânica dissolvida (MOD) por meio da lixiviação e em matéria orgânica

particulada fina (MOPF) por abrasão física ou quebra biológica (WALLACE et al., 1997).

Os fatores que controlam os processos de decomposição variam entre naturais (e.g., clima, posição longitudinal no rio) e aqueles que são fortemente influenciados por perturbação antrópica (por exemplo, produtos químicos, poluição orgânica) (YOUNG et al., 2008). Por serem influenciados por perturbações antrópicas, principalmente modificações nos usos do solo, os processos de decomposição podem atuar como indicadores da integridade ecológica do ecossistema (YOUNG e HURYIN, 1999). A decomposição é controlada por uma ampla gama de variáveis, integrando a condição ambiental ao longo do tempo e componentes estruturais químicos, físicos e biológicos, fazendo com que seu potencial para detectar impactos ambientais seja alto (GESSNER e CHAUVET, 2002; YOUNG et al., 2008).

O aumento da incidência de luz solar associado à elevadas concentrações de nutrientes nos riachos estão relacionados a alta produtividade primária (DELONG e BRUSVEN, 1994; BRACCIA et al., 2014). Nessas circunstâncias, em riachos com pouca ou nenhuma vegetação ripária, as comunidades aquáticas dependem da produção primária do sistema aquático (ENGLAND e ROSEMOND, 2004). Portanto, a remoção parcial ou total de mata ripária pode aumentar a produção primária em riachos (DAVIES et al., 2008) alterando o estado trófico desses sistemas (VON SCHILLER et al., 2008; BERNOT et al., 2006). Em ambientes aquáticos, as algas respondem rapidamente às condições que são favoráveis para o seu desenvolvimento, quer se trate de um aumento de insolação, ou a disponibilidade de nutrientes e substrato (CALIJURI et al., 2008). Por este motivo, a concentração de clorofila-a (constituente dos organismos produtores) pode ser utilizada como indicador da integridade ecológica em ambientes alterados (MAJDI et al., 2015).

1.2.2 Nitrogênio Total e Carbono Orgânico Dissolvido

A integridade ecológica pode ser avaliada por meio das variáveis físico-químicas da água (CHESSMAN e TOWNSEND, 2010; YU et al., 2016). Riachos drenados por práticas agrícolas apresentam altas concentrações de nitrogênio (N) devido ao carreamento dos fertilizantes agrícolas (HILL et al., 2011). A tendência é que as concentrações continuem aumentando nas próximas décadas devido ao

desenvolvimento e crescimento da população e maior demanda por alimentos (CARPENTER et al., 1998; DUAN et al., 2014). Elevadas concentrações de N nos corpos hídricos aumentam a biomassa de algas e alteram as concentrações de oxigênio dissolvido e a ciclagem de carbono (MEYER et al., 2005; CLAPCOTT et al., 2012). Dessa forma, o nitrogênio é responsável por intensas degradações no ambiente aquático, pois, entre outros prejuízos, tem a capacidade de alterar a estrutura da cadeia alimentar aquática (SWEENEY e NEWBOLD 2014).

O potencial da vegetação ripária de melhorar a qualidade da água removendo o N foi documentada à muito tempo (ASMUSSEN et al., 1979). O N é comumente transportado em sua forma dissolvida por meio de fluxos de subsuperfície (PIONKE et al., 2000). As matas ripárias retiram o N do escoamento superficial por meio desnitrificação (COOPER et al., 1993), absorção pela vegetação e fixação no solo pela atividade microbiana. A desnitrificação é um processo respiratório que exige uma fonte de carbono orgânico e depleção local das concentrações de oxigênio (SWEENEY e NEWBOLD, 2014).

O Carbono Orgânico Dissolvido (COD), desempenha um papel central na dinâmica dos ecossistemas aquáticos, afetando processos como o metabolismo, o equilíbrio entre autotrofia e heterotrofia, acidez, absorção de nutrientes e biodisponibilidade de compostos tóxicos (STANLEY et al., 2012). O COD é geralmente o composto orgânico dominante em fluxos de água, sendo de extrema importância para o fluxo de energia nestes locais (WETZEL e MANNY, 1972). O carbono nos ecossistemas aquáticos é derivado principalmente de processos que ocorrem em ecossistemas terrestres (FINLAY, 2003). A matéria orgânica que sustenta o fluxo de carbono dissolvido dos ecossistemas aquáticos terrestres pode ser oriunda de processos que ocorrem no solo, vegetação ripícola e paisagem (DAHLM, 1981; WILSON e XENOPOULOS, 2008). Além de sua função como fonte de energia para os organismos heterotróficos, o carbono orgânico influencia a absorção da radiação solar incidente, afeta o transporte e biodisponibilidade de metais pesados e controla o pH (STANLEY et al., 2012). Desta forma, o COD atua como "modulador" em sistemas aquáticos, modificando a influência e a consequência de outros produtos químicos e processos (PRAIRIE, 2008).

1.2.3 Grupos Tróficos Funcionais de Macroinvertebrados aquáticos

Macroinvertebrados aquáticos foram amplamente utilizados como indicadores (HEPP e SANTOS, 2009; MISERENDINO e MASI, 2010; SENSOLO et al., 2012), tanto pela abundância relativa de vários *taxa* (GUIJUN et al., 2012) quanto pelos grupos tróficos funcionais de macroinvertebrados aquáticos (ENCALADA et al., 2010). Por exemplo, indicadores relacionados às comunidades de macroinvertebrados têm sido frequentemente utilizados para detectar os impactos relacionados com mudanças no uso da terra e desmatamento de matas ripárias sobre os riachos (BAILEY et al., 2004; BONADA et al., 2006; DEATH e COLLIER, 2010). Alterações na estrutura e composição de comunidades de macroinvertebrados são algumas das principais respostas ecológicas a estas mudanças (PAUL e MEYER, 2006). Alterações relacionadas principalmente com a conversão de florestas em agricultura são bem documentadas (HEPP e SANTOS, 2009; HEPP et al., 2010; MOLOZZI et al., 2007; NESSIMIAN et al., 2008; ROQUE et al., 2009; SALVARREY et al., 2014). Comparações entre riachos agrícolas e naturais mostraram que nos riachos naturais existe maior riqueza e menor densidade de *taxa* tolerantes (HEPP et al., 2010).

Os macroinvertebrados aquáticos podem ser classificados em diferentes Grupos Tróficos Funcionais (GTF) de acordo com o processamento da matéria orgânica (CUMMINS et al., 2005). Entre os GTF, os fragmentadores são responsáveis por converter a matéria orgânica particulada grossa em matéria orgânica particulada fina, assimilando o carbono dissolvido em biomassa animal (ALLAN e CASTILLO, 2007). Estes processos são realizados porque os fragmentadores promovem a fragmentação de folhas, contribuindo para o fluxo de matéria e energia das cabeceiras para áreas a jusante (GRAÇA, 2001). Por outro lado, a erosão do solo em riachos agrícolas aumenta a quantidade de sedimento em suspensão (KILONZO et al., 2014), elevando a abundância de coletores e de filtradores (KILONZO et al., 2014; BERTASO et al., 2015). Coletores e filtradores alimentam-se da MOPF que se encontra no sedimento em suspensão (MERRITT et al., 2005). Por sua vez, os raspadores alimentam-se principalmente de algas, por meio da raspagem do perifiton aderido em substratos rochosos (LOCK, 1981). Os predadores, por sua vez, são macroinvertebrados aquáticos

adaptados a se alimentarem de presas, pertencentes a qualquer GTF (CUMMINS e KLUG, 1979).

1.2.4 Fauna de Coleoptera

Como indicadores terrestres, os Coleoptera foram utilizados como indicadores de diferentes níveis de perturbação do habitat (VÁSQUEZ-VÉLEZ et al. 2010). Os invertebrados terrestres desempenham um papel crucial na maioria dos processos ecológicos e são componentes-chave da estrutura e do funcionamento dos ecossistemas (CAJAIBA e SILVA, 2015; CAMPOS e HERNÁNDEZ, 2015). Alguns grupos estudados em ambientes aquáticos (e.g., Odonata e Coleoptera) também estão presentes nas áreas terrestres perto dos córregos, geralmente como adultos (STOCKAN et al., 2014). Um estudo utilizou Coleoptera como grupo indicador da integridade da zona ripária (JANUSCHKE e VERDONSCHOT, 2016). Os Coleoptera foram caracterizados como organismos capazes de responder aos regimes de inundação, estrutura da vegetação (GREENWOOD et al., 1996) e a heterogeneidade de habitats (EYRE et al., 2001).

Alguns grupos de Coleoptera são particularmente bem sucedidos na colonização de ambientes instáveis como as zonas ripárias (SKALSKI et al., 2016). Os Coleoptera predadores podem se alimentar principalmente de macroinvertebrados aquáticos (PAETZOLD et al., 2005), por isso, estes organismos constituem um componente importante na zona ripária, sendo fortemente dependentes de subsídios aquáticos e terrestres ao longo dos corredores fluviais (SKALSKI et al., 2016). Os Coleoptera apresentam alta tolerância à submersão (ANDERSEN, 1968), vôo ativo, capacidade de migrar (DEN BOER et al., 1980) e tamanho do corpo pequeno (LAMBEETS et al., 2009; SKALSKI et al., 2012). Estas adaptações enfatizam a dependência da ocorrência de besouros sobre a dinâmica natural dos riachos, o que os torna organismos modelo na pesquisa de comunidades ribeirinhas (RAINIO e NIEMELÄ, 2003).

1.2.5 Banco de Plântulas

As plântulas são utilizadas como indicadores, pois em áreas onde paisagens naturais são substituídas por paisagens antrópicas, estas sofrem alterações em seu

recrutamento, sendo sensíveis a tais alterações (SANTOS-SILVA et al., 2012). O restabelecimento da vegetação em ecossistemas degradados pode melhorar a integridade ecológica e a geomorfologia de rios e córregos em decorrência do aumento da qualidade do habitat e heterogeneidade, bem como a redução da erosão através da captura e estabilização de sedimentos (RUTHERFURD et al., 2000; ERSKINE et al., 2009). A regeneração florestal é um processo de sucessão secundária em nível de comunidade e de ecossistema, que segue uma progressão de estágios durante os quais florestas apresentam um enriquecimento gradual de espécies e um aumento em complexidade estrutural e funcional (CHAZDON, 2012). O aumento gradual da cobertura de biomassa e copa de florestas em regeneração reforça a ciclagem de nutrientes (AMAZONAS et al., 2011), fornecendo melhores condições para o estabelecimento de plântulas (BERTACCHI et al., 2016).

Comunidades vegetais distintas são frequentemente associadas com diferentes unidades geomorfológicas, como a gama de processos hidrológicos que formam as unidades exercendo diferentes pressões seletivas no estabelecimento das espécies (KYLE e LEISHMAN, 2009). O resultado é o estabelecimento de um mosaico com comunidades de plantas em diferentes estágios sucessionais (HARRIS, 1987; RICHARDSON et al., 2007). As espécies de plantas pioneiras são altamente influenciadas pela hidrologia e geomorfologia e mais tarde, as espécies sucessionais subsequentes exercem os seus próprios controles em processos fluviais (CORENBLIT et al., 2008). A interação entre a vegetação, hidrologia e geomorfologia direciona a sucessão da vegetação juntamente com a evolução das características geomorfológicas, alterações na coesão dos sedimentos e as taxas de deposição (O'DONNELL et al., 2015).

1.3 Conflitos legais em relação às zonas ripárias

O Código Florestal (Lei Nº 12.651, de 25 de maio de 2012) dispõe de uma série de regulamentações acerca de zonas ripárias no território brasileiro. A mais importante delas está prevista pelo inciso I do art. 4º, que considera obrigatória a largura mínima de vegetação ripária de 30 metros, para os cursos d'água de menos de 10 metros de largura. Os principais problemas levantados sobre as modificações propostas pelo Código Florestal são em relação a eficiência da largura de vegetação proposta na manutenção de

serviços ecossistêmicos e na qualidade da água, ao fato de rios de caráter intermitente não estarem incluídos na obrigatoriedade e na punição proposta aos indivíduos que descumprirem a lei. Caso a largura mínima de vegetação não seja mantida pelos proprietários das referidas terras, este é punido com a obrigatoriedade de restabelecer a faixa de vegetação. Porém, a restauração segue uma série de critérios proporcionais ao tamanho da propriedade, e desta forma, indivíduos que cumpriram a legislação anterior acabam tendo que preservar faixas ciliares mais largas do que aqueles que não cumpriram a lei (GARCIA et al., 2016).

Além disso, foi aprovado o uso de espécies exóticas para a recomposição de Áreas de Proteção Permanente (APPs) sem nenhuma menção ao potencial invasor de algumas espécies, o que não é compatível com a função das APPs de proteção da biodiversidade (GARCIA et al., 2016). Desta forma, tão duvidosa e preocupante quanto a largura mínima estabelecida pelo Código Florestal, também são as estratégias para recuperação de zonas ripárias às quais os proprietários podem recorrer. As falhas nas estratégias de recuperação, partem da ausência de informações sobre quais características da zona ripária, contribuem efetivamente para a manutenção da integridade ecológica de riachos e zonas ripárias.

1.4 Objetivos e estrutura da dissertação

Essa dissertação aborda aspectos relacionados a integridade de zonas ripárias de riachos de pequena ordem localizados na região Alto Uruguai do Rio Grande do Sul. A região Alto Uruguai do Rio Grande do Sul possui sua economia concentrada basicamente na agricultura, onde a implementação de monoculturas substitui a vegetação natural em escalas da paisagem e também na zona ripária dos riachos, comprometendo a integridade ecológica desses ecossistemas. Desta forma, encontrar uma maneira eficiente de avaliar a integridade de riachos pode fornecer subsídios para futuros projetos de gerenciamento e restauração de zonas ripárias, contribuindo para a maior integridade de riachos.

Este estudo tem como objetivo principal avaliar as respostas de diferentes indicadores ecológicos frente à integridade ecológica de zonas ripárias de pequenos riachos. Assim, esta dissertação foi organizada em uma Introdução Geral, que apresenta bases conceituais sobre o assunto proposto. Na sequência, é apresentado um Capítulo,

na forma de manuscrito científico, apresentando os resultados obtidos no levantamento de dados. O manuscrito referente ao Capítulo I será submetido para a revista *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* e tem como título **“Uso de múltiplos indicadores para avaliação da integridade ecológica de zonas ripárias de pequenos riachos”**. O artigo foi norteado por duas perguntas principais: (i) quais características são mais eficientes para descrever a integridade de zonas ripárias em riachos de pequena ordem? (ii) de que maneira os indicadores ecológicos respondem a estas características? As referências e citações do manuscrito estão formatadas de acordo com as normas da revista de interesse. Por fim, é apresentado uma Conclusão Geral, onde é feito um apanhado geral sobre o estudo desenvolvido com a indicação de possíveis desdobramentos em novos estudos a serem realizados.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALLAN, J. D. Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics**, v. 35, p. 257-284, 2004.
- ALLAN, J. D.; CASTILLO, M. M. **Stream ecology: structure and function of running waters**. 2. ed. Berlin Heidelberg, New York: Springer, 2007. 358 p.
- AMAZONAS, N. T.; MARTINELLI, L. A.; PICCOLO M. C.; RODRIGUES, R. R. Nitrogen dynamics during ecosystem development in tropical forest restoration. **Forest Ecology and Management**, v. 262, p. 1551–1557, 2011.
- ANDERSEN, J. The effect of inundation and choice of hibernation sites of Coleoptera living on river banks. **Norsk Entomologisk Tidsskrift**, v. 15, n. 2, p. 115–133, 1968.
- ANGERMEIER, P. L.; KARR, J. R. Biological integrity versus biological diversity as policy directives. **BioScience**, v. 44, p. 690–697, 1994.
- ASMUSSEN, L. E.; SHERIDAN, J. M.; BOORAM, C. V. Nutrient movement in streamflow from agricultural watersheds in the Georgia Coastal Plain. **Transactions of the ASAE**, v. 22, n. 4, p. 809-0815, 1979.
- BAILEY, R. C.; NORRIS, R. H.; REYNOLDSON, T. B. Bioassessment of Freshwater Ecosystems—Using the Reference Condition Approach. **Springer**, New York, 2004.
- BARTELL, Steven M. Biomarkers, bioindicators, and ecological risk assessment—a brief review and evaluation. **Environmental Bioindicators**, v. 1, n. 1, p. 60-73, 2006.
- BEGON, M.; TOWNSEND, C.; HARPER, J. L. **Ecologia: de Indivíduos a Ecossistemas**. 4. ed. Porto Alegre: Artmed, 2007. 752 p.
- BERG, B.; STEFFEN, K. T.; MCCLAUGHERTY, C. Litter decomposition rate is dependent on litter Mn concentrations. **Biogeochemistry**, v. 82, n. 1, p. 29-39, 2007.
- BERNOT, M. J.; TANK, J. L.; ROYER, T. V.; DAVID, M. B. Nutrient uptake in streams draining agricultural catchments of the midwestern United States. **Freshwater Biology**, v. 51, n. 3, p. 499-509, 2006.
- BERTACCHI, M. I. F.; AMAZONAS, N. T.; BRANCALION, P. H. S.; BRONDANI, G. E.; OLIVEIRA, A. C. S.; PASCOA, M. A. R.; RODRIGUES, R. R. Establishment of tree seedlings in the understory of restoration plantations: natural regeneration and enrichment plantings. **Restoration Ecology**, v. 24, p. 100-108, 2016.
- BERTASO, T. R. N.; SPIES, M. R.; KOTZIAN, C. B.; FLORES, M. L. T. Effects of forest conversion on the assemblages' structure of aquatic insects in subtropical regions. **Revista Brasileira de Entomologia**, v. 59, p. 43-49, 2015.

BONADA, N.; PRAT, N.; RESH, V. H.; STATZNER, B. Developments in aquatic insect biomonitoring: a comparative analysis of different approaches. **Annual Review of Entomology**, v. 51, p. 495-523, 2006.

BRACCIA, A.; EGGERT, S. L.; KING, N. Macroinvertebrate colonization dynamics on artificial substrates along an algal resource gradient. **Hydrobiologia**, v. 727, p. 1-18, 2014.

BRASIL. Lei nº 12.651 de 25 de maio de 2012. *Código Florestal*. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 25 mai. 2012. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2011-2014/2012/Lei/L12651.htm> Acesso em: 12 de janeiro de 2018.

BURGER, J. Bioindicators: types, development, and use in ecological assessment and research. **Environmental Bioindicators**, v. 1, n. 1, p. 22-39, 2006.

CAIRNS JR., J.; PRATT, J. R. A history of biological monitoring using benthic macroinvertebrates. In: ROSENBERG, D. M.; RESH, V. H. (Eds.), **Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates**. Chapman & Hall, New York, p. 10–27, 1993.

CAJAIBA, R. L.; DA SILVA, W. B. Abundância e Diversidade de Coleópteros de Solo em Fragmentos de Capoeira ao Entorno da Zona Urbana do Município de Uruará-PA, Brasil. **EntomoBrasilis**, v. 8, n. 1, p. 30-37, 2015.

CALIJURI, M. C.; CUNHA, D. G. F.; QUEIROZ, L. A.; MOCCELLIN, J.; MIWA, A. C. P. Nutrients and chlorophyll-a concentrations in tropical rivers of Ribeira de Iguape Basin, SP, Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 20, n. 2, p. 131-138, 2008.

CAMPOS, R. C.; HERNÁNDEZ, M. I. Changes in the dynamics of functional groups in communities of dung beetles in Atlantic forest fragments adjacent to transgenic maize crops. **Ecologica Indicators**, v. 49, p. 216-227, 2015.

CARPENTER, S. R.; CARACO, N. F.; CORRELL, D. L.; HOWARTH, R. W.; SHARPLEY, A. N.; SMITH, V. H. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. **Ecological Applications**, v. 8, n. 3, p. 559-568, 1998.

CHAN, K. M.; SHAW, M. R.; CAMERON, D. R.; UNDERWOOD, E. C.; DAILY, G. C. Conservation planning for ecosystem services. **PLoS Biology**, v. 4, n. 11, p. 2138-2152, 2006.

CHAZDON, R. L. Regeneração de florestas tropicais Tropical forest regeneration. **Boletim Museu Paraense Emílio Goeldi de Ciências Naturais**, v. 7, p. 195-218, 2012.

CHESSMAN, B. C.; TOWNSEND, S. A. Differing effects of catchment land use on water chemistry explain contrasting behaviour of a diatom index in tropical northern and temperate southern Australia. **Ecological Indicators**, v. 10, n. 3, p. 620-626, 2010.

CLAPCOTT, J. E.; COLLIER, K. J.; DEATH, R. G.; GOODWIN, E. O.; HARDING, J. S.; KELLY, D.; LEATHWICK, J. R.; YOUNG, R. G. Quantifying relationships between land-use gradients and structural and functional indicators of stream ecological integrity. **Freshwater Biology**, v. 57, p. 74–90, 2012.

CLEMENTS, F.E. **Research Methods in Ecology**. University Publishing Company, Lincoln, NE, US, 1905.

COLLINGE, S. K. Ecological consequences of habitat fragmentation: implications for landscape architecture and planning. **Landscape and Urban Planning**, v. 36, p. 59–77, 1996.

COOPER, C. M. Biological effects of agriculturally derived surface-water pollutants on aquatic systems: a review. **Journal of Environmental Quality**, v. 22, p. 402–408, 1993.

CORENBLIT, D.; GURNELL, A. M.; STEIGER, J.; TABACCHI, E. Reciprocal adjustments between landforms and living organisms: extended geomorphic evolutionary insights. **Catena**, v. 73, n. 3, p. 261–273, 2008.

CUMMINS, K. W. Structure and function of stream ecosystems. **Bioscience**, v. 24, n. 63, p. 1–41, 1974.

CUMMINS, K. W.; KLUG, M. J. Feeding ecology of stream invertebrates. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 10, n. 1, p. 147–172, 1979.

CUMMINS, K. W.; MERRITT, R. W.; ANDRADE, P. C. N. The use of invertebrate functional groups to characterize ecosystem attributes in selected streams and rivers in south Brazil. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, v. 40, n. 1, p. 69–89, 2005.

DAHLM, C. N. Pathways and mechanisms for removal of dissolved organic carbon from leaf leachate in streams. **Canadian journal of fisheries and aquatic sciences**, v. 38, n. 1, p. 68–76, 1981.

DALE, V. H.; BEYELER, S. C. Challenges in the development and use of ecological indicators. **Ecological Indicators**, v. 1, n. 1, p. 3–10, 2001.

DEATH, R. G.; COLLIER, K. J. Measuring stream macroinvertebrate responses to gradients of vegetation cover: when is enough enough? **Freshwater Biology**, v. 55, p. 1447–1464, 2010.

DÉCAMPS, H.; NAIMAN, R. J. (Ed.). **The ecology and management of aquatic-terrestrial ecotones**. CRC Press, 1990.

DELONG, M. D.; BRUSVEN, M. A. Allochthonous input of organic-matter from different riparian habitats of a agriculturally impacted stream. **Environmental Management**, v. 18, p. 59–71, 1994.

DUAN, Y.; XU, M.; GAO, S.; YANG, X.; HUANG, S.; LIU, H.; WANG, B. Nitrogen use efficiency in a wheat–corn cropping system from 15 years of manure and fertilizer applications. **Field Crops Research**, v. 157, p. 47-56, 2014.

ENCALADA, A. C.; CALLES, J.; FERREIRA, V.; CANHOTO, C. M.; GRAÇA, M. A. S., Riparian land use and the relationship between the benthos and litter decomposition in tropical montane streams. **Freshwater Biology**, v. 55, n. 8, p. 1719-1733, 2010.

ENGLAND, L. E.; ROSEMOND, A. D. Small reductions in forest cover weaken terrestrial-aquatic linkages in headwater streams. **Freshwater Biology**, v. 49, n. 6, p. 721-734, 2004.

ERSKINE, W.; CHALMERS, A.; KEENE, A.; CHEETHAM, M.; BUSH, R. Role of a rheophyte in bench development on a sand-bed river in southeast Australia. **Earth Surface Processes and Landforms**, v. 34, n. 7, p. 941-953, 2009.

EYRE, M. D.; LUFF, M. L.; PHILLIPS, D. A. The ground beetles (Coleoptera, Carabidae) of exposed riverine sediments in Scotland and northern England. **Biodiversity Conservation**, v. 10, p. 403–426, 2001.

FERREIRA, V.; LARRAÑAGA, A.; GULIS, V.; BASAGUREN, A.; ELOSEGI, A.; GRAÇA, M. A.; POZO, J. The effects of eucalypt plantations on plant litter decomposition and macroinvertebrate communities in Iberian streams. **Forest Ecology and Management**, v. 335, p. 129-138, 2015.

FINLAY, J. C. Controls of streamwater dissolved inorganic carbon dynamics in a forested watershed. **Biogeochemistry**, v. 62, n. 3, p. 231-252, 2003.

FISHER, S. G.; LIKENS, G. E. Energy flow in Bear Brook, New Hampshire: an integrative approach to stream ecosystem metabolism. **Ecological Monographs**, v. 43, n. 4, p. 421-439, 1973.

GARCIA, L. C.; ELLOVITCH, M. F.; RODRIGUES, R. R.; BRANCALION, P. H. S.; MATSUMOTO, M. H.; GARCIA, F. C.; LOYOLA, R.; LEWINSOHN, T. M. Análise científica e jurídica das mudanças no Código Florestal, a recente Lei de Proteção da Vegetação Nativa. Rio de Janeiro, RJ: ABECO; Ed. UFMS, 2016, 43 p.

GESSNER, M. O.; CHAUVET, E. A case for using litter breakdown to assess functional stream integrity. **Ecological Applications**, v.12, p. 498-510, 2002.

GRAÇA, M. A. S. The role of invertebrates on leaf litter decomposition in streams—a review. **International Review of Hydrobiology**, v. 86, n. 4-5, p. 383-393, 2001.

GREENWOOD, M.T.; BICKERTON, M. A.; PETTS, G. E. Floodplain Coleoptera distributions: River Trent, UK. **Large Rivers**, p. 427-437, 1996.

GREGORY, S. V.; SWANSON, F. J.; MCKEE, W. A.; CUMMINS, K. W. An ecosystem perspective of riparian zones. **BioScience**, v. 41, n. 8, p. 540-551, 1991.

GUIJUN, Y.; BOQIANG, Q.; XIANGMING, T.; ZHIJUN, G.; CHUNNI, Z.; HUA, Z.; IAODONG, W. Contrasting zooplankton communities of two bays of the large, shallow, eutrophic Lake Taihu, China: Their relationship to environmental factors. **Journal of Great Lakes Research**, v. 38, n. 2, p. 299-308, 2012.

HARRIS, R. R. Occurrence of vegetation on geomorphic surfaces in the active floodplain of a California alluvial stream. **American Midland Naturalist**, p. 393-405, 1987.

HEPP, L. U.; MILESI, S.V.; BIASI, C.; RESTELLO, R. M. Effects of agricultural and urban impacts on macroinvertebrates assemblages in streams (Rio Grande do Sul, Brazil). **Zoologia**, v. 27, p. 106-113, 2010.

HEPP, L. U.; SANTOS, S. Benthic communities of streams related to different land uses in a hydrographic basin in southern Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 157, n. 1-4, p. 305-318, 2009.

HILL, J. K.; HAMER, K. C. Using species abundance models as indicators of habitat disturbance in tropical forests. **Journal of Applied Ecology**, v. 35, n. 3, p. 458-460, 1998.

HILL, B. H.; BOLGRIEN, D. W.; HERLIHY, A. T.; JICHA, T. M.; ANGRADI, T. R. A synoptic survey of nitrogen and phosphorus in tributary streams and great rivers of 20 the upper Mississippi, Missouri, and Ohio River Basins. **Water, Air and Soil Pollution**, v. 216, p. 605-619, 2011.

HILLEBRAND, H.; BLECKNER, T. Regional and local impact on species diversity—from pattern to processes. **Oecologia**, v. 132, n. 4, p. 479-491, 2002.

HLADYZ, S.; ÅBJÖRNSSON, K.; CARISS, H.; CHAUVET, E.; DOBSON, M.; ELOSEGI, A.; FERREIRA, V.; FLEITUCH, T.; GESSNER, M. O.; GILLER, P. S.; GULIS, V.; HUTTON, S. A.; LACOURSIERE, J. O.; LAMOTHE, S.; LECERF, A.; MALMQVIST, B.; MCKIE, B. G.; NISTORESCU, M.; PREDA, E.; RIIPNEN, M. P.; RISNOVEANU, G.; SCHINDLER, M.; TIEGS, S. D.; VOUGHT, L.; WOODWARD, B. M. G. Stream ecosystem functioning in an agriculture landscape: the importance of terrestrial-aquatic linkages. **Advances in Ecological Researches**, v. 44, p. 211-276, 2011.

JANUSCHKE, K.; VERDONSCHOT, R. C. M. Effects of river restoration on riparian ground beetles (Coleoptera: Carabidae) in Europe. **Hydrobiologia**, v. 769, n. 1, p. 93-104, 2016.

KARR, J. R. Assessment of biotic integrity using fish communities. **Fisheries**, v. 6, n. 6, p. 21-27, 1981.

KARR, J. R. Biological integrity: A long-neglected aspect of water resource management. **Ecological applications**, v. 1, n. 1, p. 66-84, 1991.

KAY, J. J. On the nature of ecological integrity: some closing comments. **Ecological Integrity and the Management of Ecosystems**, St. Lucie, Delray Beach, FL, 1993.

KILONZO, F.; MASESE, F. O.; VAN GRIENSVEN, A.; BAUWENS, W.; OBANDO, J.; LENS, P. N. L. Spatial–temporal variability in water quality and macro-invertebrate assemblages in the Upper Mara River basin, Kenya. **Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C**, v. 67, p. 93-104, 2014.

KOGAN, M.; LATTIN, J.D. Insect conservation and pest management. **Biodiversity & Conservation**, v. 2, n. 3, p. 242-257, 1993.

KYLE, G.; LEISHMAN, M. R. Functional trait differences between extant exotic, native and extinct native plants in the Hunter River, NSW: a potential tool in riparian rehabilitation. **River Research and Applications**, v. 25, n. 7, p. 892, 2009.

LAMBEETS, K.; VANDEGEHUCHTE, M. L.; MAELFAIT, J. P.; BONTE, D. Integrating environmental conditions and functional life-history traits for riparian arthropod conservation planning. **Biological Conservation**, v. 142, n. 3, p. 625-637, 2009.

LANDRES, P. B.; VERNER, J.; THOMAS, J. W. Ecological uses of vertebrate indicator species: a critique. **Conservation Biology**, v. 2, n. 4, p. 316-328, 1988.

LAWLER, J. J.; WHITE, D.; SIFNEOS, J. C.; MASTER, L. L. Rare species and the use of indicator groups for conservation planning. **Conservation Biology**, v. 17, n. 3, p. 875-882, 2003.

LEUNDA, P. M.; OSCOZ, J.; MIRANDA, R.; ARINO, A. H. Longitudinal and seasonal variation of the benthic macroinvertebrate community and biotic indices in an undisturbed Pyrenean river. **Ecological Indicators**, v. 9, n. 1, p. 52-63, 2009.

LIKENS, G. E.; KINNE, O.; WILLIAMS, W. D. **The Ecosystem Approach: its use and abuse**, 1992.

LIMA, W. P.; ZAKIA, M. J. B. Hidrologia de matas ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. F. (Eds.). **Matas Ciliares: conservação e recuperação**. EDUSP, São Paulo, p. 33-44, 2000.

LOCK, M. A. River epilithon—a light and organic energy transducer. In: **Perspectives in running water ecology**. Springer, Boston, MA, p. 3-40, 1981.

MAGETTE, W. L.; BRINSFIELD, R. B.; PALMER, R. E.; WOOD, J. D. Nutrient and sediment removal by vegetated filter strips. **Transactions of the Associate Society of Agricultural and Biological Engineers**, v. 32, p. 663-667, 1989.

MAJDI, N.; BOICHÉ, A.; TRAUNSPURGER, W.; LECERF, A. Community patterns and ecosystem processes in forested headwater streams along a gradient of riparian canopy openness. **Fundamental and Applied Limnology/Archiv für Hydrobiologie**, v. 187, n. 1, p. 63-78, 2015.

MASESE, F. O.; KITAKAB, N.; KIPKEMBOIB, J.; GETTELA, G. M.; IRVINE, K.; McCLAINA, M. E. Litter processing and shredder distribution as indicators of riparian

and catchment influences on ecological health of tropical streams. **Ecological Indicators**, v. 46, p. 23-37, 2014.

MAY, R. M. Patterns of species abundance and diversity. In: CODY, L. M.; DIAMOND, J. M.C. P. (Eds.), **Ecology and Evolution of Communities**. The Belknap Press of Harvard University Press, p. 81–120, 1982.

MERRITT, R. W.; CUMMINS, K. W.; ANDRADE, P. C. N. The use of invertebrate functional groups to characterize ecosystem attributes in selected streams and rivers in south Brazil. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, v. 40, n. 1, p. 69-89, 2005.

MEYER, C.; LEA, U. S.; PROVAN, F.; KAISER, W. M.; LILLO, C. Is nitrate reductase a major player in the plant NO (nitric oxide) game? **Photosynthesis Research**, v. 83, n. 2, p. 181-189, 2005.

MICHEZ, A.; PIÉGAY, H.; TOROMANOFF, F.; BROGNA, D.; BONNET, S.; LEJEUNE, P.; CLAESSENS, H. LiDAR derived ecological integrity indicators for riparian zones: Application to the Houille river in Southern Belgium/Northern France. **Ecological Indicators**, v. 34, p. 627-640, 2013.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, ECOSYSTEMS AND HUMAN WELL-BEING: Synthesis. Island Press, Washington, DC, 2005.

MISERENDINO, M. A.; MASI, C. I. The effects of land use on environmental features and functional organization of macroinvertebrate communities in Patagonian low order streams. **Ecological indicators**, v. 10, n. 2, p. 311-319, 2010.

MOLOZZI, J.; HEPP, L. U.; DIAS, A. D. S. Influence of rice crop on the benthic community in Itajaí Valley (Santa Catarina, Brazil). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 19, n. 4, p. 383-392, 2007.

MUELLER, M.; PANDER, J.; GEIST, J. A new tool for assessment and monitoring of community and ecosystem change based on multivariate abundance data integration from different taxonomic groups. **Environmental Systems Research**, v. 3, n. 1, p. 12, 2014.

MUSCUTT, A. D.; HARRIS, G. L.; BAILEY, S. W.; DAVIES, D. B. Buffer zones to improve water quality: a review of their potential use in UK agriculture. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 45, n. 1-2, p. 59-77, 1993.

NAIMAN, R. J.; DECAMPS, H. The ecology of interfaces: riparian zones. **Annual review of Ecology and Systematics**, v. 28, n. 1, p. 621-658, 1997.

NAIMAN, R. J.; DÉCAMPS, H.; PASTOR, J.; JOHNSTON, C. A. The potential importance of boundaries of fluvial ecosystems. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 7, n. 4, p. 289-306, 1988.

- NAIMAN, R. J.; DECAMPS, H.; POLLOCK, M. The role of riparian corridors in maintaining regional biodiversity. **Ecological Applications**, v. 3, n. 2, p. 209-212, 1993.
- NAIMAN, R. J.; LATTERELL, J. J. Principles for linking fish habitat to fisheries management and conservation. **Journal of Fish Biology**, v. 67, n. sB, p. 166-185, 2005.
- NARANJO, S. E.; ELLSWORTH, P. C.; HAGLER, J. R. Conservation of natural enemies in cotton: role of insect growth regulators in management of *Bemisia tabaci*. **Biological Control**, v. 30, n. 1, p. 52-72, 2004.
- NDARUGA, A. M.; NDIRITU, G. G.; GICHUKI, N. M.; WAMICHA, W. N. Impact of water quality on macroinvertebrate assemblages along a tropical stream in Kenya. **African Journal of Ecology**, v. 42, n. 3, p. 208-216, 2004.
- NESSIMIAN, J. L.; VENTICINQUE, E. M.; ZUANON, J.; DE MARCO JR., P.; GORDO, M.; FIDELIS, L.; BATISTA, J. D.; JUEN, L. Land use, habitat integrity, and aquatic insect assemblages in Central Amazonian streams. **Hydrobiologia**, v. 614, p. 117-131, 2008.
- NICHOLS, E.; SPECTOR, S.; LOUZADA, J.; LARSEN, T.; AMEZQUITA, S.; FAVILA, M. E. Ecological functions and ecosystem services provided by Scarabaeinae dung beetles. **Biological Conservation**, v. 141, n. 6, p. 1461-1474, 2008.
- NIEMI G. J.; WARDROP D. H.; BROOKS R. P. Rationale for a new generation of indicators for coastal waters. **Environmental Health Perspectives**, v. 112, n. 9, p. 979, 2004.
- NIEMI, G. J.; MCDONALD, M. E. Application of ecological indicators. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 35, p. 89-111, 2004.
- O'DONNELL, J.; FRYIRS, K.; LEISHMAN, M. R. Can the regeneration of vegetation from riparian seed banks support biogeomorphic succession and the geomorphic recovery of degraded river channels? **River Research and Applications**, v. 31, n. 7, p. 834-846, 2015.
- PAETZOLD, A.; SCHUBERT, C. J.; TOCKNER, K. Aquatic terrestrial linkages along a braided-river: riparian arthropods feeding on aquatic insects. **Ecosystems**, v. 8, n. 7, p. 748-759, 2005.
- PAOLETTI, M. G. Using bioindicators based on biodiversity to assess landscape sustainability. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 74, n. 1, p. 1-18, 1999.
- PAUL, M. J.; MEYER, J. L.; COUCH, C. A. Leaf breakdown in streams differing in catchment land use. **Freshwater Biology**, v. 51, n. 9, p. 1684-1695, 2006.

- PEARSON, D. L. Selecting indicator taxa for the quantitative assessment of biodiversity. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London**, v. 345, n. 1311, p. 75-79, 1994.
- PIONKE, H. B.; GBUREK, W. J.; SHARPLEY, A. N. Critical source area controls on water quality in an agricultural watershed located in the Chesapeake Basin. **Ecological Engineering**, v. 14, n. 4, p. 325-335, 2000.
- PRAIRIE, Y. T. Carbocentric limnology: looking back, looking forward. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 65, n. 3, p. 543-548, 2008.
- RAINIO, J.; NIEMELÄ, J. Ground beetles (Coleoptera: Carabidae) as bioindicators. **Biodiversity & Conservation**, v. 12, n. 3, p. 487-506, 2003.
- RICHARDSON, J.S.; DANEHY, R.J. A synthesis of the ecology of headwater streams and their riparian zones in temperate forests. **Forest Science**, v. 53, n. 2, p. 131-147, 2007.
- RICKETTS, T. H.; DINERSTEIN, E.; OLSON, D. M.; LOUCKS, C. Who's where in North America? Patterns of species richness and the utility of indicator taxa for conservation. **Bioscience**, v. 49, n. 5, p. 369-381, 1999.
- RISSER, P. G. The status of the science examining ecotones. **BioScience**, v. 45, n. 5, p. 318-325, 1995.
- RODRIGUEZ-ITURBE, I.; MUNEEPEERAKUL, R.; BERTUZZO, E.; LEVIN, S. A.; RINALDO, A. River networks as ecological corridors: a complex systems perspective for integrating hydrologic, geomorphologic, and ecologic dynamics. **Water Resources Research**, v. 45, n. 1, p. W01413, 2009.
- ROQUE, F. O.; SIQUEIRA, T.; ESCARPINATI, S. C. Do fallen fruit-dwelling Chironomids in streams respond to riparian degradation? **Pan-American Journal of Aquatic Science**, v. 4, p. 357-362, 2009.
- RUTHERFURD, I. D.; MARSH, N.; JERIE, K. **A rehabilitation manual for Australian streams**. Canberra, Australia: Land and Water Resources Research and Development Corporation and Cooperative Research Centre for Catchment Hydrology, 2000.
- SALVARREY, A. V. B.; KOTZIAN, C. B. K.; SPIES, M. R. BRAUN, B. M. The influence of natural and anthropic environmental variables on the structure and spatial distribution along longitudinal gradient of macroinvertebrate communities in southern Brazilian streams. **Journal of Insect Science**, v. 14, n. 1, 2014.
- SCHLOSSER, I. J. Stream fish ecology: a landscape perspective. **BioScience**, v. 41, n. 10, p. 704-712, 1991.
- SENSOLO, D.; HEPP, L. U.; DECIAN, V.; RESTELLO, R. M. Influence of landscape on assemblages of Chironomidae in Neotropical streams. In: **Annales de Limnologie-International Journal of Limnology**, EDP Sciences, p. 391-400, 2012.

- SILVA-JÚNIOR, E. F.; MOULTON, T. P.; BÖECHAT, I. G.; GÜCKER, B. Leaf decomposition and ecosystem metabolism as functional indicators of land use impacts on tropical streams. **Ecological Indicators**, v. 36, p. 195-204, 2014.
- SKALSKI, T.; KĘDZIOR, R.; RADECKI-PAWLIK, A. Riverine ground beetles as indicators of inundation frequency of mountain stream: a case study of the Ochotnica Stream, Southern Poland. **Baltic Journal of Coleopterology**, v. 12, n. 2, p. 117-126, 2012.
- SKALSKI, T.; KĘDZIOR, R.; WYŻGA, B.; RADECKI-PAWLIK, A.; PLESIŃSKI, K.; ZAWIEJSKA, J. Impact of Incision of Gravel-bed Rivers on Ground Beetle Assemblages. **River Research and Applications**, v. 32, n. 9, p. 1968-1977, 2016.
- STANLEY, E. H.; POWERS, S. M.; LOTTIG, N. R.; BUFFAM, I.; CRAWFORD, J. T. Contemporary changes in dissolved organic carbon (DOC) in human-dominated rivers: is there a role for DOC management? **Freshwater Biology**, v. 57, n. s1, p. 26-42, 2012.
- STOCKAN, J. A.; BAIRD, J.; LANGAN, S. J.; YOUNG, M. R.; IASON, G. R. Effects of riparian buffer strips on ground beetles (Coleoptera, Carabidae) within an agricultural landscape. **Insect Conservation and Diversity**, v. 7, n. 2, p. 172-184, 2014.
- SUGA, C. M.; TANAKA, M. O. Influence of a forest remnant on macroinvertebrate communities in a degraded tropical stream. **Hydrobiologia**, v. 703, p. 203-213, 2013.
- SWEENEY, B. W.; NEWBOLD, J. D. Streamside forest buffer width needed to protect stream water quality, habitat, and organisms: a literature review. **JAWRA Journal of the American Water Resources Association**, v. 50, n. 3, p. 560-584, 2014.
- TABACCHI, E.; CORRELL, D. L.; HAUER, R.; PINAY, G.; PLANTY-TABACCHI, A. M.; WISSMAR, R. C. Development, maintenance and role of riparian vegetation in the river landscape. **Freshwater Biology**, v. 40, n. 3, p. 497-516, 1998.
- TILMAN, D.; CASSMAN, K. G.; MATSON, P. A.; NAYLOR, R.; POLASKY, S. Agricultural sustainability and intensive production practices. **Nature**, v. 418, n. 6898, p. 671-677, 2002.
- TSCHARNTKE, T.; STEFFAN-DEWENTER, I.; KRUESS, A.; THIES, C. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity – ecosystem service management. **Ecology Letters**, v. 8, p. 857–874, 2005.
- TUXILL, J. Losing in the web of life: vertebrate declines and the conservation of biological diversity. World Watch paper 141. World Watch Institute, Washington, D.C., 1998.
- VANNOTE, R. L.; MINSHALL, G. W.; CUMMINS, K. W.; SEDELL, J. R.; CUSHING, C. E. The river continuum concept. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 37, n. 1, p. 130-137, 1980.
- VÁSQUEZ-VÉLEZ, L. M.; BERMÚDEZ, C.; CHACÓN, P.; LOZANO-ZAMBRANO, F. H. Analysis of the richness of Staphylinidae (Coleoptera) on different scales of a sub-

Andean rural landscape in Colombia. **Biodiversity and Conservation**, v. 19, n. 7, p. 1917-1931, 2010.

VILLENEUVE, B.; SOUCHON, Y.; USSEGLIO-POLATERA, P.; FERRÉOL, M.; VALETTE, L. Can we predict biological condition of stream ecosystems? A multi-stressors approach linking three biological indices to physico-chemistry, hydromorphology and land use. **Ecological Indicators**, v. 48, p. 88-98, 2015.

VON SCHILLER, D.; MARTÍ, E.; RIERA, J. L. RIBOT, M.; MARKS, J. C.; SABATER, F. Influence of land use on stream ecosystem function in a Mediterranean catchment. **Freshwater Biology**, v. 53, p. 2600-2612, 2008.

WALLACE, J. B.; EGGERT, S. L.; MEYER, J. L.; WEBSTER, J. R. Multiple Trophic Levels of a Forest Stream Linked to Terrestrial Litter Inputs. **Science**, v. 277, p. 102-104, 1997.

WANTZEN, K. M.; YULE, C. M.; TOCKNER, K.; JUNK, W. J. Riparian Wetlands of Tropical Streams, in: Dudgeon, D. (Ed). **Tropical Stream Ecology**. London, Elsevier, 199-217, 2008.

WESTERN, D. Human-modified ecosystems and future evolution. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 98, n. 10, p. 5458-5465, 2001.

WETZEL, R. G.; MANNY, B. A. Secretion of dissolved organic carbon and nitrogen by aquatic macrophytes: With 9 figures and 2 tables in the text. **Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen**, v. 18, n. 1, p. 162-170, 1972.

WILBY, A.; THOMAS, M. B. Natural enemy diversity and pest control: patterns of pest emergence with agricultural intensification. **Ecology Letters**, v. 5, n. 3, p. 353-360, 2002.

WILSON H. F.; XENOPOULOS M. A. Ecosystem and seasonal control of stream dissolved organic carbon along a gradient of land use. **Ecosystems**, v. 11, p. 555-568, 2008.

WOODWARD, G. Stream ecosystem functioning in an agricultural landscape: the importance of terrestrial-aquatic linkages. In: **Advances in Ecological Research**. Academic Press, p. 211-276, 2011.

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

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

YU, S.; XUA, Z.; WUC, W.; ZUO, D. Effect of land use types on stream water quality under seasonal variation and topographic characteristics in the Wei River basin, China. **Ecological Indicators**, v. 60, p. 202-212, 2016.

CAPÍTULO I

USO DE MÚLTIPLOS INDICADORES PARA AVALIAÇÃO DA INTEGRIDADE ECOLÓGICA DE ZONAS RIPÁRIAS DE PEQUENOS RIACHOS

Rayana C. Picolotto; Rozane M. Restelo; Vanderlei S. Decian; Luiz U. Hepp.

Manuscrito que será submetido a revista *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater
Ecosystems* (Qualis B1, Área de biodiversidade)

Uso de múltiplos indicadores para avaliação da integridade ecológica de zonas ripárias de pequenos riachos

Resumo

1 As zonas ripárias atuam como corredores ecológicos e são fundamentais para a manutenção da biodiversidade. Porém, a substituição da vegetação natural por agricultura é uma das principais ameaças a integridade ecológica destes ambientes. Assim, o uso de múltiplos indicadores ecológicos fornece informações mais completas sobre a complexidade da integridade ecológica em zonas ripárias.

2 Esse estudo tem como objetivos definir as características mais eficientes para descrever a integridade de zonas ripárias em riachos de pequena ordem e avaliar a resposta de indicadores ecológicos sobre a qualidade de ambientes aquáticos.

3 Foram coletadas informações sobre o uso da terra e características estruturais das zonas ripárias de 12 riachos de pequena ordem na porção sul da Mata Atlântica brasileira. Além disso, foram quantificadas variáveis limnológicas, determinados valores de taxas de decomposição e produção primária, grupos funcionais de macroinvertebrados bentônicos, abundância e riqueza de Coleoptera e densidade de plântulas para a avaliação da integridade das zonas ripárias estudadas.

4 As características das zonas ripárias que melhor expressaram sua integridade foram a agricultura e vegetação na zona ripária e a forma de vida das espécies vegetais. A fauna de Coleoptera na mata ripária, a abundância de predadores e fragmentadores, além do Carbono Orgânico Dissolvido indicaram as melhores condições de integridade das zonas ripárias. Os filtradores e raspadores indicaram as piores condições de integridade.

5 O uso de múltiplos indicadores forneceu uma resposta integrada frente a diferentes condições de integridade das zonas ripárias. Os resultados deste estudo evidenciam a importância da manutenção da vegetação em zonas ripárias. Além disso, salienta-se a necessidade de que a vegetação ripária tenha condições de se estabelecer, onde a sucessão ecológica possibilite o desenvolvimento de espécies arbóreas, que melhor contribuem para a integridade ecológica nestes ambientes.

Palavras-chave: Qualidade ambiental, substituição da vegetação, indicadores ecológicos, usos da terra, vegetação ripária.

1 INTRODUÇÃO

As zonas ripárias são definidas como ecótonos onde ocorrem interações entre o rio e a paisagem (Naiman & Latterell, 2005). As zonas ripárias são consideradas paisagens centrais em Ecologia e na gestão ambiental devido ao seu papel de zonas tampão, *Hotsposts* de biodiversidade e pela sua importância para a manutenção da qualidade da água (Maisonneuve & Rioux, 2001). As zonas ripárias são responsáveis por estabilizar as margens dos cursos d'água, reduzindo a erosão e filtrando pesticidas, fertilizantes e sedimentos (Deschenes, Belanger, & Giroux, 2003; Lowrance et al., 1984). Além disso, funcionam como corredores ecológicos (Rodriguez-Iturbe, Muneepeerakul, Bertuzzo, Levin & Rinaldo, 2009), apresentando, muitas vezes, maior riqueza de espécies do que áreas adjacentes, devido à heterogeneidade do ambiente criada pelas inundações, deposição de sedimentos e migração pelo canal lateral do rio (Naiman, Decamps & Pollock, 1993). Além disso, em riachos de cabeceira, a maior parte da energia entra no sistema via matéria orgânica oriunda da vegetação terrestre, principalmente pelo aporte de folhas (Wantzen, Yule, Tockner & Junk, 2008). Nesses ambientes, predomina o metabolismo heterotrófico (Cummins, 1974), com produção primária alóctone respondendo por 90% da entrada de matéria orgânica para os fluxos da água (Vannote, Minshall, Cummins, Sedell & Cushing, 1980).

Com o rápido desenvolvimento da indústria e da agricultura, a exploração humana dos recursos naturais têm aumentado gradativamente (Pan, Wang, Xu & Xing, 2012). Ainda que os usos da terra sejam variados, a utilização de recursos naturais para suprir as necessidades humanas frequentemente tem como consequência a degradação do ambiente natural (Foley et al., 2005). Para a implantação da agricultura é necessária a modificação da estrutura natural do solo com a aplicação de fertilizantes e implantação de drenagens artificiais para otimizar a produção (Chaplin-Kramer et al., 2016). Estas alterações influenciam negativamente os ecossistemas aquáticos, pois aumentam o aporte de sedimento e a concentração de nutrientes (Allan, 2004).

Para avaliar a integridade de zonas ripárias, são utilizados indicadores que combinam medições de diferentes componentes ecológicos como hidrologia, geomorfologia e os níveis de distúrbios humanos (González et al., 2017). Alguns *taxa* específicos (e.g. Odonata) também são utilizados com a mesma finalidade (Golfieri, Hardersen, Maiolini & Surian, 2016). No entanto, esses indicadores são frequentemente

restritos aos locais de estudo ou são utilizados de forma isolada (González et al., 2017). Grupos distintos de organismos podem apresentar diferentes tolerâncias em relação as condições ambientais encontradas em áreas degradadas, e portanto, na sua capacidade de discriminar áreas impactadas de áreas de referência (Miserendino et al., 2011; Paavola, Muotka, Virtanen, Heino, & Kreivi, 2003). Estudos relatam a utilização de peixes (Casatti, Langeani, Silva & Latini, 2006) e comunidades de macroinvertebrados (Death & Collier, 2010; Hepp, Milesi, Biasi, & Restello, 2010; Li, Zhang, Guo, Gao, & Wang, 2018). O efeito das alterações antrópicas nos usos da terra sobre comunidades de peixes revelou maior diversidade de peixes associada a vegetação da bacia hidrográfica e maior diversidade de macroinvertebrados associados a maior largura da zona ripária (Tanaka, De Souza, Moschini, & De Oliveira, 2016).

Processos ecossistêmicos também atuam como indicadores da integridade ecológica, como por exemplo a decomposição da matéria orgânica (Gessner & Chauvet, 2002) e as taxas de produtividade primária (Smucker, Becker, Naomi, Detenbeck & Morrison, 2013). Um estudo de Silva-Junior, Moulton, Böecheat, & Gücker (2014) mostrou que a decomposição é negativamente relacionada com impactos agrícolas e urbanos e a produtividade é aumentada em consequência do enriquecimento de nitrogênio. Porém, os efeitos das modificações antrópicas nos usos da terra mostram que os macroinvertebrados aquáticos, indicadores químicos de qualidade da água e a produtividade primária apresentam respostas variáveis de acordo com a intensidade da remoção da vegetação natural e implantação de agricultura (Clapcott et al., 2012).

Um estudo com Coleoptera mostrou que os padrões de diversidade são influenciados pelo histórico agrícola dos locais de coleta, que afetam a estrutura da vegetação ripária e os nutrientes presentes no solo (Ross, Barton, McIntyre, Cunningham & Manning, 2017). A avaliação da integridade ecológica também pode ser realizada pela análise no recrutamento de plântulas, onde os usos da terra e regimes de inundação regulam os processos de regeneração (Lucas, Sheikh, Gagnon, & McGrath, 2016). Índices de qualidade florística verificaram os efeitos negativos da agricultura sobre a diversidade da comunidade vegetal em zonas ripárias (Alemu et al., 2018).

O conhecimento sobre a eficiência de indicadores biológicos é bem relatado na literatura, porém, a utilização conjunta de múltiplos indicadores carece de melhor compreensão. De acordo com Tanaka et al. (2016) nem sempre é possível extrapolar os resultados baseados em um único grupo de organismos bioindicadores. Desta forma, a

combinação de diferentes grupos de organismos e indicadores biológicos pode resultar em maior precisão na avaliação de impactos ambientais (Mueller, Pander, & Geist, 2014). Este estudo teve por objetivo geral verificar a resposta de múltiplos indicadores ecológicos frente à integridade de zonas ripárias. Desta forma, este estudo foi norteado por duas perguntas principais: (i) quais características são mais eficientes para descrever a integridade de zonas ripárias em riachos de pequena ordem? (ii) De que maneira os indicadores ecológicos respondem a estas características? Espera-se, com os resultados gerados neste estudo, auxiliar na construção de bases científicas que subsidiem tomadas de decisão. Inicialmente, espera-se estabelecer as características da zona ripária que descrevem a sua integridade. Posteriormente, verificar quais indicadores ecológicos são mais adequados na avaliação da integridade, contribuindo para a conservação de pequenos riachos e suas zonas ripárias.

2 MÉTODOS

2.1 Área de estudo

Este trabalho foi realizado em 12 riachos de pequena ordem (<3ª ordem; Figura 1) localizados na porção alta da Bacia Hidrográfica do Rio Uruguai no sul do Brasil (28°00'46"S e 52°48'12"O; 27°12'59"S e 51°40'15"O). A região estudada apresenta expressiva atividade agrícola (ca. 70% da área) com cultivos de soja e milho nos meses mais quentes (outubro a março) e trigo nos meses mais frios (maio a agosto) (Decian, Zanin, Henke, Quadros, & Ferrari, 2009). O clima é subtropical do tipo temperado (tipo Cfb de Köppen), com temperatura média anual de $17\pm 1^{\circ}\text{C}$ e precipitação média anual que varia entre 1900 e 2200 mm (Alvares, Stape, Sentelhas, Gonçalves, & Sparovek, 2013). A região faz parte do Bioma Mata Atlântica, sendo denominada como uma área de transição entre Floresta Estacional Sempre verde com Araucária e Estacional Semidecídua (Oliveira-Filho, Budke, Jarenkow, Eisenlohr, & Neves, 2015). As coletas de dados foram realizadas entre os meses de setembro de 2016 e janeiro de 2017. Durante o período de estudo, os riachos apresentaram temperatura média de $17,3\pm 0,9^{\circ}\text{C}$, oxigenação média de $7,4\pm 1,2\text{ mg L}^{-1}$ e pH levemente ácido ($6,4\pm 0,4$). A condutividade elétrica média foi de $92,2\pm 50,6\text{ }\mu\text{S/cm}$ e a turbidez $6,1\pm 7,1\text{ UNT}$ (Anexo 2).

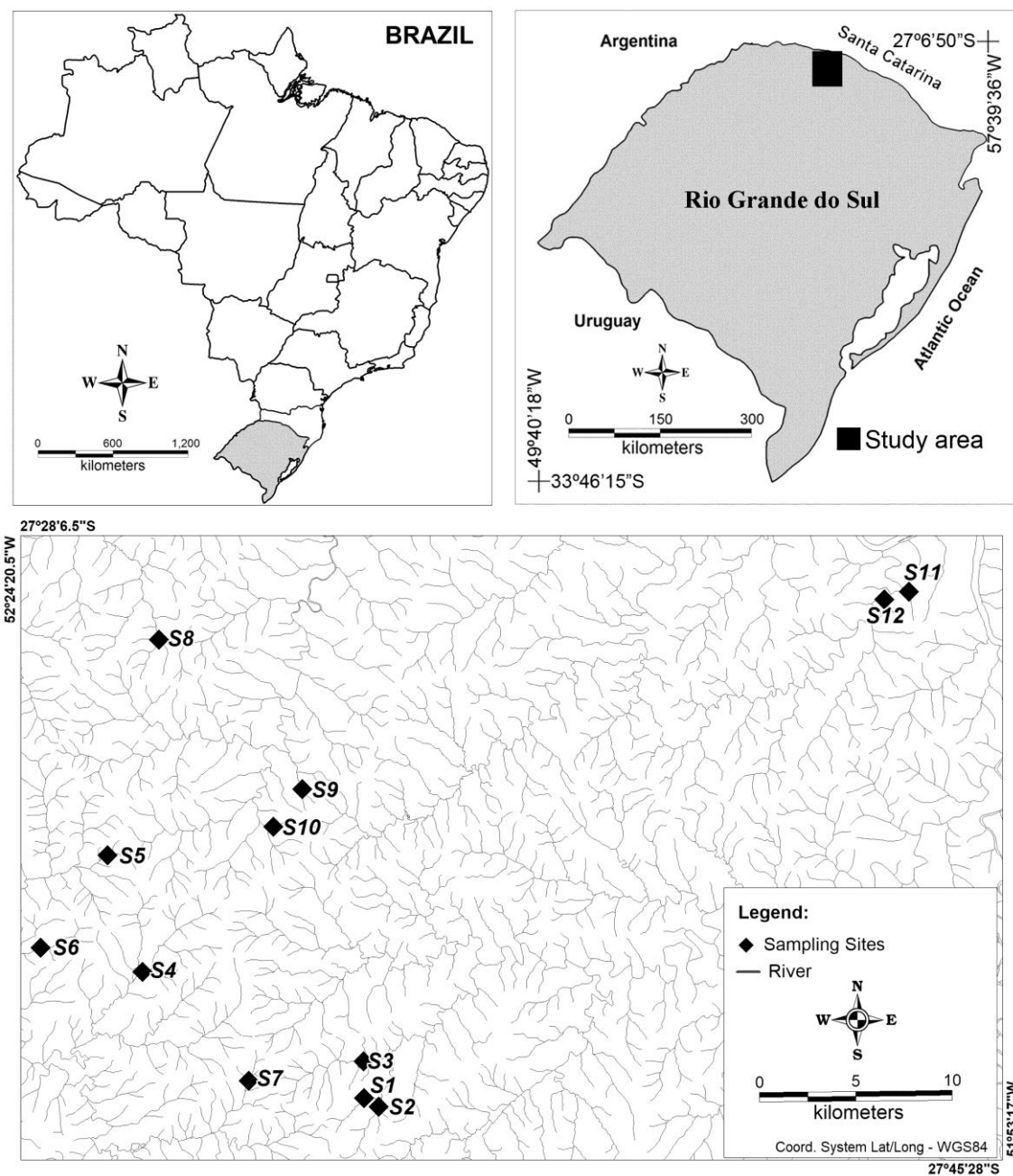


FIGURA 1 Localização geográfica e distribuição dos riachos estudados na Bacia Hidrográfica do Rio Uruguai, no Sul do Brasil.

2.2 Protocolo de integridade da zona ripária

Um protocolo de avaliação da integridade ecológica adaptado de Tánago & Jalón (2011) foi aplicado nas zonas ripárias dos riachos estudados (Anexo 1). O protocolo foi aplicado em ambas as margens dos riachos em um trecho de

aproximadamente 100 m longitudinalmente ao leito dos riachos. Em cada riacho, foram analisadas características referentes a estrutura da vegetação na zona ripária, como a largura da vegetação, continuidade da vegetação, distância entre os fragmentos de vegetação (quando descontínuos), abertura do dossel, forma de vida predominante das espécies vegetais (herbácea, liana, arbustiva, arbórea), presença de espécies exóticas e estágio de regeneração da vegetação. Além destas características, foi estimada a quantidade de serrapilheira produzida pela zona ripária (abundante, presente, ocasional, ausente) e a declividade da zona ripária. Como atributos dos riachos, foram mensuradas a largura do leito, abertura do dossel no centro do canal da água, a estabilidade das margens de acordo com a composição do substrato (pedregulho, pedra, cascalho, areia, silte (Allan & Castillo, 2007), restrição à inundações (medida da elevação das margens e área inundável), acesso ao gado, ocorrência de matéria orgânica morta ou restos de vegetação na margem (abundante, presente, ocasional, ausente) e cobertura superficial das margens (pedra, madeira, serrapilheira, gramíneas, solo exposto, outros). Estas informações foram amostradas em ambas as margens (até 30 m de distância das margens) em transectos transversais em 0, 20, 40, 60, 80 e 100 m do trecho do riacho estudado.

2.3 Análise da paisagem

O cálculo das áreas de drenagem e a classificação do uso e cobertura da terra foi obtido por meio dos *softwares* Idrisi Selva e MapInfo Professional 8.5. A base cartográfica em escala 1:50.000 utilizada para este estudo, foi composta por folhas articuladas e imagem do satélite Landsat-5 sensor TM e bandas espectrais 5, 4 e 3 para os anos de 2001 e 2011 e imagem do satélite Landsat-8 sensor OLI/TIRS e bandas espectrais 6, 5 e 4 para o ano de 2016, ambas com resolução espacial de 30 m. As áreas de drenagem dos riachos foram calculadas seguindo os parâmetros cartográficos de seleção dos pontos cotados e dos divisores topográficos. A classificação do uso e cobertura da terra seguiu o método de classificação supervisionada por máxima verossimilhança (MaxVer), tendo como base unidades amostrais obtidas em campo com uso do GPS com respectivo conhecimento prévio da área. Para demarcação dos usos e cobertura da terra das zonas ripárias, foi utilizada a carta de espacialização da legislação ambiental (Lei. nº12.651/2012) e a carta de conflitos ambientais. A categorização das

classes do uso e cobertura da terra foi adaptada da classificação sistemática do Manual Técnico de Uso da Terra, proposta pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2013). Para esse estudo foram categorizadas as seguintes classes: vegetação nativa, lâmina d'água, agricultura, pastagem, silvicultura e solo exposto. Em cada riacho, foram considerados o percentual de cada um desses usos e cobertura da terra em toda a área de drenagem e na zona ripária (30 m em ambas as margens). Os percentuais de agricultura e solo exposto foram agrupados, visto que o solo exposto, em sua maioria, corresponde às áreas utilizadas para o plantio agrícola e que no momento da obtenção da imagem estavam em período de entressafra.

2.4 Carbono orgânico dissolvido e nitrogênio total

Foram coletadas amostras de água em cada riacho para análise em laboratório da concentração de carbono orgânico dissolvido (COD) e nitrogênio total dissolvido (NTD). As amostras de água foram filtradas utilizando um filtro Millipore® (0,22 µm de porosidade). As análises foram realizadas em um analisador TOC-VCSH (SHIMADZU®).

2.5 Produção primária e decomposição foliar

A produtividade primária nos riachos foi avaliada a partir da quantificação de clorofila-a em amostras de perifíton. As amostras de perifíton foram coletadas a partir da escovação de pedras submersas no riacho. Em cada riacho foram coletadas seis amostras de perifíton (área de 9 cm²). A extração da clorofila foi realizada utilizando 10 mL de acetona 90%. Em laboratório, as amostras foram centrifugadas e a absorbância foi determinada em espectrofotômetro (FEMTO® 482). Após a primeira leitura, as amostras foram acidificadas com HCl concentrado e uma nova leitura foi realizada. O procedimento de análise da concentração de clorofila-a foi adaptado de Hauer & Lamberti (2007).

Para a determinação dos coeficientes de decomposição, foram incubados seis *litter bags* em cada riacho (10 x 20 cm; 10 mm de malha) contendo $3,0 \pm 0,1$ g de folhas senescentes de *Nectandra megapotamica* (Spreng.). Após 15 e 30 dias de incubação, três *litter bags* foram retirados, lavados e os detritos foram secos e pesados para

determinar os coeficientes de decomposição. O coeficiente de decomposição foi determinado por meio de um modelo exponencial negativo $W_t = W_0 \cdot e^{-kt}$, onde W_t é o peso remanescente dos detritos no tempo (dias), W_0 é o peso inicial dos detritos e k é o coeficiente de decomposição (Webster & Benfield, 1986). Foi utilizado um conjunto de *litter bags* no dia zero para correção da umidade das folhas utilizadas no experimento.

2.6 Grupos tróficos funcionais de macroinvertebrados aquáticos

Em cada riacho, foram coletados macroinvertebrados aquáticos em substrato pedregoso e em bancos de folhas utilizando um amostrador Surber (área de 0,09 m²; malha de 250 µm). As amostras foram acondicionadas em álcool 70% e encaminhadas ao laboratório para posterior triagem e identificação dos organismos. Os macroinvertebrados foram identificados até nível de família com auxílio de um estereomicroscópio com aumento de 30x utilizando chaves de Fernandez & Domingues (2001) e Mugnai, Nessimian & Baptista (2010). Após a identificação, os organismos foram classificados de acordo com os grupos tróficos funcionais (GTF) propostos por Fernandez & Domingues (2001), Cummins, Merritt & Andrade (2005) e Wantzen & Wagner (2006).

2.7 Fauna de Coleoptera

Foram coletados indivíduos adultos de Coleoptera na zona ripária dos riachos estudados. Para a coleta, foi utilizada uma armadilha Malaise (Townes, 1972) instalada durante 7 dias em cada zona ripária. Os organismos retidos na armadilha foram retirados e acondicionados em álcool 70%. Em laboratório, os organismos foram triados e identificados até o nível taxonômico de família de acordo com Casari & Ide (2012).

2.8 Banco de plântulas

Em cada área de estudo, o banco de plântulas foi amostrado por meio de parcelas de 1 x 1 m em cada margem do rio, em transectos longitudinais de 0, 20, 40, 60, 80 e 100 m (totalizando 12 parcelas por riacho). As plântulas de cada parcela foram contabilizadas e a forma de vida predominante das espécies vegetais foi determinada

(herbácea, liana, arbusto e arbórea). Foram consideradas como plântulas todos os indivíduos com altura igual ou maior que 20 cm e Diâmetro à Altura do Solo (DAS) <15 cm. O método aplicado em campo baseou-se em Araújo, Longhi, Barros, & Brena (2004).

2.9 Análise de dados

Para estabelecer o gradiente de integridade das zonas ripárias dos 12 riachos estudados, foram utilizadas as informações obtidas pelo (i) protocolo de integridade, pela quantificação dos usos da terra na (ii) área de drenagem e (iii) zona ripária dos riachos. Foram padronizados (função *decostand* do pacote ‘vegan’ do ambiente estatístico R) os valores da matriz, uma vez que existia uma alta variabilidade unidades de medidas. Após esta seleção de variáveis, os riachos foram ordenados utilizando uma Análise de Componentes Principais (PCA), onde foram selecionadas as variáveis que melhor explicaram a ordenação dos riachos de acordo com os dois primeiros componentes principais. O procedimento foi repetido para a matriz de características de usos da terra na área de drenagem e na zona ripária. Após selecionar as principais variáveis em cada uma das três matrizes de dados (protocolo, paisagem da área de drenagem e paisagem na zona ripária), foi realizada uma quarta PCA utilizando apenas as variáveis que melhor explicaram a variabilidade ambiental observada nos riachos. Os scores do primeiro componente principal desta PCA ordenaram os riachos de acordo com gradiente de integridade. Por fim, a dependência entre estas quatro matrizes foi avaliada utilizando uma correlação de Pearson.

Uma vez selecionadas as características indicadoras da integridade das zonas ripárias dos riachos, este conjunto de variáveis foi utilizado como matriz explanatória em uma Análise de Redundância (RDA). Como matriz resposta, foi utilizada uma matriz composta por todos os indicadores ecológicos quantificados nos riachos. A matriz de indicadores ecológicos foi previamente padronizada pela definição de um *range* baseado na amplitude dos valores dentro das variáveis. Após a realização da RDA, foi utilizado o método AIC (Akaike, 1973) baseado em um teste de permutação (Blanchet, Legendre, & Borcard, 2008). Este método busca a identificação de um modelo parcimonioso que leva em conta a complexidade dos dados demonstrando a importância do critério da verossimilhança na inferência estatística (Akaike, 1973). As

análises foram realizadas com as funções do o pacote ‘vegan’ (Oksanen et al., 2013) no ambiente estatístico R (R Core Team, 2015).

3 RESULTADOS

3.1 Gradiente de integridade da Zona Ripária

As variáveis do protocolo de integridade explicaram 78% da variação total dos dados (PC1 = 60% e PC2 = 18%; Figura 2a). As variáveis que geraram esta ordenação foram a largura da zona ripária, forma de vida predominante das espécies vegetais, presença de espécies exóticas, estabilidade das margens e restrição das margens à inundação (Tabela 1, material suplementar). A forma de vida predominante das espécies vegetais foi a arbórea, ocorrendo predominância de espécies herbáceas apenas em três riachos com maior uso agrícola nas margens. As espécies exóticas observadas nas zonas ripárias foram *Eucalyptus* sp, *Pinus* sp e *Platanus* sp, com maior ocorrência de *Eucalyptus* sp. O estágio de regeneração predominante foi secundário intermediário, sendo observado estágio secundário avançado de regeneração em apenas uma das zonas ripárias. A restrição a inundação apresentou altura média de 0,72 m, variando de 0 a 1,60 m.

O uso agrícola na área de drenagem variou entre 17 a 88% ($52 \pm 27\%$). A vegetação variou entre 5 e 82% ($33 \pm 25\%$). Na zona ripária dos riachos (buffer de 30 m), a agricultura variou entre 3 e 83% ($38 \pm 27\%$), enquanto que a vegetação variou entre 7 e 96% ($52 \pm 28\%$). Os dois primeiros componentes principais da ordenação realizada com usos da terra da área de drenagem explicou 95% da variação total (PC1 = 89% e PC2 = 9%; Figura 2b). A área com vegetação, agricultura e pastagem foram os usos mais representativos nesta matriz de dados. Em complemento, os dois primeiros componentes principais da ordenação com usos da terra na zona ripária explicaram 98,5% da variação total dos dados (PC1 = 94,5% e PC2 = 4%; Figura 2c). Nesta escala da paisagem, a área com vegetação e agricultura foram as variáveis responsáveis pela ordenação dos riachos.

Por fim, a ordenação com a matriz de variáveis selecionadas *a priori*, explicou 75,4% da variação total. Deste total, o PC1 explicou 62,2%, sendo as variáveis agricultura na área de drenagem e na zona ripária correlacionadas negativamente com a

PC1 (Figura 2d). As variáveis forma de vida predominante das espécies vegetais, vegetação na área de drenagem e na zona ripária e estabilidade das margens sendo correlacionadas positivamente com o primeiro componente (Figura 2d). O PC2 explicou 13,2% da variação, sendo as variáveis pastagem na área de drenagem e restrição a inundações correlacionadas positivamente com a PC2 (Figura 2d). A largura da zona ripária e presença de espécies exóticas foram correlacionadas negativamente com o segundo componente (Figura 2d). A matriz final (i.e. variáveis selecionadas *a priori*) definiu o gradiente de integridade das zonas ripárias dos riachos. Esta matriz foi relacionada com a matriz do protocolo ($r=0,29$; $p=0,04$), usos da terra na área de drenagem ($r=0,59$; $p=0,005$) e usos da terra na zona ripária ($r=0,32$; $p=0,02$).

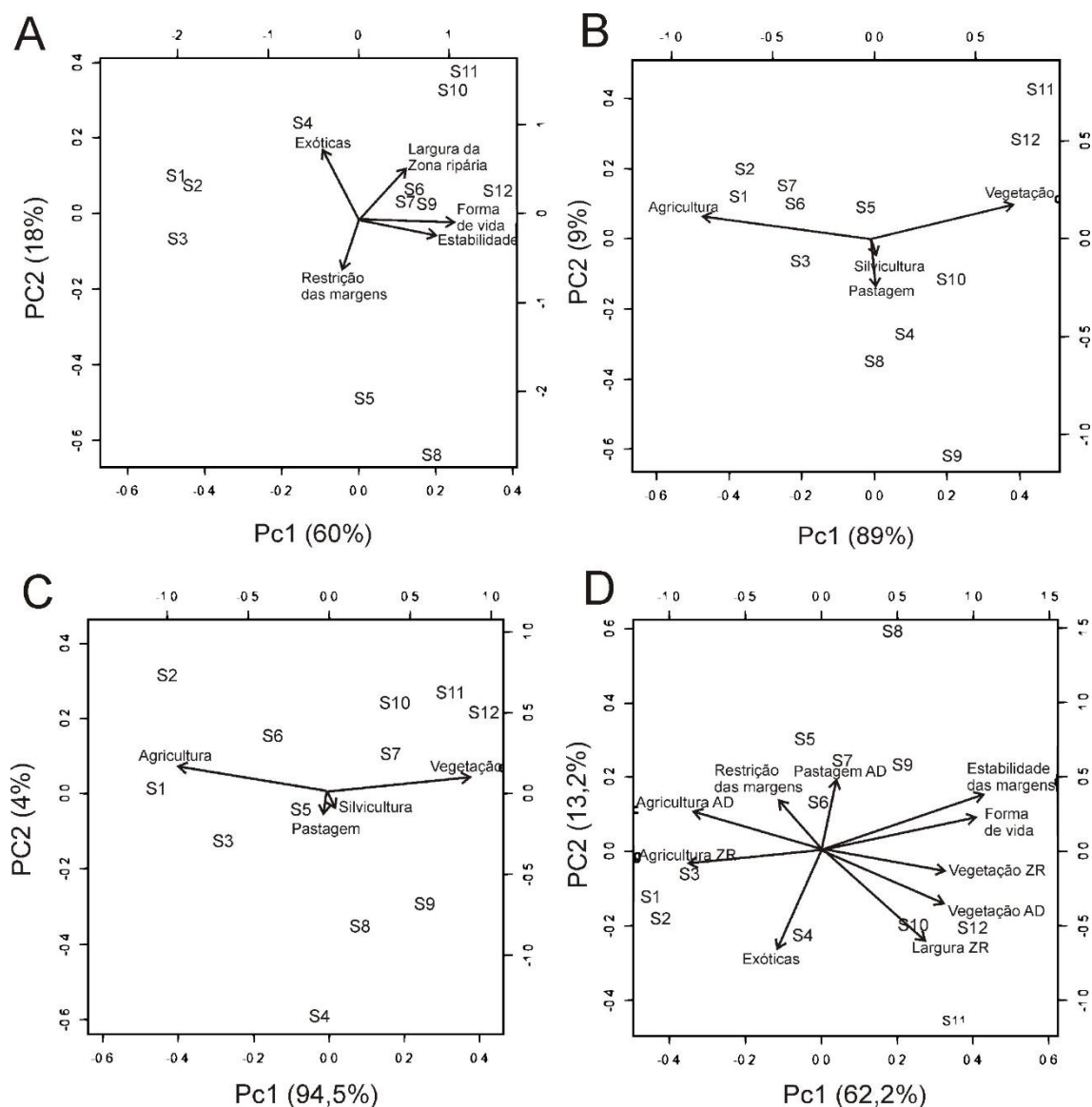


FIGURA 2 Análise de componentes principais (PCA): (a) Protocolo de integridade da zona ripária; (b) Usos da terra na área de drenagem; (c) Usos da terra na zona ripária; (d) Variáveis estabelecidas pelo gradiente de integridade.

3.2 Resposta dos indicadores ecológicos ao gradiente de integridade

As concentrações de COD variaram de 0,35 a 5,68 mg L⁻¹ ($2,12 \pm 1,41$ mg L⁻¹; Figura 3a, tabela 2, material suplementar), apresentando maiores concentrações em riachos mais íntegros. Por outro lado, o nitrogênio total dissolvido variou de 0,6 a 3,8 mg L⁻¹ ($1,52 \pm 0,87$ mg L⁻¹; Figura 3a; Tabela 2, material suplementar), com maiores concentrações nos riachos com condições intermediárias de integridade. As concentrações de clorofila-a variaram entre 0 e 14,5 µg cm⁻² ($4,71 \pm 4,37$ µg cm⁻²; Figura 3b; Tabela 2, material suplementar), sendo maiores em riachos com integridade ecológica intermediária. Por sua vez, os coeficientes de decomposição variaram de -0,013 a -0,047 dia⁻¹ ($-0,023 \pm 0,008$ k dia⁻¹; Figura 3c; Tabela 2, material suplementar).

Foram coletados 548 indivíduos de Coleoptera ($45,66 \pm 8,6$ indivíduos; Figura 3d; Tabela 2, material suplementar). distribuídos em 33 famílias nas 12 zonas ripárias estudadas. A família mais abundante foi a *Mordellidae*, com 113 indivíduos. O número de famílias e a abundância de Coleoptera foram maiores em riachos com melhores condições de integridade. A densidade média de plântulas foi de $2,4 \pm 0,6$ indivíduos m⁻² (Figura 3e; Tabela 2, material suplementar). A abundância de plântulas foi maior em riachos com condições intermediárias de integridade e com maiores percentuais de silvicultura.

Foram coletados um total de 5.355 larvas de macroinvertebrados distribuídas em cinco grupos tróficos funcionais nos 12 riachos estudados. Os coletores foram os mais abundantes (41,7% do total), seguido pelos raspadores (33,5%), filtradores (16,2%), predadores (4,5%) e fragmentadores (4%; Figura 3f; Tabela 2, material suplementar). Os coletores foram mais abundantes em riachos com condições intermediárias de integridade enquanto que os raspadores foram mais abundantes em riachos predominantemente agrícolas.

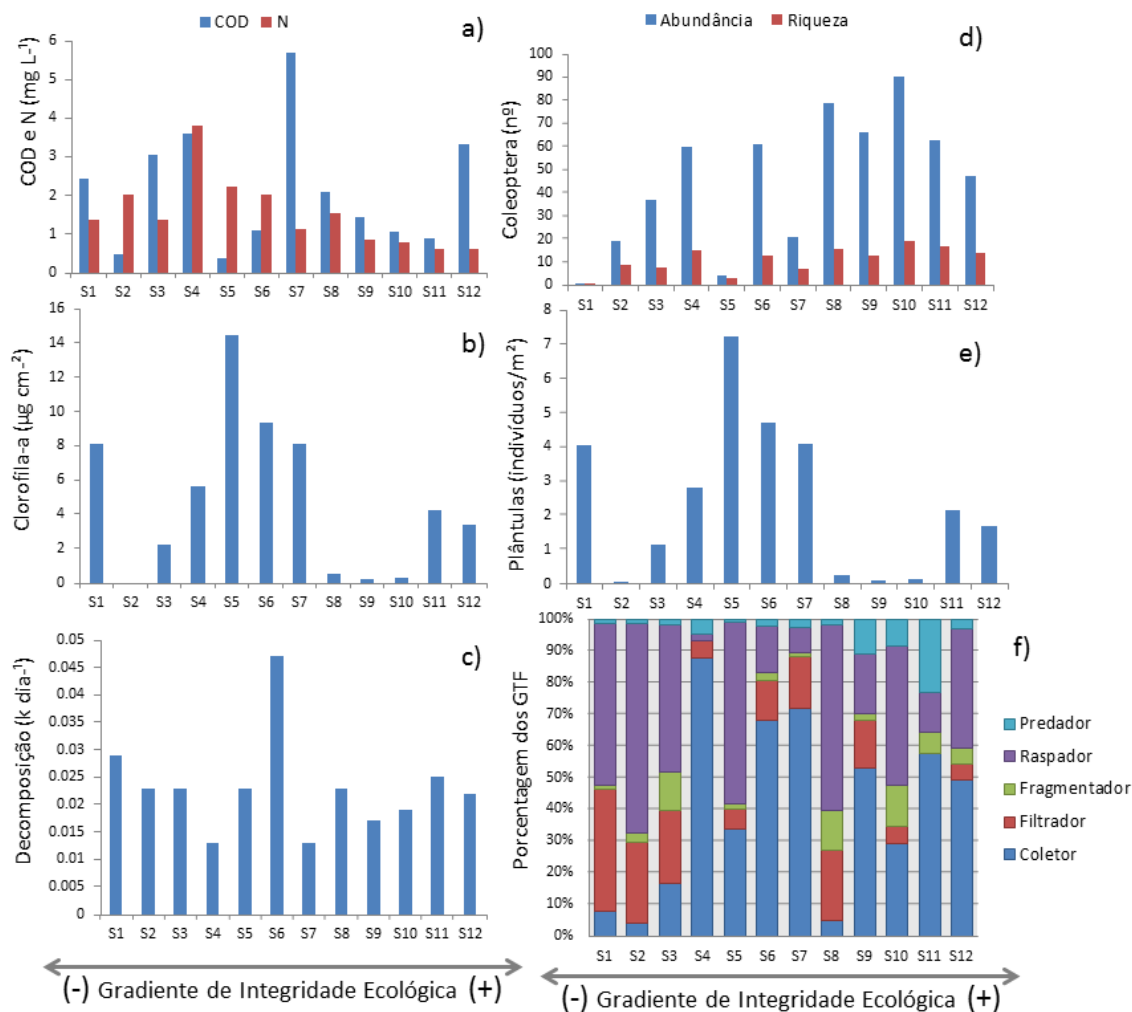


FIGURA 3 Frequência dos indicadores nos riachos estudados de acordo com o gradiente de integridade ecológica. a) Concentrações de COD e N; b) Concentrações de Clorofila-a; c) Coeficiente de decomposição; d) Abundância e riqueza de Coleoptera; e) Densidade de plântulas; f) Grupos Tróficos Funcionais de invertebrados aquáticos. S1 a S12 correspondem aos riachos estudados.

A RDA entre as características ambientais das zonas ripárias e os indicadores ecológicos explicou 49% da variação dos dados (RDA1= 29% e RDA2= 20%; Figura 4). A vegetação na zona ripária e estabilidade das margens influenciaram as concentrações de COD, número de famílias e abundância de Coleoptera, abundância de macroinvertebrados predadores e fragmentadores e estiveram associadas negativamente com os eixos 1 e 2 da RDA. A agricultura e a restrição à inundação apresentaram padrões opostos de ordenação em relação à vegetação e a estabilidade das margens, associando-se positivamente com os eixos 1 e 2 da RDA. As formas de vida das espécies vegetais influenciou os macroinvertebrados coletores e associou-se negativamente com o eixo 1 da RDA. As espécies exóticas influenciaram as concentrações de clorofila-a, nitrogênio e a densidade de plântulas, associando-se

negativamente com o eixo 1 e positivamente com o eixo 2 da RDA. A pastagem na área de drenagem influenciou a abundância de macroinvertebrados filtradores e raspadores, associando-se positivamente com o eixo 1 da RDA.

No entanto, dentre as variáveis ambientais analisadas, a vegetação e agricultura na zona ripária e a forma de vida predominante das espécies vegetais constituíram o melhor modelo para explicar as respostas dos indicadores ecológicos quantificados de acordo com a integridade ecológica das zonas ripárias dos riachos (Tabela 1).

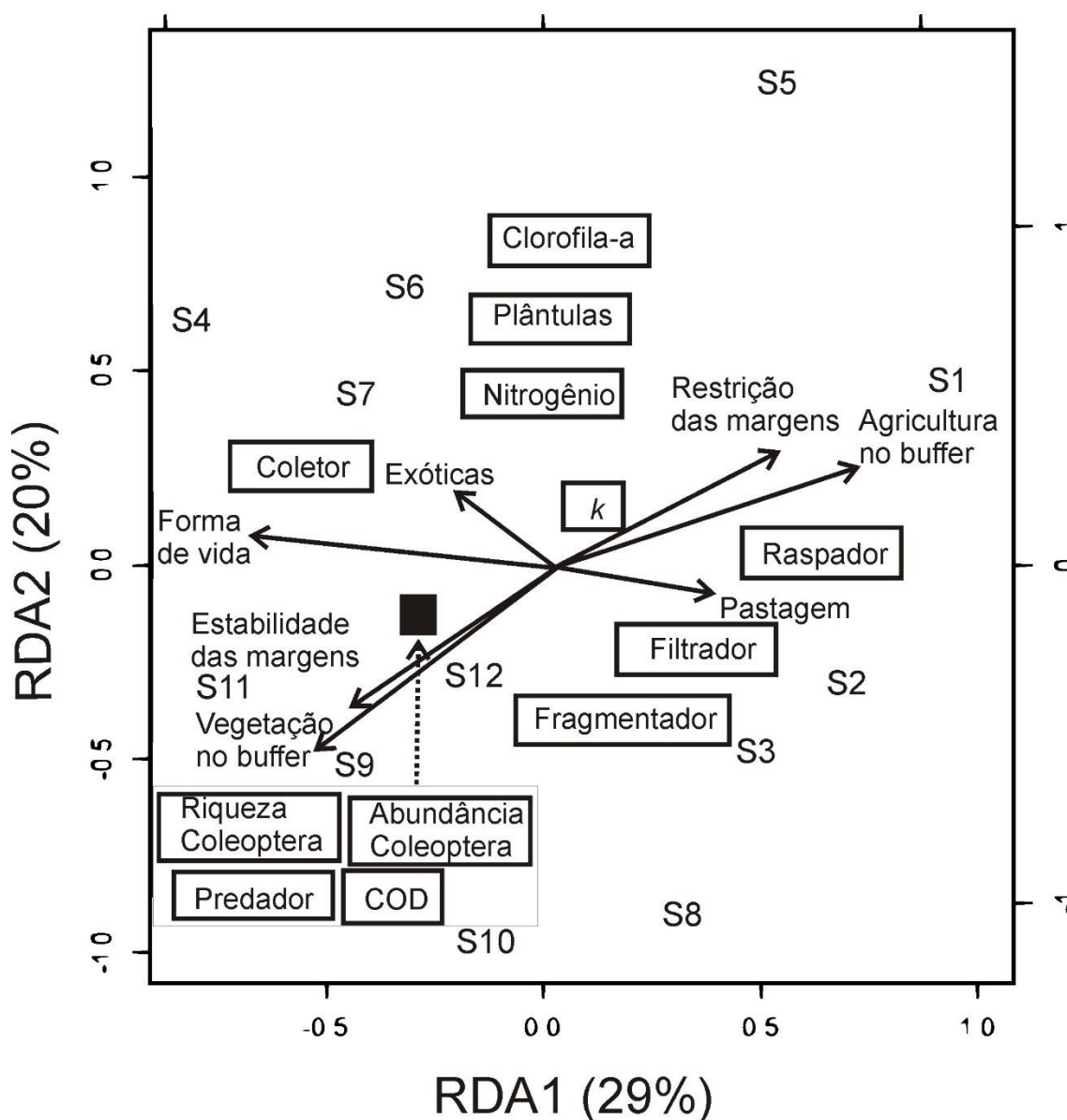


FIGURA 4 Análise de Redundância (RDA) entre os indicadores ecológicos e as características definidas pelo gradiente de integridade. Formvida: Forma de vida das espécies vegetais; Exóticas: Presença de espécies exóticas na zona ripária; Restricao: Restrição das margens à inundação; agribuffer: Porcentagem de agricultura na zona ripária; Pastagem: Porcentagem de

pastagem na área de drenagem; estabilidade: Estabilidade das margens; vegbuffer: Porcentagem de vegetação na zona ripária; coletor: macroinvertebrados coletores; Clorofila: Concentrações de clorofila-a; plant: Densidade de plântulas; nitro: Concentrações de N; k: Coeficientes de decomposição.

TABELA 1 Seleção de modelo de variáveis ambientais explanatórias definido a partir de testes de permutação para os indicadores ecológicos utilizados na avaliação da integridade ecológica de zonas ripárias. *: Variáveis significativas.

	GI	AIC	F	p
Agricultura na zona ripária	1	2,19	2,71	0,02 *
Vegetação na zona ripária	1	2,55	2,34	0,02*
Forma de vida das espécies vegetais	1	2,50	2,40	0,03 *
Restrição das margens à inundação	1	3,24	1,65	0,11
Estabilidade das margens	1	3,30	1,60	0,17
Presença de espécies exóticas	1	4,37	0,61	0,73
Pastagem	1	4,43	0,55	0,79

4 DISCUSSÃO

A largura da zona ripária, forma de vida predominante arbórea das espécies vegetais e estabilidade das margens são características relacionadas aos riachos com melhores condições de integridade ecológica. Este resultado evidencia a importância da manutenção destas características para a proteção dos riachos. A largura mínima da vegetação ripária para pequenos riachos (<10 m) estabelecida pelo Código Florestal brasileiro (Lei nº 12.651/2012) é de 30 m. Sweeney & Newbold (2014) mostraram que zonas ripárias com 10 m de vegetação são capazes de reter até 65% dos sedimentos terrestres, enquanto que 30 m de vegetação retém cerca de 85% dos sedimentos. As formas de vida das espécies vegetais que compõem a zona ripária contribuem de diferentes maneiras para a estabilidade das margens. As espécies arbóreas apresentam maior potencial estabilizador (Gurnell et al., 2016). Além disso, espécies com sistemas radiculares menores são fundamentais na contenção do escoamento superficial (Polvi, Wohl, & Merritt, 2014). Uma rede interligada formada pelas raízes de espécies arbóreas podem aumentar a resistência a erosão (Montgomery & Buffington, 1997),

principalmente se as raízes se estendem por toda a profundidade do canal do rio (Thorne, 1990).

No presente estudo, a estabilidade das margens e a restrição à inundações são características que apresentaram padrão inverso de ordenação dos riachos. Isso significa que a estabilidade fornecida pela vegetação é mais eficiente na retenção de sedimentos em locais com margens mais baixas, provavelmente porque as raízes alcançam toda a profundidade do canal (Anderson, Bledsoe, & Hession, 2004). Do mesmo modo, os eventos de inundação foram menos prejudiciais à integridade ecológica do que as margens instáveis, uma vez que riachos com maiores restrições a inundação encontraram-se em condições de integridade ecológica inferiores. Estes resultados evidenciam a importância das formas de vida das espécies vegetais. As formas de vida das espécies vegetais determinam a eficiência das margens na retenção de sedimentos e nutrientes que, quando em excesso, são responsáveis pela degradação e instabilidade dos habitats aquáticos (Laubel, Kronvang, Hald, & Jensen, 2003).

Juntamente com a forma de vida das espécies vegetais, a vegetação e agricultura foram as características que melhor refletiram a integridade de zonas ripárias. Os padrões de ordenação opostos observados entre vegetação e agricultura demonstram que as práticas agrícolas são responsáveis pela remoção da vegetação nativa nas margens dos riachos. A vegetação é responsável por estruturar as comunidades terrestres e aquáticas, fornecendo recursos alimentares e abrigo para a biodiversidade em riachos (Maisonneuve & Rioux, 2001). A vegetação natural fornece uma série de serviços ecossistêmicos como controle (e.g. qualidade da água, clima e pragas), suporte (e.g. ciclagem de nutrientes, formação de solo e polinização) e culturais (e.g. espirituais, recreação, educação) (Power, 2010). Por este motivo, a substituição da vegetação pela agricultura reduz a complexidade do habitat e interfere na dinâmica de matéria orgânica, ciclagem de nutrientes e restrição de sedimentos (Acuña, Díez, Flores, Meleason, & Elosegí, 2013), comprometendo a integridade ecológica dos riachos (Casatti et al., 2009).

Outro ponto importante, foi a presença de espécies arbóreas exóticas. As espécies exóticas contribuem com a estabilidade das margens, porém, quando substituem espécies nativas tem potencial de alterar o funcionamento dos ecossistemas aquáticos e a fauna de macroinvertebrados (Boyero et al. 2012; Ferreira et al., 2016),

especialmente os detritívoros (Kominoski, Marczak, & Richardson, 2011; Casotti, Langeani, Silva, & Latini, 2015).

O COD, a abundância e o número de famílias de Coleoptera, abundância de fragmentadores e predadores foram os indicadores ecológicos de locais mais íntegros (e.g. maior quantidade de vegetação e estabilidade das margens. O COD é oriundo predominantemente de fontes terrestres (Bertilsson & Jones, 2003), onde a acumulação de matéria orgânica no solo constitui o primeiro fator determinante deste elemento no meio aquático (Stanley, Powers, Lottig, Buffam, & Crawford, 2012). Portanto, locais com vegetação ripária estabelecida, permitem o aporte de matéria orgânica para o interior dos riachos, favorecendo as maiores concentrações de COD. A vegetação ripária, quando estruturada, permite a coexistência de um maior número de espécies de Coleoptera devido à amplitude de recursos oferecidos (Cajaiba & Silva, 2017). Assim, o número de famílias e abundância de Coleoptera foram maiores em zonas ripárias mais íntegras.

Os macroinvertebrados fragmentadores são particularmente vulneráveis ao desmatamento da vegetação ripária, pois a vegetação constitui sua principal fonte de alimento (Boyero et al., 2012). Masese et al. (2014) verificaram que as abundâncias de predadores e fragmentadores foram positivamente correlacionadas a porcentagem de serrapilheira e cobertura do dossel. Estas características estão relacionadas a locais com vegetação ripária e, portanto, maior integridade ecológica.

Os macroinvertebrados filtradores e raspadores associaram-se aos locais com maior percentual de pastagem e aos riachos com baixa integridade ecológica. Portanto, locais onde ocorre a retirada da vegetação ripária, também ocorre a perda da integridade ecológica desses ambientes. Encalada, Calles, Ferreira, Canhoto, & Graça (2010) também observaram maior abundância de raspadores associados a locais com pastagem. A principal fonte de alimento de filtradores consiste em MOPF (Hoffmann, 2005), que pode ser oriunda tanto da matriz agrícola quanto do processamento de detritos vegetais. Para os raspadores, o biofilme constitui a principal fonte de alimento (Collins, Sparks, Thomas, Wheatley, & Flecker, 2016). Dessa forma, a retirada da vegetação ripária pode favorecer a densidade de raspadores pelo aumento da produção autóctone (Lies, 2006).

Em contrapartida, a abundância de coletores, a densidade de plântulas e as concentrações de clorofila-a e nitrogênio estiveram associados aos riachos com integridade intermediária. O nitrogênio, a densidade de plântulas e as concentrações de

clorofila foram influenciados pela presença de espécies exóticas. Alguns estudos relataram que não só a quantidade, mas a qualidade da matéria orgânica pode afetar o processo de desnitrificação em zonas ripárias (Hill & Cardaci 2004; Stelzer, Stelzer, Scott, Bartsch, & Parr 2014). Uma das espécies comumente utilizadas em silviculturas e com ocorrência em algumas zonas ripárias estudadas é o *Eucalyptus* sp. Esta espécie é rica em compostos aromáticos, que são negativamente correlacionados com o potencial de desnitrificação do solo (Barnes, Aiken, & Smith, 2012). Desta forma, locais com presença de espécies exóticas podem fornecer matéria orgânica de baixa qualidade, interferindo no processo de desnitrificação do solo, tornando o nitrogênio disponível para ser carregado para o interior dos riachos.

Em decorrência da silvicultura, frequentemente são abertas clareiras na vegetação pelo corte de árvores. Estas clareiras favorecem o estabelecimento de plântulas, pois estas exercem função cicatrizadora no ambiente, devido ao seu rápido crescimento e acúmulo de biomassa (Chazdon, 2008). No entanto, a diversidade de plântulas pode diminuir em locais onde a largura da zona ripária for muito reduzida, comprometendo a sustentabilidade das zonas ripárias a longo prazo (Santos-Silva et al., 2012). Nestas condições, o ambiente está constantemente sofrendo perturbações, porém a zona ripária existente é suficiente para suprir o reestabelecimento de plântulas por meio da chuva e banco de sementes locais, ou permitindo a entrada de propágulos de áreas adjacentes.

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

De acordo com as perguntas propostas, este estudo demonstrou que (i) as características mais eficientes para definir a integridade ecológica de zonas ripárias são a agricultura, vegetação e forma de vida predominante das espécies vegetais. Ainda, (ii) a fauna de Coleoptera na mata ripária, a abundância de predadores e fragmentadores e o COD indicam as melhores condições de integridade das zonas ripárias e os filtradores e raspadores indicam as piores condições de integridade.

Os resultados desse estudo evidenciam a importância da manutenção da vegetação em zonas ripárias e da utilização de múltiplos indicadores ecológicos. Acredita-se que a largura de 30 m estabelecida pelo Código Florestal Brasileiro (Lei nº 12.651/2012) é apenas uma das características a serem consideradas em uma perspectiva de conservação ambiental. Além da largura estabelecida pelo código, é

necessário que a vegetação ripária tenha condições de se estabelecer, onde a sucessão ecológica possibilite o desenvolvimento de espécies arbóreas, que melhor contribuem para a integridade ecológica nestes ambientes. Porém, para a Mata Atlântica, por exemplo, o código permite que atividades agrosilvipastoris ocorram concomitantemente à restauração de zonas ripárias, impedindo o recrutamento e desenvolvimento de plântulas. O uso de múltiplos indicadores possibilitou uma resposta integrada frente a diferentes condições de integridade. Os resultados deste trabalho indicam que gradientes ambientais exercem efeitos distintos sobre indicadores ecológicos, tornando possível identificar quais riachos se encontram em piores condições de integridade. Ainda que proteger a vegetação em zonas ripárias seja prioridade, a forte influência que a paisagem exerce sobre zonas ripárias precisa ser considerada. Logo, programas de monitoramento e recuperação de zonas ripárias devem levar em consideração, sempre que possível, não apenas as condições de usos da terra no buffer de 30 m em ambas as margens dos riachos, mas também observar as condições da paisagem em toda a bacia de drenagem dos riachos.

6 AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem a FAPERGS por ter concedido a bolsa de estudos à RCP e ao PROSUP/CAPES pelo apoio financeiro para os trabalhos de campo e laboratório. Os autores também agradecem à Maiane Bury, Patrícia Lira, Júlio Serrano, Victória Barroso e ao Irineu Jasan Preczewski pelo auxílio durante o processamento das amostras em laboratório. À Mayara Breda, Lucas Fontana, Mariana Menegat, Amanda Binotto e André Motter pelo auxílio em campo.

7 REFERÊNCIAS

- Acuña, V., Díez, J. R., Flores, L., Meleason, M., & Elosegí, A. (2013). Does it make economic sense to restore rivers for their ecosystem services? *Journal of Applied Ecology*, 50, 988-997.
- Akaike, H. (1987). Factor analysis and AIC. In: Selected Papers of Hirotugu Akaike. Springer, New York, NY, 371-386.
- Allan, J. D. (2004). Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 35, 257-84.
- Allan, J. D., & Castillo, M. M. (2007). Stream ecology: structure and function of running waters. Springer, Berlin Heidelberg, 358p.
- Alemu, T., Weyuma, T., Alemayehu, E., & Ambelu, A. (2018). Identifying riparian vegetation as indicator of stream water quality in the Gilgel Gibe catchment, southwestern Ethiopia. *Ecohydrology*, 11, 1-7.
- Alvares, C. A., Stape, J. L., Sentelhas, P. C., Gonçalves, J. L. M., & Sparovek, G. (2013). Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, 22, 711-728.
- Anderson, R. J., Bledsoe, B. P., & Hession, W. C. (2004). Width of streams and rivers in response to vegetation, bank material, and other factors. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 40, 1159-1172.
- Araújo, M. M., Longhi, S. J., Barros, P. L. C., & Brena, D. A. (2004). Caracterização da chuva de sementes, banco de sementes do solo e banco de plântulas em Floresta Estacional Decidua ripária Cachoeira do Sul, Brasil. *Scientia Florestalis*, 66, 128-141.
- Barnes, R. T., Smith, R. L., & Aiken, G. R. (2012). Linkages between denitrification and dissolved organic matter quality, Boulder Creek watershed, Colorado. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 117, 1-15.
- Bertilsson, S., & Jones, J. B. (2003). Supply of dissolved organic matter to aquatic ecosystems: autochthonous sources. *Aquatic Ecosystems: Interactivity of Dissolved Organic Matter*, 3-24.
- Blanchet, F. G., Legendre, P., & Borcard, D. (2008). Forward selection of explanatory variables. *Ecology*, 89, 2623-2632.
- Boyero, L., Pearson, R. G., Dudgeon, D., Ferreira, V., Graça, M. A. S., Gessner, M. O., ... Barmuta, L. A. (2012). Global patterns of distribution in stream detritivores: implications for biodiversity loss in changing climates. *Global Ecology and Biogeography*, 21, 134-141.

- Cajaiba, R. L., & da Silva, W. B. (2017). Diversidade e sazonalidade de Cydnidae (Insecta: Hemiptera: Heteroptera) em diferentes ecossistemas no estado do Pará, norte do Brasil. *Revista Brasileira de Biociências*, 15, 32-37.
- Casari, S. A., & Ide, S. (2012). Coleoptera Linnaeus, 1758. In: Rafael, J. A., Melo, G. A. R., Carvalho, C. J. B., Casari, S. A., Constantino, R. *Insetos do Brasil: diversidade e taxonomia*. Ribeirão Preto: Holos Editora, 810p.
- Casatti, L., Langeani, F., Silva, A. M., & Latini, J. D. (2006). Stream fish, water and habitat quality in a pasture dominated basin, southestern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 66, 681-696.
- Casotti, C. G., Kiffer Jr, W. P., Costa, L. C., Rangel, J. V., Casagrande, L. C., & Moretti, M. S. (2015). Assessing the importance of riparian zones conservation for leaf decomposition in streams. *Natureza & Conservação*, 13, 178-182.
- Chaplin-Kramer, R., Hamel, P., Sharp, R., Kowal, V., Wolny, S., Sim, S., & Mueller, C. (2016). Landscape configuration is the primary driver of impacts on water quality associated with agricultural expansion. *Environmental Research Letters*, 11, 7402–7407.
- Chazdon, R. L. (2008). Beyond deforestation: restoring forests and ecosystem services on degraded lands. *Science*, 320, 1458-1460.
- Clapcott, J. E., Collier, K. J., Death, R. G., Goodwin, E. O., Harding, J. S., Kelly, D., Leathwick, J. R., & Young, R. G. (2012). Quantifying relationships between land-use gradients and structural and functional indicators of stream ecological integrity. *Freshwater Biology*, 57, 74–90.
- Collins, S. M., Sparks, J. P., Thomas, S. A., Wheatley, S. A., & Flecker, A. S. (2016). Increased light availability reduces the importance of bacterial carbon in headwater stream food webs. *Ecosystems*, 19, 396-410.
- Cummins, K. W. (1974). Structure and function of stream ecosystems. *Bioscience*, 24, 1-41.
- Cummins, K. W., Merritt, R. W., & Andrade, P. C. N. (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.
- Death, R. G., & Collier, K. J. (2010). Measuring stream macroinvertebrate responses to gradients of vegetation cover: when is enough enough? *Freshwater Biology*, 55, 447–1464.
- Decian, V., Zanin, E. M., Henke, C., Quadros, F. R., & Ferrari, C. A. (2009). Uso da terra na região Alto Uruguai do Rio Grande do Sul e obtenção de banco de dados relacional de fragmentos de vegetação arbórea. *Perspectiva*, 33, 165-176.

Deschenes, M., Belanger, L., & Giroux, J. F. (2003). Use of farmland riparian strips by declining and crop damaging birds. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 95, 567–577.

Encalada, A. C., Calles, J., Ferreira, V., Canhoto, C. M., & Graça, M. A. S., 2010. Riparian land use and the relationship between the benthos and litter decomposition in tropical montane streams. *Freshwater Biology*, 55, 1719-1733.

Fernandez, H. R., & Domingues, E. (2001). *Guía para la determinación de los artrópodos bentónicos sudamericanos*. Tucumán, UNT.

Ferreira, V., Castela, J., Rosa, P., Tonin, A. M., Boyero, L., & Graça, M. A. (2016). Aquatic hyphomycetes, benthic macroinvertebrates and leaf litter decomposition in streams naturally differing in riparian vegetation. *Aquatic Ecology*, 50, 711-725.

Foley, J. A., DeFries, R., Asner, J. P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S. R., & Snyder, P. K. (2005). Global consequences of land use. *Science*, 309, 570-574.

Gessner, M. O., & Chauvet, E. (2002). A case for using litter breakdown to assess functional stream integrity. *Ecological Applications*, 12, 498-510.

Golfieri, B., Hardersen, S., Maiolini, B., & Surian, N. (2016). Odonates as indicators of the ecological integrity of the river corridor: development and application of the Odonate River Index (ORI) in northern Italy. *Ecological Indicators*, 61, 234-247.

González, E., Felipe-Lucia, M. R., Bourgeois, B., Boz, B., Nilsson, C., Palmer, G., & Sher, A. A. (2017). Integrative conservation of riparian zones. *Biological Conservation*, 211, 20-29.

Gurnell, A. M., Corenblit, D., Jalón, D. G., Tánago, M. G., Grabowski, R. C., O'hare, M. T., & Szewczyk, M. (2016). A conceptual model of vegetation–hydrogeomorphology interactions within river corridors. *River Research and Applications*, 32, 142-163.

Hauer, R. F., & Lamberti, A. G. (2011) (Ed.). *Methods in stream ecology*. Academic Press.

Hepp, L. U., Milesi, S. V., Biasi, C., & Restello, R. M. (2010). Effects of agricultural and urban impacts on macroinvertebrates assemblages in streams (Rio Grande do Sul, Brazil). *Zoologia*, 27, 106-113.

Hill, A. R., & Cardaci, M. (2004). Denitrification and organic carbon availability in riparian wetland soils and subsurface sediments. *Soil Science Society of America Journal*, 68, 320-325.

Januschke, K., & Verdonschot, R. C. (2016). Effects of river restoration on riparian ground beetles (Coleoptera: Carabidae) in Europe. *Hydrobiologia*, 769, 93-104.

- Kominoski, J. S., Marczak, L. B., & Richardson, J. S. (2011). Riparian forest composition affects stream litter decomposition despite similar microbial and invertebrate communities. *Ecology*, 92, 151-159.
- Laubel, A., Kronvang, B., Hald, A. B., & Jensen, C. (2003). Hydromorphological and biological factors influencing sediment and phosphorus loss via bank erosion in small lowland rural streams in Denmark. *Hydrological Processes*, 17, 3443-3463.
- Li, X., Zhang, Y., Guo, F., Gao, X., & Wang, Y. (2018). Predicting the effect of land use and climate change on stream macroinvertebrates based on the linkage between structural equation modeling and bayesian network. *Ecological Indicators*, 85, 820-831.
- Lowrance, R., Todd, R., Fail, J., Henrickson, O., Leonard, R., & Asmussen, L. (1984). Riparian forests as nutrient filters in agricultural watersheds. *BioScience*, 34, 374-377.
- Lucas, C. M., Sheikh, P., Gagnon, P. R., & McGrath, D. G. (2016). How livestock and flooding mediate the ecological integrity of working forests in Amazon River floodplains. *Ecological Applications*, 26, 190-202.
- Maisonnette, C., & Rioux, S. (2001). Importance of riparian habitats for small mammal and herpetofaunal communities in agricultural landscapes of southern Québec. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 83, 165-175.
- Maseke, F. O., Kitaka, N., Kipkemboi, J., Gettel, G. M., Irvine, K., & McClain, M. E. (2014). Macroinvertebrate functional feeding groups in Kenyan highland streams: evidence for a diverse shredder guild. *Freshwater Science*, 33, 435-450.
- Merritt, R. W., Cummins, K. W., Andrade, P. C. N. (2005). The use of invertebrate functional groups to characterize ecosystem attributes in selected streams and rivers in southeast Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 40, 71-90.
- Miserendino, M. L., Casaux, R., Archangelsky, M., Di Prinzio, C. Y., Brand, C., & Kutschker, A. M. (2011). Assessing land-use effects on water quality, in-stream habitat, riparian ecosystems and biodiversity in Patagonian northwest streams. *Science of the Total Environment*, 409, 612-624.
- Montgomery, D. R., Buffington, J. M. (1997). Channel-reach morphology in mountain drainage basins. *Geological Society of America Bulletin*, 109, 596-611.
- Mueller, M., Pander, J., & Geist, J. (2014). A new tool for assessment and monitoring of community and ecosystem change based on multivariate abundance data integration from different taxonomic groups. *Environmental Systems Research*, 3, 1-9.
- Mugnai, R., Nessimian, J. L., & Baptista, D. L. (2010). *Manual de identificação de macroinvertebrados aquáticos do estado do Rio de Janeiro*. Technical Books Editora.
- Naiman, R. J., & Latterell, J. J. (2005). Principles for linking fish habitat to fisheries management and conservation. *Journal of Fish Biology*, 67, 166-185.
- Naiman, R. J., Decamps, H., & Pollock, M. (1993). The role of riparian corridors in maintaining regional biodiversity. *Ecological Applications*, 3, 209-212.

Oksanen, J., Blanchet, F. G., Kindt, R., Legendre, P., O'Hara, R.B., Simpson, G.L., Solymos, P... & Wagner, H. (2015). Multivariate Analysis of Ecological Communities in R: package “vegan”. Disponível em: <http://vegan.r-forge.r-project.org>

Oliveira-Filho, A. T., Budke, J. C., Jarenkow, J. A., Eisenlohr, P. V., & Neves, D. R. M. Delving into the variations in tree species composition and richness across South American subtropical Atlantic and Pampean forests. *Journal of Plant Ecology*, 8, 242-260.

Paavola, R., Muotka, T., Virtanen, R., Heino, J., & Kreivi, P. (2003). Are biological classifications of headwater streams concordant across multiple taxonomic groups? *Freshwater Biology*, 48, 1912-1923.

Pan, B. Z., Wang, Z.Y., Xu, M. Z., & Xing, L. H. (2012). Relation between stream habitat conditions and macroinvertebrate assemblages in three Chinese rivers. *Quaternary International*, 282, 178-183.

Polvi, L. E., Wohl, E., Merritt, D. M. (2014). Modeling the functional influence of vegetation type on streambank cohesion. *Earth Surface Processes and Landforms*, 39, 1245-1258.

Power, A. G. (2010). Ecosystem services and agriculture: tradeoffs and synergies. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 365, 2959-2971.

Rodriguez-Iturbe, I., Muneeppeerakul, R., Bertuzzo, E., Levin, S. A., & Rinaldo, A. (2009). River networks as ecological corridors: a complex systems perspective for integrating hydrologic, geomorphologic, and ecologic dynamics. *Water Resources Research*, 45, w01413.

Ross, C. E., Barton, P. S., McIntyre, S., Cunningham, S. A., & Manning, A. D. (2017). Fine-scale drivers of beetle diversity are affected by vegetation context and agricultural history. *Austral Ecology*, 42, 831-843.

Silva-Júnior, E. F., Moulton, T. P., Böechat, I. G., & Gücker, B. (2014). Leaf decomposition and ecosystem metabolism as functional indicators of land use impacts on tropical streams. *Ecological Indicators*, 36, 195-204.

Smucker, N. J., Becker, M., Detenbeck, N. E., & Morrison, A. C. (2013). Using algal metrics and biomass to evaluate multiple ways of defining concentration-based nutrient criteria in streams and their ecological relevance. *Ecological Indicators*, 32, 51-61.

Stanley, E. H., Powers, S. M., Lottig, N. R., Buffam, I., & Crawford, J. T. (2012). Contemporary changes in dissolved organic carbon (DOC) in human-dominated rivers: is there a role for DOC management? *Freshwater Biology*, 57, 26-42.

Stelzer, R. S., Scott, J. T., Bartsch, L. A., & Parr, T. B. (2014). Particulate organic matter quality influences nitrate retention and denitrification in stream sediments: evidence from a carbon burial experiment. *Biogeochemistry*, 119, 387-402.

- Sweeney, B. W., & Newbold, J. D. (2014). Streamside forest buffer width needed to protect stream water quality, habitat, and organisms: a literature review. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 50, 560-584.
- Tánago, M. G., & Jalón, D. G. (2011). Riparian Quality Index (RQI): A methodology for characterising and assessing the environmental conditions of riparian zones. *Limnetica*, 30, 235-254.
- Tanaka, M. O., De Souza, A. L. T., Moschini, L. E., De Oliveira, A. K. (2016). Influence of watershed land use and riparian characteristics on biological indicators of stream water quality in southeastern Brazil. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 216, 333-339.
- Thorne, C. R. (1990). Effects of vegetation on riverbank erosion and stability. *Vegetation and Erosion*, 125-144.
- Townes, H. (1972). A light-weight Malaise trap. *Entomological news*, 83, 239-247.
- 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.
- Wantzen, K. M., & Wagner, R. (2006). Detritus processing by invertebrate shredders: a neotropical–temperate comparison. *Journal of the North American Benthological Society*, 25, 216-232.
- Wantzen, K. M., Yule, C. M., Tockner, K., & Junk, W. J. (2008). Riparian Wetlands of Tropical Streams, in: Dudgeon, D. (Ed). *Tropical Stream Ecology*, London, Elsevier, 199-217.
- Webster, J. R., & Benfield, E. F. (1986). Vascular plant breakdown in freshwater ecosystems. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 17, 567-594.

8 MATERIAL SUPLEMENTAR

TABELA 1 Características mensuradas por meio do protocolo de integridade e análise de paisagem. S1 a S12 correspondem aos riachos do estudo.

	Riachos											
	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8	S9	S10	S11	S12
Largura da zona ripária (m)	7	4,2	0	10,2	8,9	5	22	8,2	7,8	40,5	+50	+50
Largura do canal (m)	3,6	5	2,9	2,7	5,6	3,8	4,3	2,6	2,5	3,1	2	1,5
Dossel da zona ripária (%)	52,7	49,3	0	32,6	28	70,9	69,2	72	79,6	78,3	67,2	68,9
Dossel do leito (%)	42,3	40,7	0	70,8	0	73,8	71,7	76	78,8	69,9	65,1	52,8
Forma de vida das espécies vegetais. Herbácea (1); arbórea (2).	1	1	1	2	2	2	2	2	2	2	2	2
Presença de espécies exóticas. Uma espécie (1); duas espécies (2); três ou mais espécies (3).	1	1	1	2	1	3	1	1	1	1	2	1
Estágio de regeneração. Inicial (1); intermediário (2); avançado (3).	2	1	1	1	2	2	2	2	2	3	2	2
Serrapilheira (ausente (1); ocasional (2); presente (3); abundante (4)	2	1	1	3	3	3	3	2	4	4	4	4
Estabilidade das margens Sedimentos finos (1); Rochoso (2)	1	1	1	2	1	2	2	2	2	2	2	2
Declividade (graus)	12,50	0	0	0	0	42,50	39,58	39,58	57,50	55,42	13,75	3,745

Restrição à inundações (m)	0,81	1,26	0,60	1,60	0	0,82	1	0,60	0,50	0,35	0,745	0,415
Vegetação na área de drenagem (%)	8,6	15,7	5,9	31,8	27,7	29,5	18,9	17,1	43,8	47,3	77,9	82,1
Agricultura na área de drenagem (%)	87,4	72,7	88	58,8	33,2	45,1	73	77,4	24,4	33,9	17,1	17,8
Silvicultura na área de drenagem (%)	0,5	0,3	0,5	2,8	3,8	7,9	2,4	0	0	9,3	1	0
Pastagem na área de drenagem (%)	3,5	11,4	5,3	6,6	5,1	17,5	5,7	5,5	31,8	9,5	4	0
Vegetação na zona ripária (%)	14,8	27,2	7,2	43,1	33	56,1	40,3	69,6	76,3	72,8	96,7	86,9
Agricultura na zona ripária (%)	83,2	60,4	82	45,6	28,9	27,2	54,2	25,4	9,2	26,1	3,3	13,1
Silvicultura na zona ripária (%)	0	0,5	0	2,8	2,1	0,5	0,2	0	0	1	0	0
Pastagem na zona ripária (%)	2	11,9	9,4	8,5	4,2	16,2	5,3	5	14,4	0	0	0

TABELA 2 Indicadores ecológicos amostrados nos riachos estudados. S1 a S12 correspondem aos riachos do estudo.

	Riachos											
	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8	S9	S10	S11	S12
COD (mg L ⁻¹)	2,421	0,474	3,055	3,6	0,353	1,103	5,680	2,072	1,442	1,051	0,874	3,312
N (mg L ⁻¹)	1,357	2,027	1,379	3,808	2,229	2,032	1,119	1,519	0,860	0,780	0,611	0,599
Clorofila-a (µg cm ⁻²)	8,07	0	2,24	5,61	14,47	9,37	8,13	0,5	0,2	0,24	4,24	3,37
<i>k</i> (dia ⁻¹)	0,029	0,023	0,023	0,013	0,023	0,047	0,013	0,023	0,017	0,019	0,025	0,022
Coletor	43	23	64	493	169	276	426	14	445	107	83	90
Filtrador	209	145	88	31	30	50	98	62	125	20	0	9
Fragmentador	6	16	46	1	10	11	6	35	20	47	10	9
Raspador	278	376	176	12	283	59	47	163	156	161	18	69
Predador	7	7	7	25	5	8	16	5	92	30	33	5
Plântulas/m ²	4,05	0,01	1,13	2,81	7,25	4,71	4,07	0,26	0,11	0,13	2,13	1,70
Abundância de Coleoptera	1	19	37	60	4	61	21	79	66	90	63	47
Número de famílias de Coleoptera	1	9	8	15	3	13	7	16	13	19	17	14

CONCLUSÃO GERAL

Observou-se que as principais características na avaliação da integridade ecológica das zonas ripárias são a largura, presença de espécies exóticas, estabilidade das margens, restrição das margens à inundação e os percentuais de vegetação e agricultura na zona ripária. Destas características, a vegetação, agricultura e as formas de vida das espécies vegetais na zona ripária foram as características mais importantes para refletir a integridades dos ambientes. A abundância de coletores, raspadores, predadores, filtradores e a concentração de COD foram os indicadores aquáticos que melhor responderam às características de integridade das zonas ripárias. Como indicadores terrestres, a riqueza e abundância de Coleoptera refletiram muito bem a integridade ecológica dos ambientes estudados.

A conservação de ecossistemas naturais requer abordagens que otimizem a relação custo-benefício. Sabendo-se que os recursos destinados a pesquisa estão cada vez mais reduzidos, estudos que indiquem as melhores métricas de avaliação da integridade ecológica e as respectivas respostas de indicadores ecológicos subsidiam projetos de restauração e/ou gerenciamento de zonas ripárias de forma objetiva e consistente. Desta forma, os resultados deste estudo sugerem que, para manter a integridade ecológica de ecossistemas aquáticos e zonas ripárias, a vegetação não pode ser substituída por agricultura nas margens dos riachos. Além disso, é preciso que se forneça condições para o estabelecimento da vegetação, como a ausência de distúrbios, principalmente em estágios de sucessão iniciais, uma vez que a forma de vida arbórea melhor contribui para a integridade ecológica. Espera-se que órgãos de gestão pública possam usar estas informações na elaboração de medidas de mitigação ou até mesmo para ações mais efetivas de recuperação, como orientar e subsidiar agricultores acerca da necessidade da manutenção da integridade de zonas ripárias para a garantia da qualidade da água e preservação da biodiversidade regional.

Em uma perspectiva de continuidade do trabalho, sugere-se algumas possibilidades para trabalhos futuros, a fim de melhorar as respostas dos indicadores deste estudo: a) Levantamento florístico das zonas ripárias, a fim de identificar quais são as principais espécies estruturadoras da vegetação b) identificação mais aprofundada de Coleoptera (a nível de gênero ou espécie) pode apresentar respostas mais refinadas frente as características da zona ripária c) mensurar variáveis hidrológicas como velocidade de correnteza, sinuosidade do canal e volume de água podem gerar

explicações que as características que mensuramos não explicaram d) uma vez que o trabalho fornece informações do interesse de gestores e proprietários rurais, sugere-se que os dados sejam divulgados em caráter social, para os interessados tomem conhecimento de tais informações.

ANEXOS

Anexo 1: Protocolo de integridade adaptado de Tánago e Jalón (2011) aplicado na zona ripária dos riachos estudados.

PROTOCOLO DE AVALIAÇÃO DA INTEGRIDADE ECOLÓGICA NA ZONA RIPÁRIA							
Rio:				Data:			
Coordenadas:				Altitude:			
1, Largura da zona ripária (m)	ME:	0 m	100 m	200 m	300 m	400 m	500 m
	MD:						
2, Largura média da zona ripária		ME			MD		
3, Largura do canal	0 m	100 m	200 m	300 m	400 m	500 m	
4, Usos da terra adjacentes	ME Veg, Natural () Pastagem () Silvicultura () Urbano () Solo exposto () Outros () Agricultura ()			MD Veg, Natural () Pastagem () Silvicultura () Urbano () Solo exposto () Outros () Agricultura ()			
5, Continuidade da vegetação	ME: Contínua () Manchas ()			MD: Contínua () Manchas ()			
5a, Se fragmentado, Comprimento médio das manchas:	ME:			MD:			
5b, Distância média entre fragmentos:	ME:			MD:			
5c, Usos da terra em áreas abertas:	Veg, Natural () Pastagem () Silvicultura () Urbano () Solo exposto () Outros () Agricultura ()			Veg, Natural () Pastagem () Silvicultura () Urbano () Solo exposto () Outros () Agricultura ()			
6, % médio de vegetação (Buffer – via SIG):							
7, Abertura do dossel (app)	ME:	0 m	100 m	200 m	300 m	400 m	500 m
	MD:						
	Leito:						

8, Forma de vida predominante das espécies da zona ripária (Her, Arv, Lia, Arb)	ME:	0 m	100 m	200 m	300 m	400 m	500 m
	MD:						
9, Presença de espécies exóticas	ME: Sim () Não () Quais:				MD: Sim () Não () Quais:		
10, Estágio de sucessão secundária (Inicial, Intermediário, Avançado)	ME:	0 m	100 m	200 m	300 m	400 m	500 m
	MD:						
11, Quantidade de serrapilheira (abundante, presente, ocasional, ausente)	ME:	0 m	100 m	200 m	300 m	400 m	500 m
	MD:	0 m	100 m	200 m	300 m	400 m	500 m
12, Composição do substrato das margens: Rochoso (1), Cascalho (2), Areia (3), Sedimentos finos (4),	ME:	0 m	100 m	200 m	300 m	400 m	500 m
	MD:						
13, Percentual de tipos de substrato no riacho							
14, Cobertura superficial da margem: Pedra (1), Madeira (2), Serapilheira (3), Gramíneas (4), Solo exposto (5), outros (6)	ME:	0 m	100 m	200 m	300 m	400 m	500 m
	MD:						
15, Madeira morta ou restos de vegetação na margem	() Abundante () Presente () Ocasional () Ausente						
16, Acesso do gado	() Sim () Não				() Sim () Não		
17, Declividade da zona ripária (%)	ME:	0 m	100 m	200 m	300 m	400 m	500 m
	MD:						
18, Restrições a inundações: Elevação da margem/ área inundável (m)	ME:	0 m	100 m	200 m	300 m	400 m	500 m
	MD:						

Anexo 2: Variáveis limnológicas mensuradas nos riachos estudados entre os meses de setembro a dezembro de 2016. TDS: Sólidos totais dissolvidos; COD: Carbono orgânico dissolvido; NTD: Nitrogênio total dissolvido.

Riachos	Temperatura (°C)	pH	Condutividade elétrica (uS/cm)	Turbidez (UNT)	Oxigênio dissolvido (mg/L)	TDS (mg/L)	Nitrito (µg/L)	Fosfato (µg/L)	COD (mg/L ⁻¹)	NTD (mg/L ⁻¹)
S1	18,5	6,47	122,3	4,8	8	0,06	9,7	60,5	2,4	1,4
S2	17,4	6,5	106	4,4	7,4	0,07	22,4	79,9	0,5	2
S3	17,7	6,4	45	4,5	7,4	0,05	9,4	47,4	3,1	1,4
S4	18,4	6,7	233	6,3	5,8	151,00	235,7	968	3,6	3,1
S5	18,3	6,7	90	4,7	6	0,06	2,2	49,9	0,3	2,2
S6	17,7	7	80	4,2	6,9	0,06	2,2	68,7	1,1	2
S7	17,3	6,5	34	29,5	7,2	0,02	13,8	58,7	5,7	1,1
S8	15	7	75	3,1	8,7	0,05	2,2	73,7	2,1	1,5
S9	16,2	7,7	68	5,1	9,1	0,04	14,4	66,2	1,4	0,9
S10	16,7	7,8	77	2,5	8,3	0,05	10	54,9	1	0,8
S11	17,3	6,4	65,3	3,1	6,3	0,05	6,3	49,3	3,1	0,6
S12	17,5	5,8	68,8	3,9	5,7	0,04	4,8	58	0,9	0,6

Anexo 3: Normas da revista *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* para a submissão de manuscritos

Cover Letters

Cover letters are not mandatory; however, they may be supplied at the author's discretion.

Parts of the Manuscript

The manuscript should be submitted in separate files: main text file (including tables); figures.

Main Text File

The text file should be presented in the following order:

- i. A short informative title containing the major key words. The title should not contain abbreviations (see Wiley's best practice SEO tips);
- ii. The first names and surnames of the authors;
- iii. The author's institutional affiliation where the work was conducted (but not the full postal address), with a footnote for the author's present address if different from where the work was conducted;
- iv. Abstract and keywords;
- v. Main text, divided into numbered sections:
 - Introduction
 - Methods
 - Results
 - Discussion
- vi. Acknowledgements;
- vii. References;
- viii. Tables (each table complete with title and footnotes);
- ix. Figure legends;
- x. Appendices (if required; occasionally as part of the published text, but usually as 'Supporting Information').

Figures and supporting information should be supplied as **separate files**.

Authorship

Please refer to the journal's Authorship policy in the Editorial Policies and Ethical Considerations section for details on author listing eligibility.

Conflict of Interest Statement

Authors will be asked to provide a conflict of interest statement during the submission process. For details on what to include in this section, see the 'Conflict of Interest' section in the Editorial Policies and Ethical Considerations section below. Submitting authors should ensure they liaise with all co-authors to confirm agreement with the final statement.

Abstract

Supply an abstract of up to 300 words for all articles. An abstract is a concise summary of the whole paper, not just the conclusions, and is understandable without reference to the rest of the paper. It should contain no citation to other published work, and consist of a series of short, numbered paragraphs.

Keywords

Include 6-10 keywords underneath the Abstract, separated by comma, in alphabetical order, and in lower cases.

Main Text

- The main text should be divided into numbered sections entitled Introduction, Methods, Results and Discussion. Pages must be numbered, and each line of the manuscript should be numbered sequentially from the beginning of the Abstract to the end of the Reference List.
- The journal uses British spelling (Oxford English Dictionary); however, authors may submit manuscripts using either British or American spelling, as spelling of accepted papers is converted during the production process.
- Manuscripts should not be written in the first person (i.e. sentences involving words such as ‘we’, ‘us’, ‘our’) as our journal uses third-person sentence construction: ‘Samples were taken at 15 sites...’ rather than ‘We took samples from 15 sites...’. In *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* we reserve the use of first-person sentence construction for places where authors are voicing their opinion: e.g. ‘We consider that further research is required in this area’.
- Footnotes to the text are not allowed and any such material should be incorporated into the text as parenthetical matter.

Acknowledgements

Contributions from anyone who does not meet the criteria for authorship should be listed, with permission from the contributor, in an Acknowledgements section. Financial and material support should also be mentioned.

References

References should be prepared according to the Publication Manual of the American Psychological Association (6th edition). The table below gives examples of required format for citations with 1 author, 2 authors, 3-5 authors, and 6 or more authors. Note that where two or more references are cited together in the text, these should be listed in alphabetical order and not in date order.

Number of authors	Citations in the text	Reference list
1 author	Crawford (2016) OR (quotation) (Crawford, 2016, 613)	Crawford, L. (2016). The impact of introduced signal crayfish <i>Pacifastacus leniusculus</i> on stream invertebrate communities. <i>Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems</i> , 16, 611–621.
2 authors	(Vélez-Espino & Koops, 2009) OR (quotation) (Vélez-Espino & Koops, 2009, 678)	Vélez-Espino, L. A., & Koops, M. A. (2009). Quantifying allowable harm in species at risk: Application to the Laurentian black redhorse (<i>Moxostoma duquesnei</i>). <i>Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems</i> , 19, 676–688.
3-5 authors	Name all authors: (James, Hart, Bailey, & Blinn, 2009) OR (quotation) (James, Hart, Bailey, & Blinn, 2009,	James, K. R., Hart, B. T., Bailey, P. C. E., & Blinn, D. W. (2009). Impact of secondary salinisation on freshwater ecosystems: Effect

	250) *NOTE: Although the first in-text citation for a work with 3-5 authors/editors includes all of the names of the authors/editors, subsequent citations include only the first author's/editor's surname, followed by et al. and the year.	of experimentally increased salinity on an intermittent floodplain wetland. <i>Marine and Freshwater Research</i> , 60, 246-258.
6 authors or more	(San Miguel et al., 2004) OR (quotation) (San Miguel et al., 2004, 1375)	San Miguel, E., Monserrat, S., Fernández, C., Amaro, R., Hermida, M., Ondina, P., & Altaba C.R. (2004). Growth models and longevity of freshwater pearl mussels (<i>Margaritifera margaritifera</i>) in Spain. <i>Canadian Journal of Zoology</i> , 82: 1370–1379. If there are 6 or 7 authors all the names should be given If there are 8 or more authors include the first six authors' names, then insert three ellipsis points, and add the last author's name: Lopes-Lima, M., Sousa, R., Geist, J., Aldridge, D. C., Araujo, R., Bergengren, J., ... Van Damme, D. (2016). Conservation status of freshwater mussels in Europe: State of the art and future challenges. <i>Biological Reviews</i> DOI: 10.1111/brv.12244

Notes:

- The first word after a colon in the title of a reference should be written with an initial capital.
- In the text, insert commas before “&” (ampersand) for three or more authors.
- If there are two or more citations with the same lead author and date, give as many additional names as needed to identify them, e.g., (Smith, Jones, et al., 1991) and (Smith, Burke, et al., 1991).
- Insertions of suffixes is used for references with the same authors published in the same year.

1. Journal Article

Journal title should be given in full and italicized

When accepted for publication:

Smith, J. In press. Title of paper. *Name of Journal*.

For Journal articles (published online in Early View but not yet allocated a volume and page number:

Armendáriz, G., Quiroz-Martínez, B., & Alvarez, F. (2016) Risk assessment for the Mexican

freshwater crayfish: The roles of diversity, endemism and conservation status. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, DOI: 10.1002/aqc.2671.

For Journal articles (published with volume and page numbers allocated):

Rivadeneira, M. M., Santoro, C. M., & Marquet, P. A. (2010). Reconstructing the history of human impacts on coastal biodiversity in Chile: Constraints and opportunities. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 20, 74-82.

2. Books

For books:

Naiman, R. J. (1994). *Principles of conservation biology* (2nd ed.). Sunderland, MA: Sinauer Associates.

For articles in edited volumes (e.g. books, special issues, conference proceedings):

Meyer, J. L. & Wallace, J. B. (2001). Lost linkages and lotic ecology: Rediscovering small streams. In Press, M. C., Huntly, N. J., & Levin, S. (Eds.), *Ecology: Achievement and challenge* (pp. 295-317), Oxford, UK: Blackwell Scientific.

3. Reports/Thesis/Directives:

For reports:

Barbour, M. T., Gerritsen, J., Snyder, B. D., & Stribling, J. B. (1999). Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: Periphyton, benthic macroinvertebrates, and fish. Washington, DC: US Environmental Protection Agency Office of Water.

For theses

Jerling, H. L. (1994). Feeding ecology of mesozooplankton in the Sundays River Estuary (PhD thesis). University of Port Elizabeth, South Africa.

For European directives:

Council of the European Communities (2000). Directive 2000/60/EC of the European Parliament and the Council of 23rd October 2000 establishing a framework for community action in the field of water policy. *Official Journal of the European Communities* (L327), pp. 1-72.

4. Software

For software packages:

SAS. 2002. JMP version 5 statistics and graphics guide. SAS, Cary, NC.

5. Websites

For online references

Scottish Natural Heritage. 2000. <http://www.snh.org.uk/> [14 June 2000].

6. Personal Communications

Not allowed in reference list. Cite in text only, (e.g., J. Smith, pers. comm., April 2010).

Tables

Tables should be self-contained and complement, not duplicate, information contained in the text. They should be supplied as editable files, not pasted as images. Legends should be concise

but comprehensive – the table, legend, and footnotes must be understandable without reference to the text. All abbreviations must be defined in footnotes. Footnote symbols: †, ‡, §, ¶, should be used (in that order) and *, **, *** should be reserved for P-values. Statistical measures such as SD or SEM should be identified in the headings.

Figure Legends

Legends should be concise but comprehensive – the figure and its legend must be understandable without reference to the text. Include definitions of any symbols used and define/explain all abbreviations and units of measurement.

Figures

Upload each figure as a separate file in either .tiff or .jpeg format, together with the figure number. Compound figures e.g. 1a, b, c should be uploaded as one figure. Tints are not acceptable. Lettering must be of a reasonable size that would still be clearly legible upon reduction, and consistent within each figure and set of figures. Where a key to symbols is required, please include this in the artwork itself, not in the figure legend. All illustrations must be supplied at the correct resolution:

- Black and white and colour photos - 300 dpi
- Graphs, drawings, etc - 800 dpi preferred; 600 dpi minimum
- Combinations of photos and drawings (black and white and colour) - 500 dpi

Figures submitted in colour may be reproduced in colour online free of charge

Additional Files

Appendices

Appendices (if required in the main body of the text, and not as Supplementary Information) will be published after the references. For submission they should be supplied as separate files but referred to in the text.

Supporting Information

Supporting information is information that is not essential to the article, but provides greater depth and background. It is hosted online and appears without editing or typesetting. It may include tables, figures, videos, datasets, etc. Click here for Wiley's FAQs on supporting information.

Note: if data, scripts, or other artefacts used to generate the analyses presented in the paper are available via a publicly available data repository, authors should include a reference to the location of the material within their paper.

General Style Points

The following points provide general advice on formatting and style.

- **Species Names:** Upon its first use in the title, abstract, and text, the common name of a species should be followed by the scientific name (genus, species, and authority) in parentheses. For well-known species, however, scientific names may be omitted from article titles. If no common name exists in English, only the scientific name should be used.
- **Abbreviations:** In general, terms should not be abbreviated unless they are used repeatedly and the abbreviation is helpful to the reader. Initially, use the word in full, followed by the abbreviation in parentheses. Thereafter use the abbreviation only.
- **Units of measurement:** Measurements should be given in SI or SI-derived units. Visit the Bureau International des Poids et Mesures (BIPM) website at www.bipm.fr for more information about SI units.

- **Numbers:** numbers under 10 are spelt out, except for: measurements with a unit (8mmol L⁻¹); age (6 weeks old), or lists with other numbers (11 fish, 9 oysters, 4 turtles).
- **Trade Names:** Chemical substances should be referred to by the generic name only. Trade names should not be used. Drugs should be referred to by their generic names. If proprietary drugs have been used in the study, refer to these by their generic name, mentioning the proprietary name and the name and location of the manufacturer in parentheses.

Wiley Author Resources

Manuscript Preparation Tips: Wiley has a range of resources for authors preparing manuscripts for submission available here. In particular, authors may benefit from referring to Wiley's best practice tips on Writing for Search Engine Optimization.

Editing, Translation, and Formatting Support: Wiley Editing Services can greatly improve the standard of written English and therefore may improve the chances of a manuscript being accepted. Offering expert help in English language editing, translation, manuscript formatting, and figure preparation, Wiley Editing Services ensures that the manuscript is ready for submission. **However please note that use of this service does not guarantee acceptance or preference for publication.**