

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA PARA SUSTENTABILIDADE - *CAMPUS*
SOROCABA
PROGRAMA DE PÓS GRADUAÇÃO EM PLANEJAMENTO E USO DE RECURSOS
RENOVÁVEIS

Rodrigo da Silva Almeida

**INFLUÊNCIA DO USO E COBERTURA DO SOLO SOBRE A
ICTIOFAUNA DE RIACHOS DAS CABECEIRAS DO ALTO RIO
PARANAPANEMA**

Sorocaba

2020

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA PARA SUSTENTABILIDADE - *CAMPUS*
SOROCABA
PROGRAMA DE PÓS GRADUAÇÃO EM PLANEJAMENTO E USO DE RECURSOS
RENOVÁVEIS

Rodrigo da Silva Almeida

**INFLUÊNCIA DO USO E COBERTURA DO SOLO SOBRE A
ICTIOFAUNA DE RIACHOS DAS CABECEIRAS DO ALTO RIO
PARANAPANEMA**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Planejamento e Uso de Recursos Renováveis para obtenção do título de Doutor em Planejamento e Uso de Recursos Renováveis.

Orientação: Prof. Dr. Mauricio Cetra.

Sorocaba
2020

Almeida, Rodrigo da Silva

Influência do uso e cobertura do solo sobre a ictiofauna de riachos das cabeceiras do Alto Rio Paranapanema / Rodrigo da Silva Almeida -- 2020.
88f.

Tese de Doutorado - Universidade Federal de São Carlos, campus Sorocaba, Sorocaba

Orientador (a): Mauricio Cetra

Banca Examinadora: Mauricio Cetra, Walter Barrella, Miguel Petreire Junior, Welber Senteio Smith, André Teixeira da Silva

Bibliografia

1. Ecologia de riachos. 2. Peixes. 3. Uso e cobertura do solo. I. Almeida, Rodrigo da Silva. II. Título.

Ficha catalográfica desenvolvida pela Secretaria Geral de Informática (SIn)

DADOS FORNECIDOS PELO AUTOR

Bibliotecário responsável: Maria Aparecida de Lourdes Mariano -
CRB/8 6979



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM PLANEJAMENTO
E USO DE RECURSOS RENOVÁVEIS - PPGPUR

Rodovia João Leme dos Santos, km 110, Bairro Itinga
Telefone: (15) 3229-8860
CEP 18052-780 - Sorocaba - São Paulo – Brasil
ppgpur@ufscar.br / www.ppgpur.ufscar.br



Ata de Defesa de Tese do Programa de Pós-Graduação em Planejamento e Uso de Recursos Renováveis da UFSCar - *Campus* Sorocaba, realizada em 17 de setembro de 2020.

Ao dezessete dias do mês de setembro de 2020, às 14:00 horas, em Sorocaba, Estado de São Paulo, reuniu-se a Banca examinadora de defesa de Tese composta por Prof. Dr. Maurício Cetra, da Universidade Federal de São Carlos – *Campus* Sorocaba (presidente da Banca Examinadora), Prof. Dr. André Teixeira Silva, da Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia (UESB), Prof. Dr. Walter Barrella, da Universidade Santa Cecília (UNISANTA), Prof. Dr. Miguel Petrere Jr., da Universidade de Estado do Pará (UFPA) e Prof. Dr. Welber Senteio Smith, da Universidade Paulista (UNIP) para avaliar a defesa de tese de Rodrigo da Silva Almeida intitulada “Influência do uso e cobertura do solo sobre a ictiofauna de riachos das cabeceiras do alto rio Paranapanema”. A Defesa de Tese realizou-se com a participação à distância dos membros Prof. Dr. Maurício Cetra, Prof. Dr. André Teixeira Silva, Prof. Dr. Walter Barrella, Prof. Dr. Miguel Petrere Jr. e Prof. Dr. Welber Senteio Smith. As atividades seguiram de acordo com o regulamento do Programa, tendo o candidato recebido o conceito final Aprovado (Aprovado/Reprovado). Nada mais havendo, foi lavrada a presente ata, que, após lida e aprovada, foi assinada pelos membros da Comissão Examinadora.



Prof. Dr. Maurício Cetra

Presidente da Banca Examinadora

DEDICATÓRIA

À minha esposa Aline, aos meus filhos Elisa e
Levi, familiares e amigos

AGRADECIMENTOS

À Universidade Federal de São Carlos (UFSCar) pelo importante suporte intelectual fornecido durante a realização deste estudo. Em especial aos coordenadores (Prof. Dr. Fabio Minoru Yamaji e Prof^a Dr^a Franciane Andrade de Pádua), secretaria (Luciane Missae Kawamura) e todos os professores e alunos do Programa de Pós-graduação em Planejamento e Uso de Recursos Renováveis (PPGPUR).

Ao meu orientador, Prof. Dr. Mauricio Cetra pela confiança (desde o mestrado), paciência e apoio nos momentos em que achei que não iria conseguir. Também agradeço pelas críticas e por me guiar com sabedoria na trilha do desbravamento científico. Considero-me um homem de sorte por ter a oportunidade de ser seu orientado durante esse tempo, tenho a convicção que não aprendi apenas o caminho para ser um pesquisador, mas coragem em nunca desistir nas adversidades, humildade em assumir que nunca saberemos de tudo, e paixão em ensinar a aqueles que apreciam os mistérios da natureza.

À Prof. Dra. Roberta Aversa Valente e aos alunos do GEOPLAN (Aline, Carla, Marcos, Daniel, Ivan e Milton) que me deram todo o suporte necessário para que eu aprendesse as análises de sensoriamento remoto para o desenvolvimento deste projeto.

Agradeço a alguns alunos do PPGPUR e amigos que me auxiliaram em algum momento no doutorado, em especial, aos colegas Danilo, Admilson, Renata, Nerso (Guilherme), Maumau (Maurício), Eurilice, Perla e Stephanie.

Agradeço ao suporte dos colegas que trabalharam comigo (BOS), em especial, Claudinha, Salsicha (José Maurício), Bruno, Bronx (Rodrigo), Gilson e Hudson, que me ajudaram na troca dos plantões para que eu conseguisse realizar as disciplinas.

Agradeço a todo suporte dado pela minha família, aos meus pais (João e Maria Inês) em especial, que são exemplos de resiliência, perseverança, otimismo e fé! Espero que um dia eu consiga dar toda a estrutura familiar (fé, amor, carinho, otimismo, coragem e honestidade) aos meus filhos que eu tenha recebido de vocês. Também agradeço a minha irmã (Liliane) e meu cunhado (Nei), pois sei que torcem por mim. Agradeço a minha sogra (Maria) e a minha cunhada (Fernanda) que junto da minha esposa e filha suportaram as minhas ausências para concluir essa etapa tão importante e desejava por mim. Também a toda minha parentela que tenho grande carinho, aos meus avós (Tulino e Santina), tios, tias, primos, primas, e aos meus saudosos avós Chico e Cida.

Agradeço imensamente a minha esposa (Aline) e filha (Elisa) pelo apoio incondicional em todas as situações, nos momentos de dificuldades vocês foram o meu “esteio”, e me deram força para eu caminhar. Amo vocês imensamente!

Por fim, agradeço a Deus, pois sei desde o início que isto é obra Tua, e aceito este presente com muito amor e reverência.

“Uma experiência nunca é um fracasso, pois sempre vem demonstrar algo”. Thomas Edison

APRESENTAÇÃO DA TESE E RESUMO GERAL

As atividades humanas têm gerado impactos à biodiversidade aquática sem precedentes. Deste modo, conhecer os impactos gerados por estas atividades é de suma importância, pois os peixes da região neotropical representam aproximadamente 1\5 das espécies de peixes do mundo, ou talvez 10% de todas as espécies de vertebrados do planeta. As atividades agrícolas causam alterações na paisagem e dependendo do uso do solo podem reduzir sua permeabilização, aumento do escoamento superficial e da sedimentação, redução da percolação, fragmentação de florestas e entrada de poluentes no curso d'água. Estes efeitos causam alterações na estrutura do riacho e, conseqüentemente, afetam as comunidades de peixes. Todavia, os diferentes tipos do uso do solo não promovem mudanças idênticas nos sistemas aquáticos, de modo que os efeitos sobre as comunidades de peixes serão diferenciados. Entender os efeitos diretos e indiretos que afetam a estrutura das assembleias de peixes é de grande relevância. Além do mais, em estudos que incluem diversos fatores: uso e cobertura do solo, estrutura do riacho, geográfico e espacial (*watercourse distance*). Estes tipos de estudos promovem a ampliação do conhecimento para subsidiar medidas conservacionistas. O objetivo do presente estudo é responder se há relação do uso do solo por atividades agrícolas com as assembleias de peixes e testar se estas relações são dependentes da escala espacial. O estudo foi conduzido no sudeste da Mata Atlântica em extensão de aproximadamente 240 km da Bacia do Alto Rio Paranapanema. Foram realizadas amostragens em 30 riachos de cabeceiras que contemplam trechos de 2ª a 5ª ordem. Imagens de satélites foram adquiridas para realizar a classificação do uso e cobertura do solo. Análises de Redundância foram aplicadas para testar a relação do uso do solo sobre a composição e análise de caminhos para testar relações diretas e indiretas entre o uso do solo e a riqueza de espécies de peixes de riachos. Os resultados evidenciaram que há relação do uso do solo com a composição e riqueza de espécies de peixes, mas é dependente da escala espacial adotada. As análises de partição de variância e redundância mostraram que na escala de microbacia a maior parte da variação em LULC foi explicada conjuntamente por fatores geográficos e espaciais indicando intercorrelação entre esses dois conjuntos de variáveis. Houve uma relação entre as variáveis ambientais locais e LULC (land use and land cover) na escala de microbacia. O teste da análise de redundância (RDA) mostrou que existe uma relação entre a composição e as variáveis ambientais locais e os fatores espaciais. Há relação indireta entre a riqueza de espécies de peixes e o uso do solo, mas depende do tipo de uso praticado. As espécies apresentaram associação com o tipo de uso do solo. Espécies

generalistas são mais comuns em riachos cujas microbacias apresentam maior pressão antrópica. Nosso trabalho indica que o conceito hierárquico é válido para identificar os fatores ambientais que afetam a composição das assembleias de peixes. Este estudo destaca a importância do manejo em escala de microbacia na preservação de peixes de riachos. O trabalho também indica que a agricultura apresenta maior efeito indireto (negativo) sobre a riqueza de peixes, e que os diferentes tipos de uso do solo afetam de forma indireta a riqueza de peixes de riachos, pois o uso do solo na escala da microbacia contribui na alteração da estrutura do riacho, que conseqüentemente afeta a assembleia de peixes de riachos.

Palavras-chave: Bacia hidrográfica, Comunidades de peixes, Conservação, Ecologia de riachos, Floresta Nativa.

ABSTRACT

Human activities have generated unprecedented impacts on aquatic biodiversity. Thus, knowing the impacts generated by these activities is extremely important, as fish from the Neotropical region represent approximately 1\5 of the world's fish species, or perhaps 10% of all vertebrate species on the planet. Agricultural activities cause changes in the landscape and, depending on land use, they can reduce permeabilization and percolation, increase runoff, , increase in sedimentation, fragmentation of forests, and the entry of pollutants into the watercourse. These effects cause changes in the stream structure and, consequently, affect the fish communities. However, different types of land use do not promote identical changes in aquatic systems, so the effects on fish communities will be differentiated. Understanding the direct and indirect effects that affect the structure of fish assemblages is of great relevance, moreover, in studies that include several factors: land-use and land-cover (LULC), stream structure, geographic and spatial (watercourse distance). These types of studies promote the expansion of knowledge to support conservation measures. The present study aims to answer whether there is a relationship between land use for agricultural activities and fish assemblages and to test whether these relationships are dependent on the spatial scale. The study was conducted in the southeastern of the Rain Forest in an extension of approximately 240 km from the Upper Rio Paranapanema Basin. Sampling was carried out in 30 streams of headwaters that include stretches of 2nd to 5th order. Satellite images were acquired to carry out the classification of land-use and land-cover. Redundancy analyzes (RDA) were applied to test the relationship between land use and composition and paths analyses to test direct and indirect relationships between land use and the richness of stream fish species. The results showed that there is a relationship between land use and the composition and richness of fish species, but it is dependent on the spatial scale adopted. The analysis of partition of variance and redundancy showed that in the catchment scale most of the variation in LULC was explained together with by geographic and spatial factors indicating intercorrelation between these two sets of variables. There was a relationship between local environmental variables and LULC on the catchment scale. The RDA test showed that there is a relationship between composition and local environmental variables and spatial factors. There is an indirect relationship between the richness of fish species and land use, but it depends on the type of use practiced. The species were associated with the type of land use. Generalist species are more common in streams whose catchment has higher anthropic pressure. Our work indicates that the hierarchical

concept is valid to identify the environmental factors that affect the composition of the fish assemblages. This study highlights the importance of catchment management in the preservation of stream fish. The work also indicates that agriculture has a greater indirect (negative) effect on the fish richness and that different types of land use indirectly affect the fish richness of streams, as the land use on the watershed scale contributes in the alteration of the stream structure, which consequently affects the assembly of stream fish.

Keywords: Fish communities, Conservation, Freshwater Ecology, Native Forest, Watershed.

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO 1

- Figura 1** – As cores representam um exemplo real de uso e cobertura do solo: floresta nativa (verde escuro), silvicultura (verde claro), agricultura (laranja) e curso d’água/represamento (azul). O trecho de riachos em que ocorreu a amostra de peixes é representada pelo ponto preto. Adaptado de MORLEY; KARR, (2002).....26
- Figura 2** – Hipótese sobre a mudança de regime de estabilidade (ver HOLLING, 1973) das assembleias de peixes de riachos sob efeito de múltiplas mudanças de uso e cobertura do solo ao longo de um dado período de tempo. Com o passar do tempo o grau de homogeneização do habitat e da assembleia se tornam tão grandes que há um aprofundamento da estabilização em um estado degradado muito difícil de ser revertido sem intervenção humana (*e.g.* restauração de habitat, reintrodução de espécies nativas).....29
- Figura 3** – Hipótese sobre as relações diretas e indiretas da paisagem com as assembleias de peixes em ambientes aquáticos. Em agroecossistemas antigos, as assembleias apresentam espécies generalistas selecionadas por filtros ambientais passados e, possivelmente a relação da paisagem com essas assembleias, característica de ambientes aquáticos naturais e com conversão recente, estão ausentes.....31

CAPÍTULO 2

- Fig.1** – Study area in the Upper Paranapanema basin (southeast Rain Forest, Brazil). Sampling sites ($n = 30$) are black circles, and catchment are grey polygons.....40
- Fig.2** – Three spatial scales. The colors represent a real example of land use and occupation: native forest (dark green), forestry (light green), and agriculture (orange). Modified from Morley & Karr, 2002; Allan, 2004.....43
- Fig.3** - Hypothesized hierarchical association among environmental factors and fish assemblage composition.....44
- Fig.4** - Ordination plot of RDA analysis. Environmental factors are mentioning by blue arrows. Fish species are indicating by red arrows. Black dots indicate the sites. Species with a correlation of less than 0.2 were removed. Aboc (*Astyanax bockmanni*), Bstr (*Bryconamericus stramineus*), Cgom (*Characium gomesi*), Pava (*Pimelodella avanhandavae*), Prei (*Phalloceros reisi*), and Rpen (*Rineloricaria pentamaculata*).....48

CAPÍTULO 3

- Figura 1** – Três escalas espaciais. As cores representam um exemplo real do uso e cobertura do solo: floresta nativa (verde escuro), silvicultura (verde claro) e agricultura (laranja). Modificado de ALLAN, 2004; MORLEY; KARR, 2002.....67

Figura 2 – Área de estudo na Bacia do Alto Paranapanema (sudeste da floresta da Mata Atlântica, Brasil). Pontos amostrais (n = 30) estão em círculos pretos, e microbacias estão em polígonos cinzas.....	69
Figura 3 - Modelo teórico para a análise de caminhos. Na porção superior estão as variáveis de uso e cobertura do solo na escala da microbacia (agricultura e silvicultura) que serão analisadas separadamente. A floresta nativa será analisada tanto na escala local e ripário. Acreditamos que há relação dos diferentes tipos de uso de solo com a estrutura do riacho. Por consequência, acreditamos que as variáveis que estruturam o riacho apresentam relação com a riqueza de peixes.....	73
Figura 4 - Análise de caminhos para o uso do solo na agricultura na escala de microbacia, e cobertura do solo por floresta nativa na escala local e ripário. Setas inteiras indicam valor de P significativo e setas tracejadas valor de P não significativo.....	76
Figura 5 - Análise de caminhos para o uso do solo na silvicultura na escala de microbacia, e cobertura do solo por floresta nativa na escala local e ripário. Setas inteiras indicam valor de P significativo e setas tracejadas valor de P não significativo.....	77
Figura 6 – Gráfico de dispersão das espécies e trechos de riachos para os tipos de uso do solo: Floresta Nativa (FN), Silvicultura (FP) e Agricultura (AGR).....	78

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO 1

Tabela 1 - Alterações ambientais promovidas pelo uso e ocupação do solo e os efeitos nos corpos d'água.....	25
--	----

CAPÍTULO 2

Table 1 - Summary of LULC variation in reach buffer, riparian buffer, and catchment scales.....	43
Table 2 - Summary of environmental variables. Variables in bold are selected.....	47

CAPÍTULO 3

Tabela 1 - Média, desvio padrão (DP), valores mínimos (Min.) e máximos (Máx.) para floresta nativa, silvicultura e agricultura nas três escalas espaciais, substrato, estabilidade das margens e riqueza de espécies.....	72
Tabela 2 - Resultados do modelo de equação estrutural para os dois modelos testado para prever os efeitos da agricultura e silvicultura sobre a riqueza de peixes via modificação da estrutura do riacho (variáveis endógenas). Valor de P não significativo ($P > 0.05$) indica baixa diferença entre os dados observados e o modelo hipotético. Número de amostras (N); qui-quadrado (X^2); graus de liberdade (g.l); probabilidade global (P); raiz do erro quadrático médio de aproximação (RMSEA); índice de ajuste comparativo (CFI); resíduo da raiz quadrada média padronizada (SRMR); variância explicada para cada variável endógena (R^2).....	75

SUMÁRIO

Introdução Geral.....	17
Referências Bibliográficas.....	19
CAPÍTULO 1 - Relações do padrão do uso e cobertura do solo de microbacias com as comunidades de peixes de riachos.....	23
Revisão da Literatura.....	23
Referências Bibliográficas.....	31
CAPÍTULO 2 - The hierarchical environmental structure and catchment-scale land cover structuring the stream fish assemblage composition from southeast Rain Forest.....	36
Introduction.....	37
Material and methods.....	39
Results.....	46
Discussion.....	49
References.....	52
CAPÍTULO 3 – Efeito do uso do solo por atividades agrícolas sobre a ictiofauna de riachos da Mata Atlântica.....	64
Introdução.....	65
Material e métodos.....	68
Resultados.....	75
Discussão.....	78
Referências Bibliográficas.....	80
CAPÍTULO 4 – CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	88

INTRODUÇÃO GERAL

As atividades agrícolas causam alterações na paisagem e dependendo do uso do solo podem reduzir sua permeabilização, aumentar o escoamento superficial e a sedimentação, reduzir a percolação, fragmentar florestas e permitir a entrada de poluentes no curso d'água (BROGNA *et al.*, 2018; MELLO *et al.*; 2018; CRUZ *et al.*, 2013; ALLAN, 2004).

O uso do solo para as atividades agrícolas tem relação com o enriquecimento de nutrientes, assoreamento, perda de detritos, redução ripária, alteração do fluxo hidrológico e poluição por contaminantes nos cursos d'água, (ALLAN; CASTILLO, 2007; ALLAN, 2004; ALLAN; ERICKSON; FAY, 1997; HUGHES; PECK, 2008; LEAL *et al.*, 2016).

Estes efeitos da agricultura sobre o riacho influenciam a comunidade aquática, pois o enriquecimento por nutrientes permite o aumento da produção e biomassa autotrófica resultando em mudanças na composição das comunidades com proliferação de algas filamentosas, acelera a taxa de decomposição da matéria orgânica morta e pode causar diminuição do oxigênio dissolvido resultando na extinção local de espécies sensíveis restando somente as mais tolerantes (ARANTES *et al.*, 2018; ZENI; CASATTI, 2014).

O assoreamento leva ao aumento da turbidez, prejudica a capacidade do substrato em manter a produção de perifíton e biofilme, diminui a produção primária, preenche habitats intersticiais prejudicando a ocupação de peixes e macroinvertebrados nas fendas das rochas, prejudica as brânquias e superfícies respiratórias e reduz a heterogeneidade da coluna d'água causando diminuição da riqueza de espécies que vivem em poções (ESSELMAN; ALLAN, 2010; MONTAG *et al.*, 2019; TIBÚRCIO *et al.*, 2016).

A perda de detritos permite a redução do substrato para alimentação, fixação e cobertura, perda de sedimento e estoque de material orgânico, altera o fluxo hidráulico e, portanto, a disponibilidade de habitats, altera a diversidade de invertebrados e peixes e o funcionamento das comunidades (ALLAN, 2004; ARANTES *et al.*, 2018; ZENI; CASATTI, 2014).

A redução ripária implica na redução do sombreamento causando aumento na temperatura do riacho e na penetração de luz promovendo o crescimento de macrófitas, diminui a estabilidade das margens, a entrada de folhas e troncos, a retenção de nutrientes e contaminantes, reduz a retenção de sedimentos e aumenta a erosão das margens e canal, altera a quantidade e o tipo do carbono orgânico dissolvido que atinge os riachos, diminui a retenção de material orgânico bentônico devido à perda da entrada direta e estruturas de retenção e altera estrutura trófica (ALLAN, 2004; DALA-CORTE *et al.*, 2016; TANAKA *et al.*, 2016).

A alteração do fluxo hidrológico altera a relação escoamento superficial/evapotranspiração causando aumento na magnitude e frequência dos pulsos de inundação e diminuição do nível da água no período de seca, contribui para alteração da dinâmica do canal aumentando a erosão do canal e do entorno e diminuição das inundações, aumenta o transporte de nutrientes, sedimentos e contaminantes, degradando os habitats dentro do canal (ALLAN, 2004; ALLAN; ERICKSON; FAY, 1997; GUNKEL *et al.*, 2007).

A poluição das águas pode aumentar a concentração de metais pesados, material sintético e compostos orgânicos tóxicos que podem estar em suspensão ou associados ao sedimento e nos tecidos; aumenta as deformidades, aumenta as taxas de mortalidade, diminui o crescimento, reprodução, fator de condição e sobrevivência dos peixes, perturba o sistema endócrino e provoca evasão das espécies de peixes (ALLAN, 2004; CORBI; TRIVINHO-STRIXINO; DOS SANTOS, 2008; FONSECA *et al.*, 2016).

Devido a relação indireta do uso do solo sobre as comunidades de peixes de riachos, a maioria dos estudos utiliza de métodos estatísticos associativos para explicar essas relações (FERREIRA *et al.*, 2015; ILHA; ROSSO; SCHIESARI, 2019; LEITE *et al.*, 2015; VIEIRA; DIAS-SILVA; PACÍFICO, 2015; JUAN *et al.*, 2016; NEVES; AMORIM; DELARIVA, 2018; PRUDENTE *et al.*, 2017; ZANINI *et al.*, 2017). Nos últimos anos, a abordagem com modelos de equação estrutural tem sido aplicada para entender o efeito indireto e direto do uso do solo sobre a ictiofauna (LEITÃO *et al.*, 2018; DALA-CORTE *et al.*, 2016). Estes estudos em sua maioria levam em consideração a escala espacial local, ripária e microbacia, de modo, favorece no entendimento do uso do solo e suas relações.

O objetivo do presente estudo é analisar o efeito do uso do solo por atividades agrícolas, mas com abordagens distintas. O primeiro (Capítulo 2) é analisar a relação do uso do solo seguindo uma proposta hierárquica e particionada, que considera os efeitos geográficos, espacial, uso do solo (escala: local, ripária e microbacia) e a estrutura do riacho sobre a composição das assembleias de peixes. O segundo (Capítulo 3) é analisar os efeitos diretos e indiretos do uso do solo sobre a riqueza de peixes e testar se o uso do solo dominante na escala da microbacia apresenta associação com as comunidades de peixes de riachos.

O trabalho está organizado em três capítulos: (i) realizar uma revisão bibliográfica sobre as relações do padrão do uso e cobertura do solo de microbacias com as comunidades de peixes de riachos (Capítulo 1). (ii) analisar a estrutura ambiental seguindo um modelo hierárquico que estruturam a composição dos peixes de riachos da Mata Atlântica (Capítulo 2). (iii) analisar os

efeitos diretos e indiretos do uso do solo por atividades agrícolas (agricultura e silvicultura) sobre a ictiofauna de riachos da Mata Atlântica (Capítulo 3).

Referências Bibliográficas

ALLAN, J. David. Landscapes and riverscapes: The influence of land use on stream ecosystems. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 35, n. 2002, p. 257–284, 2004. Disponível em: <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.35.120202.110122>

ALLAN, J. David; ERICKSON, Donna L.; FAY, John. The influence of catchment land use on stream integrity across multiple spatial scales. **Freshwater Biology**, v. 37, n. 1, p. 149–161, 1997. Disponível em: <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.1997.d01-546.x>

ALLAN, J. D.; CASTILLO, M. M. **Stream Ecology: Structure and Functions of Running Waters**. 2. ed.: Springer, 2007. Disponível em: <https://doi.org/10.16309/j.cnki.issn.1007-1776.2003.03.004>

ARANTES, Caroline C. *et al.* Relationships between forest cover and fish diversity in the Amazon River floodplain. **Journal of Applied Ecology**, v. 55, n. 1, p. 386–395, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12967>

BROGNA, D. *et al.* Forest cover correlates with good biological water quality. Insights from a regional study (Wallonia, Belgium). **Journal of Environmental Management**, v. 211, p. 9–21, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.01.017>

CORBI, Juliano José; TRIVINHO-STRIXINO, Susana; DOS SANTOS, Ademir. Environmental evaluation of metals in sediments and dragonflies due to sugar cane cultivation in neotropical streams. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 195, n. 1–4, p. 325–333, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11270-008-9749-1>

CRUZ, Bruna B.; MIRANDA, Leandro E.; CETRA, Mauricio. Links between riparian landcover, instream environment and fish assemblages in headwater streams of south-eastern Brazil. **Ecology of Freshwater Fish**, v. 22, n. 4, p. 607–616, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/eff.12065>

DALA-CORTE, Renato B. *et al.* Revealing the pathways by which agricultural land-use affects stream fish communities in South Brazilian grasslands. **Freshwater Biology**, v. 61, n. 11, p. 1921–1934, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/fwb.12825>

ESSELMAN, P. C.; ALLAN, J. D. Relative influences of catchment- and reach-scale abiotic factors on freshwater fish communities in rivers of northeastern Mesoamerica. **Ecology of Freshwater Fish**, v. 19, n. 3, p. 439–454, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1600->

0633.2010.00430.x

FERREIRA, Cristiane de Paula *et al.* Edge-mediated effects of forest fragments on the trophic structure of stream fish. **Hydrobiologia**, v. 762, n. 1, p. 15–28, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10750-015-2330-1>

FONSECA, A. R. *et al.* From catchment to fish: Impact of anthropogenic pressures on gill histopathology. **Science of the Total Environment**, v. 550, p. 972–986, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.01.199>

GUNKEL, Günter *et al.* Sugar cane industry as a source of water pollution - Case study on the situation in Ipojuca river, Pernambuco, Brazil. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 180, n. 1–4, p. 261–269, 2007. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11270-006-9268-x>

HUGHES, Robert M.; PECK, David V. Acquiring data for large aquatic resource surveys: The art of compromise among science, logistics, and reality. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 27, n. 4, p. 837–859, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1899/08-028.1>

ILHA, Paulo; ROSSO, Sergio; SCHIESARI, Luis. Effects of deforestation on headwater stream fish assemblages in the Upper Xingu River Basin, Southeastern Amazonia. **Neotropical Ichthyology**, v. 17, n. 1, p. 1–12, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/1982-0224-20180099>

JUEN, L. *et al.* Effects of Oil Palm Plantations on the Habitat Structure and Biota of Streams in Eastern Amazon. **River Research and Applications**, v. 32, n. 10, p. 2081–2094, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/rra.3050>

LEAL, Cecília G. *et al.* Multi-scale assessment of human-induced changes to Amazonian instream habitats. **Landscape Ecology**, v. 31, n. 8, p. 1725–1745, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10980-016-0358-x>

LEITÃO, Rafael P. *et al.* Disentangling the pathways of land use impacts on the functional structure of fish assemblages in Amazon streams. **Ecography**, v. 41, n. 1, p. 219–232, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/ecog.02845>

LEITE, Gustavo F. M. *et al.* Effects of conservation status of the riparian vegetation on fish assemblage structure in neotropical headwater streams. **Hydrobiologia**, v. 762, n. 1, p. 223–238, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10750-015-2351-9>

MELLO, Kaline de *et al.* Effects of land use and land cover on water quality of low-order streams in Southeastern Brazil: Watershed versus riparian zone. **Catena**, v. 167, n. April, p. 130–138, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.04.027>

MONTAG, Luciano F. A. *et al.* Land cover, riparian zones and instream habitat influence stream fish assemblages in the eastern Amazon. **Ecology of Freshwater Fish**, v. 28, n. 2, p. 317–329, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/eff.12455>

NEVES, Mayara Pereira; AMORIM, João Paulo de Arruda; DELARIVA, Rosilene Luciana. Influence of land use on the health of a detritivorous fish (*Ancistrus mullerae*) endemic to the Iguassu ecoregion: relationship between agricultural land use and severe histopathological alterations. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 25, n. 12, p. 11670–11682, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11356-018-1283-0>

PRUDENTE, Bruno S. *et al.* Effects of reduced-impact logging on physical habitat and fish assemblages in streams of Eastern Amazonia. **Freshwater Biology**, v. 62, n. 2, p. 303–316, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/fwb.12868>

TANAKA, Marcel Okamoto *et al.* Influence of watershed land use and riparian characteristics on biological indicators of stream water quality in southeastern Brazil. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 216, p. 333–339, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.10.016>

TIBÚRCIO, Gabriela Santos *et al.* Landscape effects on the occurrence of ichthyofauna in first-order streams of southeastern Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 28, n. 0, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/s2179-975x2515>

VIEIRA, T. B.; DIAS-SILVA, K.; PACÍFICO, E. S. Assesment of aboveground biomass stock in the Pachaimalai forest of Eastern Ghats in India. **Applied Ecology and Environmental Research**, v. 13, n. 1, p. 85–97, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.15666/aeer/1301>

ZANINI, Talitha S. *et al.* Diversidade da ictiofauna de riachos de cabeceira em paisagens antropizadas na bacia do Alto Paraguai. **Iheringia - Serie Zoologia**, v. 107, p. 1–7, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/1678-4766e2017006>

ZENI, Jaqueline O.; CASATTI, Lilian. The influence of habitat homogenization on the trophic structure of fish fauna in tropical streams. **Hydrobiologia**, v. 726, n. 1, p. 259–270, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10750-013-1772-6>

CAPÍTULO 1 –

Almeida, R.S., Brejão, G.L., Zeni, J.O., Cetra, M. Relações do padrão do uso e cobertura do solo de microbacias com as comunidades de peixes de riachos. Orgs.: Valente, R.A. & Mello, K. In: **Avaliação multiescala dos impactos do uso e cobertura do solo na qualidade da água.**

RELAÇÕES DO PADRÃO DO USO E COBERTURA DO SOLO DE MICROBACIAS COM AS COMUNIDADES DE PEIXES DE RIACHOS.

Revisão da Literatura

Assim como todas as comunidades biológicas, as comunidades de peixes são formadas a partir de espécies que conseguem chegar a um dado local, encontrem condições ambientais adequadas e as interações interespecíficas permitam um equilíbrio populacional. Caso um destes fatores seja limitante para uma dada espécie, essa não terá aptidão para ser manter nesta comunidade local (VELLEND, 2010).

Muitos trabalhos buscam entender a importância de fatores ambientais terrestres sobre o ecossistema aquático (FAUSCH *et al.*, 2002; POFF, 1997; PUSEY; ARTHINGTON, 2003). Alguns estudos tem demonstrado que o entorno florestado das margens de um rio contribui com o aumento da heterogeneidade ambiental dentro do canal (“instream”), pois favorece a entrada de matéria alóctone, tais como, serapilheira, galhos, tronco, frutos e insetos (WANTZEN *et al.*, 2008). A heterogeneidade ambiental resultante do ambiente externo ao corpo d’água provoca um aumento na quantidade de recursos que favorece o aumento na riqueza taxonômica e funcional de espécies, dando oportunidade para a permanência de espécies generalistas e especialistas (TERESA; CASATTI, 2012). Além disso, atua na entrada de energia na forma de luz e manutenção da estabilidade da temperatura da água (BROGNA *et al.*, 2018; CRUZ *et al.*, 2013).

Fisicamente, os riachos estão nas porções mais baixas do relevo, de modo que estes ambientes sofrem efeitos das perturbações causadas na bacia hidrográfica (ALLAN, 2004) (Tabela 1). Estas alterações podem apresentar magnitudes distintas dependendo do tipo de uso e ocupação do solo, por exemplo, pastagem, agricultura, exploração madeireira, desmatamento e urbanização.

Dado as principais linhas de estudos do efeito do uso do solo sobre a ictiofauna, apresentaremos alguns estudos que buscaram demonstrar a importância da escala de estudo, o limiar de resposta biológica e a cronologia do evento do uso do solo e o efeito dos diferentes tipos de uso do solo sobre as comunidades de peixes em riachos. Para isso, serão usados estudos de casos que contemplam o uso de diferentes variáveis biológicas em distintos biomas brasileiros como Amazônia, Cerrado, Mata Atlântica e Pampas.

Os diferentes tipos do uso do solo não promovem mudanças idênticas nos sistemas aquáticos, de modo que os efeitos sobre as comunidades de peixes serão diferenciados. Um dos trabalhos pioneiros no Brasil que buscou verificar as relações entre o uso do solo e a diversidade de peixes em riachos foi GERHARD (2005). Ele realizou seu estudo na bacia hidrográfica do Rio Corumbataí numa zona de transição entre o Cerrado e Mata Atlântica paulista. Ele categorizou as microbacias quanto ao predomínio de cultivo de cana-de açúcar, pastagem e floresta nativa e verificou que as microbacias com predomínio de pastagem foram dominadas pelo grupo de peixes detritívoro-iliófago (se alimentam de lodo) com pouca representação de insetívoros (se alimentam de insetos aquáticos). Ele destacou que este padrão depende do tipo de relevo e ausência de mata na zona ripária.

Em uma abordagem interessante utilizando isótopos estáveis de carbono ($\delta^{13}C$) e nitrogênio ($\delta^{15}N$) para dados de tecido e conteúdo alimentar dos peixes, CARVALHO *et al.*, (2017) avaliaram como diferentes usos do solo podem alterar a estrutura trófica das comunidades de peixes nos riachos pertencentes à bacia do Rio Paraná no Cerrado. Eles verificaram que os peixes de riachos inseridos em áreas de pastagem exibiram maior amplitude de fontes de carbono, ao passo que, os peixes em riachos com maior predominância do cultivo de cana-de-açúcar houve maior amplitude de nitrogênio. Eles argumentam que entre os usos de solo analisados, o cultivo de cana de açúcar é mais danoso à estrutura trófica das comunidades de peixes.

Tabela 1 – Alterações ambientais promovidas pelo uso e ocupação do solo e os efeitos nos corpos d'água.

Uso do solo	Alteração Ambiental	Efeitos
Agricultura	Enriquecimento de nutrientes	Aumenta a produção e biomassa autotrófica resultando em mudanças na composição das comunidades com proliferação de algas filamentosas, particularmente se a luz também aumenta; acelera a taxa de decomposição da matéria orgânica morta e pode causar diminuição do oxigênio dissolvido resultando na extinção local de espécies sensíveis restando somente as mais tolerantes.
Agricultura Desmatamento Pastagem	Assoreamento	Aumenta a turbidez; prejudica a capacidade do substrato em manter a produção de perifíton e biofilme; diminui a produção primária; reduz a qualidade de alimento causando efeitos "bottom-up" ao longo da cadeia alimentar; preenche habitats intersticiais prejudicando a ocupação de peixes e macroinvertebrados nas fendas das rochas; prejudica as brânquias e superfícies respiratórias e; reduz a heterogeneidade da coluna d'água causando diminuição da riqueza de espécies que vivem em poções.
Agricultura Desmatamento Pastagem	Perda de detritos lenhosos	Reduz o substrato para alimentação, fixação e cobertura; perda de sedimento e estoque de material orgânico; reduz a conversão energética; altera o fluxo hidráulico e, portanto, a disponibilidade de habitats; reduz a estabilidade das margens; altera a diversidade de invertebrados e peixes e o funcionamento das comunidades.
Desmatamento Urbanização	Redução ripária/abertura do dossel	Reduz o sombreamento causando aumento na temperatura do riacho e na penetração de luz promovendo o crescimento de macrófitas; diminui a estabilidade das margens, a entrada de folhas e troncos, a retenção de nutrientes e contaminantes; reduz a retenção de sedimentos e aumenta a erosão das margens e canal; altera a quantidade e o tipo do carbono orgânico dissolvido que atinge os riachos; diminui a retenção de material orgânico bentônico devido a perda da entrada direta e estruturas de retenção e; altera estrutura trófica.
Urbanização Agricultura	Hidrológica	Altera o balanço escoamento superficial/evapotranspiração causando aumento na magnitude e frequência dos pulsos de inundação e diminuição do nível da água no período de seca; contribui para alteração da dinâmica do canal aumentando a erosão do canal e do entorno e diminuição das inundações; aumenta o transporte de nutrientes, sedimentos e contaminantes, degradando os habitats dentro do canal; fortes efeitos de superfícies impermeáveis e transporte de águas pluviais em bacias hidrográficas urbanas e de sistemas de drenagem com compactação do solo em bacias com agricultura.
Urbanização	Poluição por contaminantes	Aumenta a concentração de metais pesados, material sintético e compostos orgânicos tóxicos que podem estar em suspensão ou associados ao sedimento e nos tecidos; aumenta as deformidades; aumenta as taxas de mortalidade; diminui o crescimento, reprodução, fator de condição e sobrevivência dos peixes; perturba o sistema endócrino e; provoca evasão das espécies de peixes.

A importância multi-escala no uso do solo sobre a ictiofauna

Diferentes perturbações devem exercer sua influência em diferentes escalas e por diferentes caminhos (WIENS, 1989). A investigação multi-escala frequentemente avalia a relação entre as condições do riacho e o uso do solo medidos em diferentes escalas (ALLAN, 2004). Para a definição das diferentes escalas, seguimos um conceito bastante difundido por ecólogos de riachos (ALLAN, 2004; DALA-CORTE *et al.*, 2016; LEAL *et al.*, 2016, 2018; LEITÃO *et al.*, 2018; MOLINA *et al.*, 2017; ROA-FUENTES; CASATTI, 2017). Nestes estudos toma-se o trecho amostrado como limite inferior da área a ser considerada. Na escala local, o raio do “buffer” pode variar entre os estudos, mas não é comum ver trabalhos que utilizem raio superior a 1000 m (Figura 1a). Na escala ripária, utilizam-se duas faixas ao longo do riacho. Alguns trabalhos utilizam toda a extensão acima do trecho de riacho em que ocorreu a coleta de peixes e outros definem alguns quilômetros. A largura das faixas (“buffer”) pode variar, geralmente utilizam larguras de 30 a 100 m (Figura 1b). Na escala de microbacia utiliza-se a área delimitada pelo perímetro que representa o divisor de águas a partir do trecho de riacho (Figura 1c).

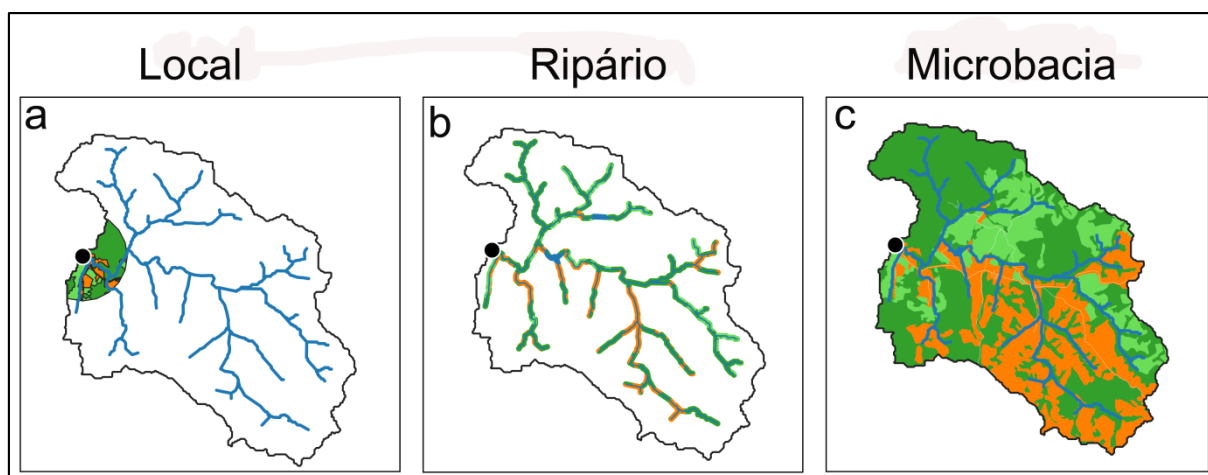


Figura 1 – As cores representam um exemplo real de uso e cobertura do solo: floresta nativa (verde escuro), silvicultura (verde claro), agricultura (laranja) e curso d’água/resapamento (azul). O trecho de riachos em que ocorreu a amostra de peixes é representada pelo ponto preto. Adaptado de MORLEY; KARR, (2002).

É comum que as variáveis mensuradas dentro do riacho sofram efeito de diferentes escalas da paisagem. Por exemplo, a temperatura da água não é influenciada somente pela entrada de luz no local do trecho estudado, mas provavelmente pela entrada de luz ao longo de quilômetros à montante deste trecho (QUINN, 2000). Deste modo, a escala

riparia pode representar melhor o efeito da temperatura sobre a comunidade de peixes. Para quantificar o efeito de áreas urbanizadas, alguns estudos sugerem que vale a pena investigar o efeito da impermeabilização do solo na escala de microbacia, pois esta escala deve representar melhor a variação do regime da água e entrada de sedimentos, que por consequência afeta a ictiofauna (WANG et al., 2001).

Em riachos do Alto Rio Paranaíba e Alto Rio São Francisco no Cerrado, MACEDO *et al.*, (2014) realizaram um estudo multi-taxa utilizando como variáveis resposta a riqueza de macroinvertebrados e peixes e a cobertura do solo (plantações de eucalipto, pastagem, agricultura e urbanização), a paisagem geofísica e informações locais nos riachos como variáveis explanatórias. Os autores verificaram que a importância isolada do uso do solo foi responsável por 5% da variação da riqueza de espécies e o restante foi explicado por fatores geográficos (22%) e hábitat local (21%). A riqueza de espécies de peixes apresentou relação positiva com a distância da cidade.

Na região da Amazônia Oriental, LEITÃO *et al.*, (2018) analisaram a relação funcional e taxonômica da comunidade de peixes com o uso do solo classificado como desmatamento, densidade de estradas e intensificação da agricultura em riachos, conhecidos na região como igarapés, de duas regiões modificadas pelo homem. Eles também quantificaram variáveis locais e, portanto, realizaram uma análise que levou em consideração a escala espacial organizada hierarquicamente. Foi verificado que, na escala de microbacia, o aumento do desmatamento: i) elevou a temperatura da água que, por sua vez, diminuiu a riqueza de espécies com características relacionadas a ocupação de substrato consolidado; ii) diminuiu a estabilidade das margens ocasionando a diminuição da equabilidade das comunidades, e: iii) diminuiu a quantidade de detritos lenhosos, que por consequência, diminuiu a riqueza taxonômica e a riqueza e singularidade funcional. Também foi observado que o desmatamento local diminuiu o sombreamento, aumentou a temperatura e quantidade de vegetação aquática no riacho, o que diminuiu a equabilidade funcional, ou seja, os grupos funcionais por riacho apresentaram maior variação na abundância. Neste caso, espécies com boa capacidade de manobra em micro-habitats estruturados apresentaram baixa representação proporcional.

Para evidenciar a importância de práticas agrícolas sobre a ictiofauna na região dos Campos nos Pampas, DALA-CORTE *et al.*, (2016) utilizaram uma abordagem multi-escala. Eles verificaram que as atividades agrícolas nas escalas local e de microbacia foram positivamente relacionadas à cobertura de vegetação aquática e negativamente associadas à detritos lenhosos e serapilheira. O impacto local aumentou o assoreamento

e homogeneizou o substrato. Na escala ripária, a presença de vegetação ripária nativa à montante melhorou a condição de habitat amortecendo a proliferação de macrófitas e fornecendo detritos lenhosos e serapilheira. A riqueza de espécies de peixes foi positivamente relacionada com o aumento da cobertura de macrófitas e detritos lenhosos e serapilheira. A diversidade funcional diminuiu com o assoreamento do substrato. Independentemente da escala do uso do solo, os autores destacaram que riachos em sistemas agrícolas apresentaram uma substituição de espécies bentônicas (de fundo) e litofílicas (associadas ao substrato rochoso) por espécies nectônicas (que vivem na coluna d'água) morfológicamente semelhantes e associadas a macrófitas.

Nos riachos do leste da Amazônia, MONTAG *et al.*, (2019) testaram a hipótese de que a porcentagem de floresta na escala de microbacia estaria correlacionada com a complexidade do habitat dentro do canal (escala local), que por sua vez determinaria a composição e a estrutura das comunidades de peixes. Eles levaram em consideração a distância entre os locais e verificaram que as variáveis na escala local explicaram mais a variação na composição e estrutura das comunidades de peixes do que as variáveis de uso e ocupação do solo na escala de microbacia. Resultado similar foi encontrado em riachos da Mata Atlântica que drenam para a Baía da Guanabara (TERRA *et al.*, 2016).

O desmatamento é um distúrbio que, em geral, apresenta relação não linear com a biodiversidade de riachos. A cronologia do desmatamento pode ser um importante determinante da biota que ocorre em riachos na atualidade, dado que a fauna aquática responde a partir de um limiar da extensão do desmatamento e efeitos desta ação sobre a estrutura física do riacho, dentre eles, simplificação e homogeneização do hábitat não ocorrerem imediatamente após o evento de retirada da cobertura vegetal (RODRIGUES *et al.*, 2016). As populações aquáticas podem levar um tempo maior ainda para responder às mudanças do hábitat (Figura 3) (BURCHER *et al.*, 2008; HARDING *et al.*, 1998; IWATA *et al.*, 2003).

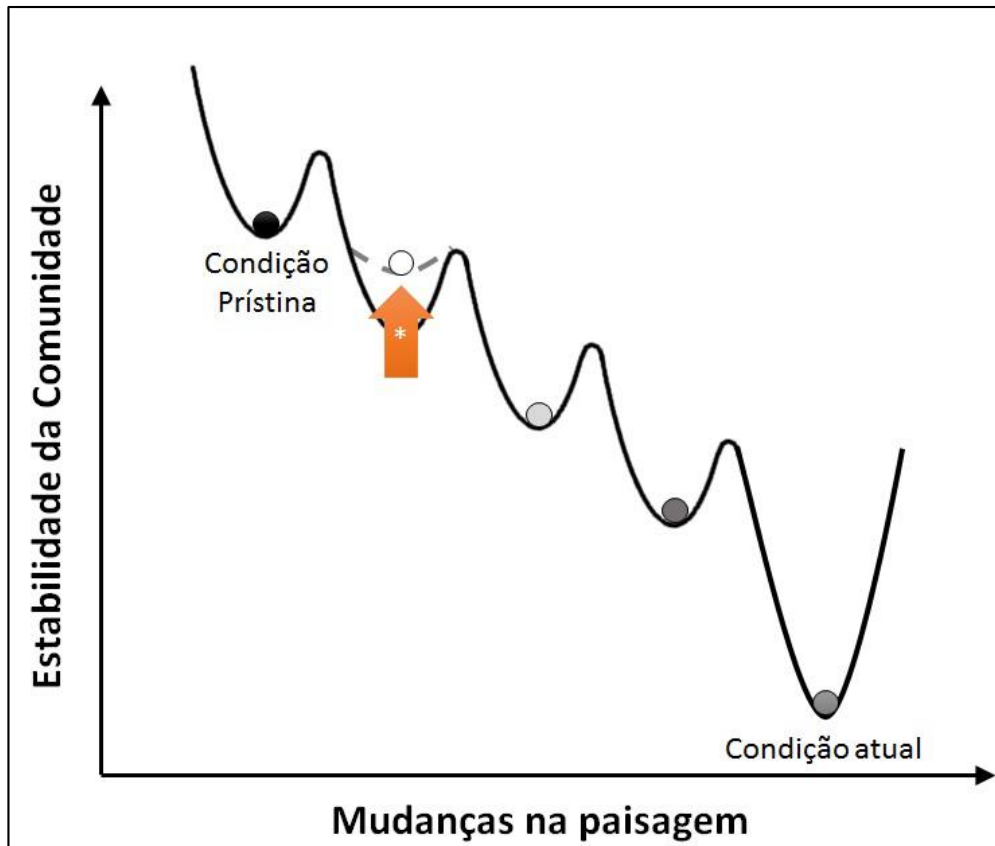


Figura 2 – Hipótese sobre a mudança de regime de estabilidade (ver HOLLING, 1973) das assembleias de peixes de riachos sob efeito de múltiplas mudanças de uso e cobertura do solo ao longo de um dado período de tempo. Com o passar do tempo o grau de homogeneização do habitat e da assembleia se tornam tão grandes que há um aprofundamento da estabilização em um estado degradado muito difícil de ser revertido sem intervenção humana (*e.g.* restauração de habitat, reintrodução de espécies nativas).

São poucos os estudos que avaliaram o limiar de resposta biológica em ecossistemas aquáticos no Brasil com a cronologia do desmatamento. BREJÃO *et al.*, (2018) estudaram quais espécies de peixes de riachos da bacia hidrográfica do Rio Machado (RO), localizada na Amazônia Ocidental, podem ser prejudicadas ou beneficiadas pelo tempo e extensão do desmatamento. Esta bacia apresenta um histórico de desmatamento recente, iniciado a cerca de 50 anos. Eles verificaram que mesmo com 80% das florestas intactas, das 25 espécies de peixes que foram fortemente afetadas pelo gradiente de desmatamento, 60% delas podem desaparecer em menos de 10 anos. Em outro estudo, realizado em riachos dos Pampas, CAMANA (2020) encontrou que a riqueza e composição das comunidades de peixes no presente está mais associada à cobertura vegetal do passado (de 10 a 20 atrás) e que a resposta de alguns grupos funcionais esteve associada com a forma como as condições da bacia mudaram ao longo do tempo (trajetórias históricas). Alguns estudos destacam que para aves e mamíferos

algumas espécies suportam perdas de 50 a 70% de floresta até que suas populações entrem em declínio (ANDRÉN, 1994; MUYLAERT *et al.*, 2016; OCHOA-QUINTERO *et al.*, 2015). Sendo assim, o limiar de extinção local para peixes de riachos é muito menor que o proposto para outros grupos de vertebrados que coloca os peixes de riachos como modelos para planejamento sistemático de conservação biológica.

ZENI *et al.*, (2019) avaliaram os efeitos do uso do solo sobre a estrutura funcional das comunidades de peixes nos riachos amazônicos estudados por BREJÃO *et al.*, (2018) e nos riachos do noroeste paulista estudados por MOLINA *et al.*, (2017). Comparativamente, nos riachos do Rio Machado (RO) o desmatamento é recente e a intensidade de uso do solo é baixa, enquanto nos riachos do noroeste paulista o desmatamento é antigo e a intensidade de uso é alta. Os autores verificaram que o desmatamento levou a um padrão similar na estrutura interna do habitat, com riachos mais heterogêneos associados a microbacias com maiores porcentagens de floresta e riachos homogêneos associados a microbacias com maiores porcentagens de pastagem. Entretanto, os autores não encontraram um padrão geral da estrutura funcional dos peixes nessas duas bacias. Além disso, a maior redundância funcional nos riachos paulistas foi associada a uma longa história de perda de habitat no Alto Paraná, enquanto maior complementaridade funcional foi relacionada ao desmatamento mais recente e à menor intensidade de uso do solo nos riachos do Rio Machado. Eles concluem que as diferenças nos conjuntos de espécies regionais e nos processos históricos entre as bacias influenciaram as respostas funcionais dos peixes ao desmatamento. No entanto, eles destacaram a importância da heterogeneidade do habitat dentro dos riachos e a presença de fragmentos florestais preservados em uma região para evitar a perda de características funcionais únicas.

A maior parte dos estudos que avaliam os efeitos da mudança do uso do solo sobre os peixes tratam principalmente da primeira conversão de ecossistemas naturais para agricultura. Entretanto, o que se verifica atualmente em vários locais do planeta é que a maior parte da conversão é aquela de uma cultura agrícola para outra mais rentável. ZENI *et al.*, (2017) investigaram o efeito da conversão de pastagem para cana-de-açúcar em riachos do noroeste do estado de São Paulo. Diferentemente dos resultados de diversos artigos apresentados neste capítulo, as alterações nas comunidades de peixes não foram relacionadas a alterações na paisagem e no habitat. Agroecossistemas antigos apresentam comunidades já bastante selecionadas por filtros ambientais antigos e, portanto, mais

resilientes à alterações ambientais não drásticas. Nesse cenário, a relação direta com o habitat e indireta com a paisagem está muitas vezes ausente (Figura 3).

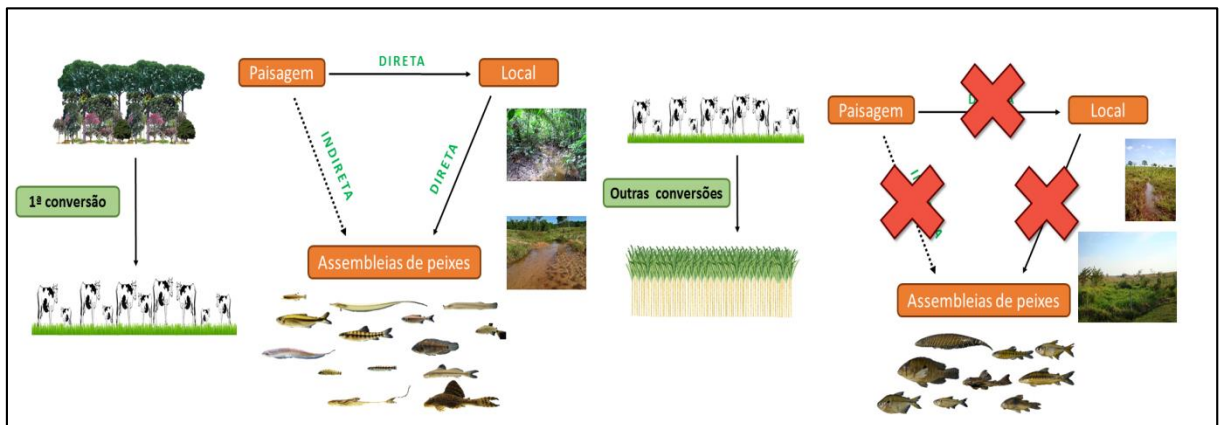


Figura 3 – Hipótese sobre as relações diretas e indiretas da paisagem com as assembleias de peixes em ambientes aquáticos. Em agroecossistemas antigos, as assembleias apresentam espécies generalistas selecionadas por filtros ambientais passados e, possivelmente a relação da paisagem com essas assembleias, característica de ambientes aquáticos naturais e com conversão recente, estão ausentes.

Referências Bibliográficas

ALLAN, J. David. Landscapes and riverscapes: The influence of land use on stream ecosystems. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 35, n. 2002, p. 257–284, 2004. Disponível em: <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.35.120202.110122>

ANDRÉN, H. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals of suitable habitat: a review landscapes with different proportions. **Oikos**, n. 71, p. 355–366, 1994.

BREJÃO, Gabriel L. *et al.* Threshold responses of Amazonian stream fishes to timing and extent of deforestation. **Conservation Biology**, v. 32, n. 4, p. 860–871, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/cobi.13061>

BROGNA, D. *et al.* Forest cover correlates with good biological water quality. Insights from a regional study (Wallonia, Belgium). **Journal of Environmental Management**, v. 211, p. 9–21, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.01.017>

BURCHER, Chris L. *et al.* Fish assemblage responses to forest cover. **Environmental Management**, v. 41, n. 3, p. 336–346, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s00267-007-9049-3>

CAMANA, Mateus. **Trajetórias de uso da terra e seus efeitos sobre comunidades de peixes de riacho no Pampa**. 2020. - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2020.

CARVALHO, Débora Reis *et al.* The trophic structure of fish communities from

streams in the Brazilian Cerrado under different land uses: an approach using stable isotopes. **Hydrobiologia**, v. 795, n. 1, p. 199–217, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10750-017-3130-6>

CRUZ, Bruna B.; MIRANDA, Leandro E.; CETRA, Mauricio. Links between riparian landcover, instream environment and fish assemblages in headwater streams of south-eastern Brazil. **Ecology of Freshwater Fish**, v. 22, n. 4, p. 607–616, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/eff.12065>

DALA-CORTE, Renato B. *et al.* Revealing the pathways by which agricultural land-use affects stream fish communities in South Brazilian grasslands. **Freshwater Biology**, v. 61, n. 11, p. 1921–1934, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/fwb.12825>

FAUSCH, Kurt D. *et al.* Landscapes to Riverscapes: Bridging the Gap between Research and Conservation of Stream Fishes. **BioScience**, v. 52, n. 6, p. 483, 2002. Disponível em: [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2002\)052\[0483:lrbtg\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2002)052[0483:lrbtg]2.0.co;2)

GERHARD, Pedro. **Comunidades de peixes de riachos em função da paisagem da Bacia do Rio Corumbataí, Estado de São Paulo**. 2005. - Universidade de São Paulo, 2005.

HARDING, J. S. *et al.* Stream biodiversity: The ghost of land use past. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 95, n. 25, p. 14843–14847, 1998. Disponível em: <https://doi.org/10.1073/pnas.95.25.14843>

IWATA, Tomoya; NAKANO, Shigeru; INOUE, Mikio. Impacts of past riparian deforestation on stream communities in a Tropical Rain Forest in Borneo. **Ecological Applications**, v. 13, n. 2, p. 461–473, 2003.

LEAL, Cecília G. *et al.* Multi-scale assessment of human-induced changes to Amazonian instream habitats. **Landscape Ecology**, v. 31, n. 8, p. 1725–1745, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10980-016-0358-x>

LEAL, Cecília G. *et al.* Is environmental legislation conserving tropical stream faunas? A large-scale assessment of local, riparian and catchment-scale influences on Amazonian fish. **Journal of Applied Ecology**, v. 55, n. 3, p. 1312–1326, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13028>

LEITÃO, Rafael P. *et al.* Disentangling the pathways of land use impacts on the functional structure of fish assemblages in Amazon streams. **Ecography**, v. 41, n. 1, p. 219–232, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/ecog.02845>

MACEDO, Diego R. *et al.* The relative influence of catchment and site variables on fish and macroinvertebrate richness in cerrado biome streams. **Landscape Ecology**, v. 29, n. 6, p. 1001–1016, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10980-014-0036-9>

MOLINA, Mariana C. *et al.* The effects of land use at different spatial scales on instream features in agricultural streams. **Limnologia**, v. 65, n. November 2016, p. 14–21, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.limno.2017.06.001>

MONTAG, Luciano F. A. *et al.* Land cover, riparian zones and instream habitat influence stream fish assemblages in the eastern Amazon. **Ecology of Freshwater Fish**, v. 28, n. 2, p. 317–329, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/eff.12455>

MORLEY, Sarah A.; KARR, James R. Assessing and restoring the health of urban streams in the Puget Sound Basin. **Conservation Biology**, v. 16, n. 6, p. 1498–1509, 2002. Disponível em: <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2002.01067.x>

MUYLAERT, RL; STEVENS, RD; RIBEIRO, MC. Threshold effect of habitat loss on bat richness in cerrado forest landscapes. **Ecological Applications**, n. 26, p. 1854–1867, 2016.

OCHOA-QUINTERO, JM *et al.* Thresholds of species loss in Amazonian deforestation frontier landscapes. **Conservation Biology**, n. 29, p. 440–451, 2015.

POFF, N. L. Landscape filters and species traits: towards mechanistic understanding and prediction in stream ecology. **J. N. Am. Benthol. Soc.**, v. 16, n. 2, p. 391–409, 1997.

PUSEY, Bradley J.; ARTHINGTON, Angela H. Importance of the riparian zone to the conservation and management of freshwater fish: A review. **Marine and Freshwater Research**, v. 54, n. 1, p. 1–16, 2003. Disponível em: <https://doi.org/10.1071/MF02041>

QUINN, J. M. Effects of pastoral development. *In*: COLLIER, K. J. (org.). **New Zealand Stream Invertebrates: Ecology and Implications for Management**. p. 208–229.

ROA-FUENTES, Camilo A.; CASATTI, Lilian. Influence of environmental features at multiple scales and spatial structure on stream fish communities in a tropical agricultural region. **Journal of Freshwater Ecology**, v. 32, n. 1, p. 281–295, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/02705060.2017.1287129>

RODRIGUES, Marciel Elio *et al.* Nonlinear responses in damselfly community along a gradient of habitat loss in a savanna landscape. **Biological Conservation**, v. 194, p. 113–120, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.12.001>

TERESA, Fabrício B.; CASATTI, Lilian. Influence of forest cover and mesohabitat types on functional and taxonomic diversity of fish communities in Neotropical lowland streams. **Ecology of Freshwater Fish**, v. 21, n. 3, p. 433–442, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1600-0633.2012.00562.x>

TERRA, Bianca de F.; HUGHES, Robert M.; ARAÚJO, Francisco G. Fish assemblages in Atlantic Forest streams: the relative influence of local and catchment environments on taxonomic and functional species. **Ecology of Freshwater Fish**, v. 25, n. 4, p. 527–544, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/eff.12231>

VELLEND, Mark. Conceptual synthesis in community ecology. **Quarterly Review of Biology**, v. 85, n. 2, p. 183–206, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1086/652373>

WANG, L.; LYONS, J.; KANEHL, P. Impacts of urbanization on stream habitat and

fish across multiple spatial scales. **Environmental Management**, v. 28, p. 255–266, 2001.

WANTZEN, Karl M. *et al.* Organic Matter Processing in Tropical Streams. *In*: DUDGEON, David (org.). **Tropical Stream Ecology**. 1. ed.: Elsevier, 2008. p. 11–65.

WIENS, J. A. Spatial scaling in ecology. **Functional Ecology**, v. 3, n. 4, p. 385–397, 1989.

ZENI, Jaqueline O. *et al.* How deforestation drives stream habitat changes and the functional structure of fish assemblages in different tropical regions. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, v. 29, n. 8, p. 1238–1252, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/aqc.3128>

ZENI, Jaqueline O.; HOEINGHAUS, David J.; CASATTI, Lilian. Effects of pasture conversion to sugarcane for biofuel production on stream fish assemblages in tropical agroecosystems. **Freshwater Biology**, v. 62, n. 12, p. 2026–2038, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/fwb.13047>

CAPÍTULO 2 -

Almeida, R.S., Valente, R.A., Cetra, M. (**submetido**). The hierarchical environmental structure and catchment-scale land cover structuring the stream fish assemblage composition from southeast Rain Forest. *Hydrobiologia*.

The effect of hierarchical environmental structure and catchment-scale land cover on fish assemblage composition in streams from Brazilian southeastern Rain Forest

Rodrigo da Silva Almeida¹; Roberta Aversa Valente²; Mauricio Cetra²,

¹Programa de Pós Graduação em Planejamento e Uso de Recursos Renováveis, Universidade Federal de São Carlos (UFSCAR), Sorocaba, SP, Brazil.

²Department of Environmental Science, Federal University of São Carlos, Rodovia João Leme dos Santos, km 110, Sorocaba, SP, Brazil.

E-mail address: rodrigo@jacanaambiental.com.br (R.S. Almeida), roavalen@ufscar.br (R.A. Valente), m.cetra@ufscar.br (M. Cetra).

Abstract

The effect of land-use and land cover (LULC) on structure of fish assemblages in field studies is often complex, as it involves a multiple scale of factors. By adopting a hierarchical conceptual model, we assessed the relative importance of LULC, local environmental variables, and spatial factors in stream fish composition varied across three spatial scales including catchment, riparian buffer, and reach buffer. We sampled fish assemblages at 30 sites in 2nd-5rd order streams in areas with different LULC from the Upper Paranapanema River basin. Variance partitioning and redundancy analysis (RDA) showed that, in the catchment-scale, most of the variation in LULC was jointly explained by geographic and spatial factors, thus indicating an interrelationship between these two variables. There was a relationship between local environmental variables and LULC in catchment-scale. The RDA analysis revealed that there is a relationship between composition and environmental local variables and spatial factors. Our work indicates that the hierarchical conceptual model is valid for the identification of environmental factors that affect the composition of fish assemblages. This study highlights the importance of catchment-scale management on preservation of stream fishes.

Keywords

Ecology; Ichthyofauna; Freshwater; Human impacts; Watershed.

Introduction

The importance of the Brazilian land use and land cover (LULC) in stream fish communities has been well-demonstrated. For instance, deforestation affects environmental factors such as flow complexity, depth, substrate composition, bank stability, and structural complexity, which are associated with the structure of stream fish assemblages (Brejão et al., 2018; Zeni et al., 2019). Agricultural activity is associated with sedimentation, decreased flow stability, and reduced entry of branches from native forest (Zeni et al., 2017). Often, the loss of structural complexity of a stream is associated with environmental homogenization and loss of habitats. For fish, environmental homogenization is related to loss of species richness, decreased complexity of composition, and loss of trophic diversity (Juen et al., 2016; Zeni et al., 2017, 2019; Brejão et al., 2018; Montag et al., 2019; Tóth et al., 2019). These examples (which relate poor land use to loss of structure in local environment) have been shown to negatively influence fish assemblages (Cruz et al., 2013; Brejão et al., 2018; Montag et al., 2019; Tóth et al., 2019; Zeni et al., 2019).

Studies have shown that LULC changes the environmental conditions of streams, such that the results can be verified at different scales (Ding et al., 2013; Mello et al., 2018). Interpretation of the effect of land use on structure of fish assemblages in field studies is often complex, as it involves a multiple scale of factors (Cruz et al., 2013; Dala-Corte et al., 2016; Tóth et al., 2019). Therefore, three scales was proposed to measure the relationship of LULC with biological diversity: catchment, riparian buffer, and reach buffer (Morley & Karr, 2002; Allan, 2004; Lemke & Suárez, 2013; Dala-Corte et al., 2016; Molina et al., 2017; Freitas et al., 2018; Montag et al., 2019).

Ichthyofauna has an indirect relationship with LULC as well as a hierarchical network that interconnects them. However, other factors including, but not limited to, geographical and spatial factors are also important in this complex network of interaction. On a large scale, geological and topographic context as well as regional climate generate the arrangement of channel networks (Montgomery, 1999; Fryirs & Brierley, 2013). The process of soil formation, runoff, and erosion shape the landscape primarily related to land use (Turner et al., 1995). Spatial variability in these processes governs the temporal patterns of disturbances that influence the structure and dynamics of fish communities. On this scale, human land use influences the changing channel morphology and habitat

structure of rivers (Beechie et al., 2010; Roni & Beechie, 2013). Therefore, human land use will either remove or introduce organisms locally, causing changes in the community composition and of fish species. In this way, geographic factors are important to explain LULC, influence environmental quality of stream, and consequently affect fish species in streams.

River networks are characterized by branched and hierarchically organized dendritic systems (Grant et al., 2007), in which the upstream watercourse is smaller and tends to be larger downstream due to the connections between them. The species distribution along the longitudinal gradient by the direct asymmetric effects of dendritic networks and directional spatial configuration. For fish, this system is bidirectional, such that the spatial factor is related to its dispersion capacity (Blanchet et al., 2008, 2011; Landeiro et al., 2011; Tonkin et al., 2018). The environmental heterogeneity along the upstream to downstream gradient influences the fish community composition, thereby creating zonation as well as species addition and replacement (turnover) (Balon & Stewart, 1983; Rahel & Hubert, 1991; Petry & Schulz, 2006; Ferreira & Petrere, 2009; Almeida & Cetra, 2016; Lopez-Delgado et al., 2020). However, this special effect can be detected by an asymmetric eigenvector map (AEM) (Legendre & Legendre, 2012).

We hypothesized a hierarchical association among environmental factors and fish assemblage composition. We divided the environmental factors into four groups: geographic, spatial, LULC, and environmental local. The geographical and spatial factors are related to LULC. LULC can be organized into catchment, riparian, and reach scales. The environmental local characteristics and spatial factor have different contributions to stream fish assembly. The local environmental structure of the stream is linked to its fish assemblages, since it provides shelter, food, and reproduction conditions.

Our premise is that forest cover as well as agriculture and forestry are related to the local environmental stream structure, in which the fish species are found. Specifically, the following hypotheses were formulated: (i) LULC at the reach, riparian, and catchment scales are related to geographic and spatial factors; (ii) the local environmental stream structure is related to LULC type at the reach, riparian, and catchment scales (in these cases, we analyzed the scales separately); (iii) stream fish assemblages are correlated with the local environmental stream structure regardless of the scale; (iv) geographic and spatial factors are indirectly related to the structure of fish assemblages. We believe that understanding the direct and indirect effects of multivariate nature at different scales

encourage the expansion of knowledge that supports aquatic biota conservation management.

Material and methods

Study area

Headwater streams are found in Serra de Paranapiacaba, at about 1100 m altitude, and are tributaries of the Paranapanema River which, after running along 500 km, flows into the Paraná River in Southeastern region of Brazil (Fig. 1). This region engages in agricultural activity and is densely populated, with around 30 inhabitants/km² (CETEC, 1999). The headwaters are predominated by native vegetation and forestry areas (*Eucalyptus* spp. and *Pinus* spp.). In addition to small rural properties that exercise agricultural and livestock activities, the study area is an unusual mining site. The main economic activities of the municipalities where the study sampling was done includes forestry, livestock, as well as maize, soy, wheat, and bean planting (LUPA, 2019). We sampled streams located in 13 watersheds in the municipalities of Piedade, Pilar do Sul, São Miguel Arcanjo, Capão Bonito, Ribeirão Grande, Guapiara, Apiaí, Ribeirão Branco, Itapeva, Itaberá, Itararé, and Sengés (Figure 1, Table 1).

Study design

We sampled fish assemblages at 30 sites in 2nd-3rd order streams in areas with different land-use patterns within the Upper Paranapanema River basin at the Southeastern Region of Brazil (Figure 1, Table 1). Selection of the stream was based on land cover (forest, agriculture, forestry, mining, and urbanization) and accessibility. An SRTM Digital Elevation Model with a spatial resolution of 30 meters (<https://earthexplorer.usgs.gov/>) was used to construct the drainage network. Local and landscape variables at each sampling site as well as fluvial distance between all pairs of sites were measured.

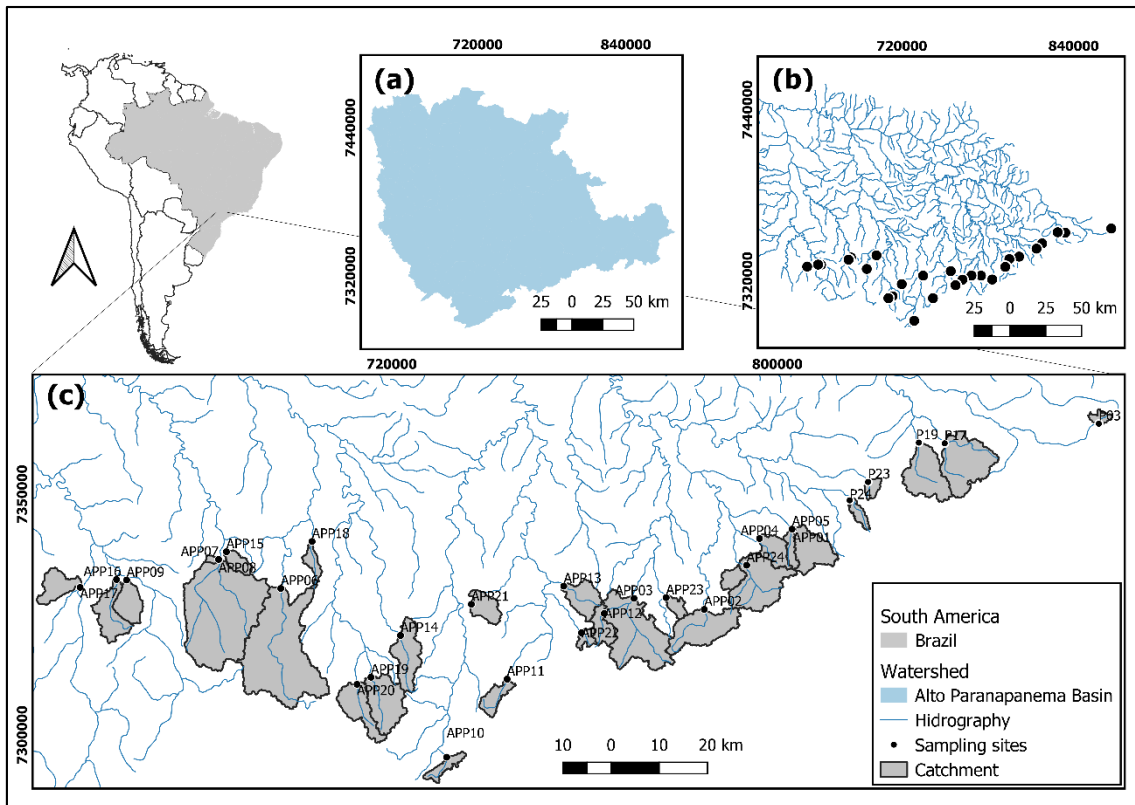


Fig. 1 – Study area in the Upper Paranapanema basin (Southeastern Rain Forest, Brazil). Sampling sites (n=30) are black circles and catchments are gray polygons.

Fish data

Given that the associations between fish assemblage and environmental structure are better described in dry season (Pinto et al., 2006), fish sampling was conducted from June to November 2014. Moreover, it is important to control the effect of temporal variation sources. Ichthyofauna sampling was conducted with electrofishing between 10h and 16h (License SISBIO 13352-1/IBAMA/MMA). We collected the fish fauna in 30 streams stretches of 70 m, a sufficient distance for representing the range of available mesohabitats, that is, a repeating sequence of riffle, pool, and run.

The organisms collected were fixed in 4% formalin for 48h and transferred to 70% alcohol. Vouchers of the species were deposited in the collection of Laboratório de Ictiologia of the Departamento de Zoologia e Botânica da UNESP-São José do Rio Preto and of Laboratório de Ictiologia de Ribeirão Preto-FFCLRP/USP (LIRP 11826). The specimens were identified according to Castro et al., 2004; Lucinda, 2008; Zawadzki et al., 2008; Lippert et al., 2014; with the assistance of specialists in some groups.

Environmental and land-use and land-cover variables

A total of 22 environmental variables including channel morphology (width, depth, velocity), substrate (leaf litter, wood debris, silt, sand, gravel, pebbles, cobbles, and boulders), bank stability (vegetation, rocks, roots, trunks, steep stones, and bare soil), and shading (0–25%, 26–50%, 51–75%, 76–100%) we adopted for the study.

Instream variables were recorded during onsite surveys within each 70 m reach. Bank composition was visually estimated as percentage of rocks, tree roots, tree trunks, steep slopes and exposed soil in both banks at three transects perpendicular to the 70 m reach. Transects were separated by 20–25 m and selected to represent the upper, middle, and low sections of the reach. Shading was estimated as percentage of shaded and lighted areas within the 70 m stream reach.

Channel morphology and flow velocity were also recorded during onsite surveys. Channel morphology was defined as channel width and depth measurements taken at 1 m intervals in the three transects. Flow velocity was measured with a mechanical General Oceanics® model 2030 flowmeter (General Oceanics, Miami, FL, USA) at middle of the water column and described as mean, minimum, maximum, and coefficient of variability of values recorded along the three transects.

Additional variables collected onsite include substrate composition and water quality. Substrates include percentage of woody debris, leaf litter, silt, sand, gravel, pebbles, cobbles, and boulders estimated at 1 m intervals along the transects. For measurement of substrate variables, we visually estimated the composition of consecutive 1 m² plots along each transect and scored the substrate composition in an ordinal scale as 1, 2, 3, and 4, signifying 25, 26–50, 51–75, and >75% composition, respectively.

Land cover was classified by digital image processing of the China-Brazil Research Earth Satellite (CBERS-4/PAN) optical sensor. CBERS-4/PAN (multispectral) sensor images cover an area 60 km wide and 120 km long, with a 10 m spatial resolution and three bands spectral resolution (such as green, red, and near-infrared), which ensure good precision in LULC classification. The images used are those captured in year 2016; however, they were compared for the year of sampling (Google Earth®) and verified to ascertain that changes were not different in land use. All images were grained, orthorectified, and subjected to atmospheric correction to attenuate the atmospheric

effects on spectral response of targets in the scenes; and the pixel digital number was converted to reflectance (Richards & Jia, 1999). Land use was determined directly by visual interpretation and vectorization (1:20.000) using QGis 3.02.

We quantified LULC variables upstream the sampling site in three scales: (i) catchment - for the entire drainage network; (ii) riparian - within a 30 m buffer in each bank, which extend for the entire drainage network, and (iii) reach buffer - 150 m radius fractioned to the upstream section (Fig. 2). Riparian buffer was measured according to Brazilian law, which stipulates that both banks must have a 30 m native vegetation (Federal Law 12651/2012). The LULC was classified according to: (a) native forest - characterized by areas with dense ombrophilous forest and secondary vegetation (that is, vegetation resulting from natural succession processes after total or partial suppression of primary vegetation by anthropogenic actions or natural etiology); (b) agriculture - with areas occupied by agricultural activities including both monocultures and polycultures; (c) forestry - with areas of monoculture to logging of *Eucalyptus* spp. and *Pinus* spp; (d) mining - with areas occupied by mining activities; (e) urbanization - with areas occupied by villages; (f) dams - with area in the stream occupied by induced dams. However, land used for mining, urbanization, and damming were excluded *a priori* from the analysis (shown below), since they were absent on the local scale and had low frequency and representativeness on the riparian and catchment-scale (Supplementary material Table A1).

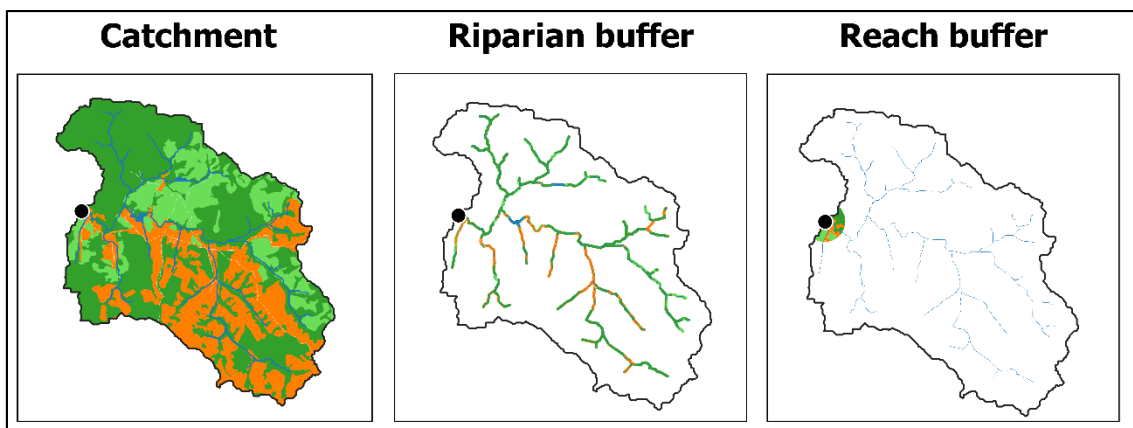


Fig. 2 – Three spatial scales. The colors represent a real example of land use and occupation: native forest (dark green), forestry (light green), and agriculture (orange). Modified from Morley & Karr, 2002; Allan, 2004.

Table 1 – Summary of LULC variation in reach buffer, riparian buffer, and catchment scales. (N=30).

Scale	Description	Variable	Mean	SD	Min.	Max.
Reach buffer	150 m radius	Forest	59.28	34.31	0	100
		Forestry	13.73	25.5	0	89.7
		Agriculture	26.98	32.17	0	100
Riparian buffer	Buffer 30 m (each bank and (whole stream))	Forest	84.04	12.46	61.2	99.5
		Forestry	7.23	6.61	0	24.3
		Agriculture	8.19	9.29	0	35.2
Catchment	Whole sub-catchment	Forest	56.67	27.84	8.6	98.7
		Forestry	22.98	20.86	0	75.6
		Agriculture	20.19	22.63	0	78.6

Hierarchical assumptions

To test the hypothesis that environmental factors influence the fish assemblage structure, we assumed a hierarchical relationship. In that regard, we separated the environmental factors into geographic, spatial, LULC, and environmental local variables. Herein, the geographical factor includes altitude, slope, basin area, and order. The spatial factor is represented by spatial vectors that account for watercourse distance. The LULC factor represents native forest cover and land occupation, which are analyzed in three scales (catchment, riparian, and reach). The environmental local variables are those associated with the structure of the stream stretch and represented by channel morphology (width, depth, and velocity), substrate, margin stability (block, vegetation, and exposed soil), shading levels, and distance from the mouth. See the conceptual model in Fig. 3.

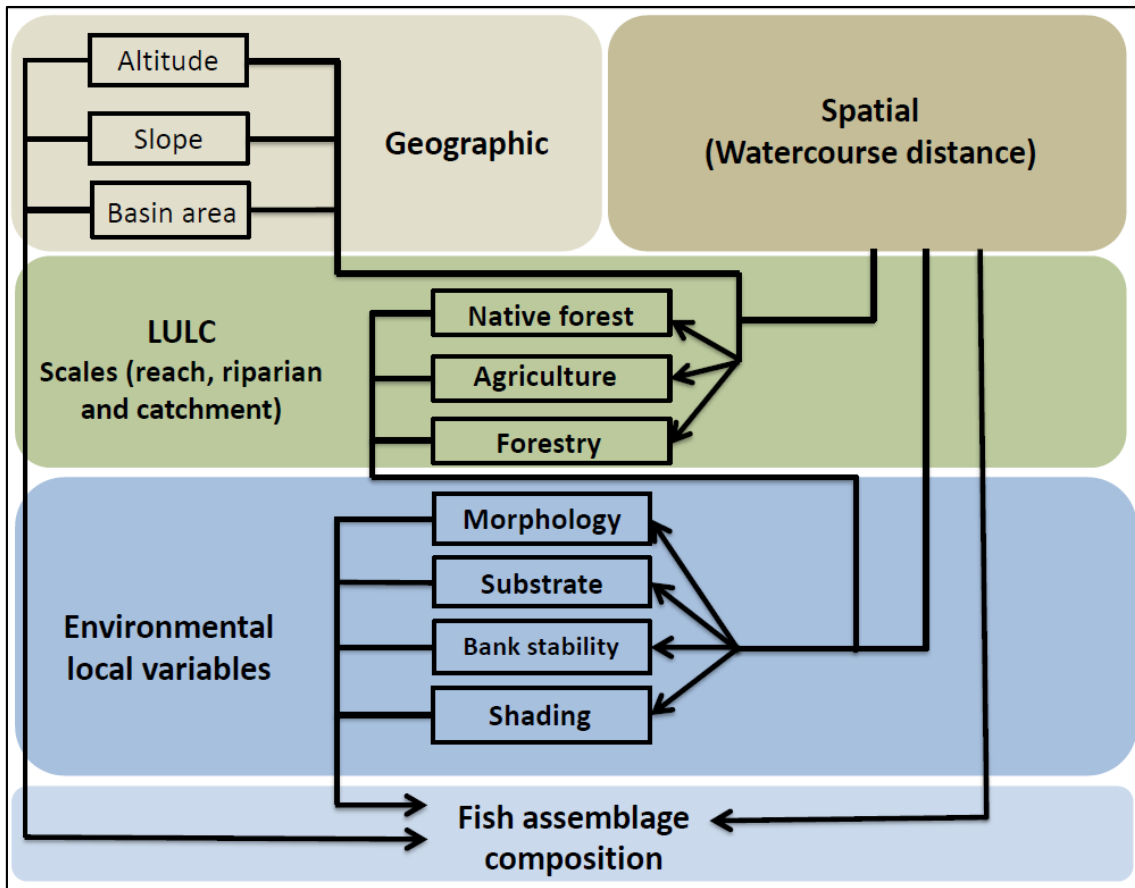


Fig. 3 – Hypothesized hierarchical association among environmental factors and fish assemblage composition.

Statistical analysis

The first test ascertained whether each LULC scale (catchment, riparian, and reach) are influenced by geographic and spatial factors. The next test ascertained whether environmental local variables are influenced by LULC scales and spatial factor. The final test ascertained whether fish assemblages are influenced by environmental local variables and spatial factor. If the composition of the fish assemblages is related to environmental local variables, then we can verify which LULC scale is acting on composition of the streams fishes.

Data on abundance was transformed using Hellinger transformation to avoid biases caused by species abundance paradox (Legendre & Gallagher, 2001). We calculated site spatial variables from watercourse distance using asymmetric eigenvector maps (AEM) (Blanchet et al., 2008; Borcard, D.; Gillet, F.; Legendre, 2018). This method was created for situations where a hypothesized asymmetric and directional spatial

process influences the species distribution at scales ranging from fine to broad (that is, the directional effects of a stream network on species distribution) (Blanchet et al., 2008). The use of asymmetric spatial model is highly recommended for ecological directional situations such as those for stream fish (Landeiro et al., 2011). AEM does not need to apply the detrended biological data obtained when there is spatial autocorrelation, since the flow of direction was considered in the construction of spatial directional variables (Blanchet et al., 2011).

The test was applied to Variance inflation factors (VIF), which identify potential multicollinearity among environmental variables. Values >10 (Curto & Pinto, 2011) indicate that variables are highly autocorrelated; therefore, these variables were excluded from further analysis. To simplify the RDA models generated, we used forward selection based on permutation tests (9,999 randomizations) to include only variables that contributed significantly to the variance. The adjusted coefficient of multiple determination (adjusted R^2) for each global model was calculated and used as a secondary stopping criterion for forward selection (Borcard & Legendre, 2002; Blanchet et al., 2008).

Analytical procedures to assess the unique and shared contributions of environmental local, geographic, spatial, and LULC (catchment, riparian buffer, and reach buffer) variables on stream fish assemblages was according to the method described by Borcard & Legendre (2002), which is based on RDA (Legendre et al., 2011). Four partial RDAs (pRDAs) were applied to analyze whether geographic and spatial factors influence LULC in three scales; and to analyze whether there is an influence of LULC scales and spatial factor on local environmental variables. The pRDA analysis estimates the percentage of variation in the dependent matrix data attributed exclusively to different factors that are unexplained (Borcard et al., 1992; Peres-Neto et al., 2006). Besides, the use of eigen function on pRDA contributes to the reduction of type 1 error arising from non-induced spatial correlation (Peres-Neto & Legendre, 2010; Sharma et al., 2011; Diniz-Filho et al., 2012). Finally, RDA was applied to determine whether there is a relationship between the composition of stream fish species and environmental variables; and between the spatial and geographic factors.

RDA was also applied to verify whether external factors influenced the composition of the fish assemblages. Therefore, it ascertained whether there is a

relationship between the structure of the fish assemblages and size of the catchment, slope, and stream order.

All analysis was performed using R (R Core Team, 2013). RDA and pRDA was implemented using *vegan* (Oksanen et al., 2017), *usdm* package was used to calculate VIF (Naimi et al., 2014), and *adespatial* package was used to calculate AEM (Blanchet et al., 2008). Significance was assessed as $p \leq 0.05$.

Results

A total of 1878 individuals were captured, which comprise 41 species, 26 genera, 11 families, and seven orders) (Supplementary material Table A2, and Cetra et al., 2016). By stream stretch, we captured approximately an average of eight species. Around 40% of individuals <50 mm length. Eight species accounted for more than 70% of the total sampled abundance. Of these, eight species were *Phalloceros reisi* (341 specimens in 13 sites), *Imparfinis mirini* (244 specimens in 15 sites), *Astyanax bockmanni* (189 specimens in 15 sites), *Neoplecostomus selenae* (186 specimens in 19 sites), *Pimelodella avanhandavae* (102 specimens in 5 sites), *Characidium schubarti* (81 specimens in 16 sites), *Astyanax scabripinnis* (77 specimens in 8 sites), and *Hypostomus ancistroides* (76 specimens in 10 sites).

For the factors influencing LULC, on the catchment-scale, most of the variation was jointly explained by geographic and spatial factors ($F=3.25$; $p=0.009$; $R^2=0.56$; Residual=0.43), thus indicating intercorrelation between these two variables. The scales of riparian and LULC did not show a significant relationship with geographic and spatial factors (Supplementary material. Figure A1). There was a relationship between local environmental variables and LULC on catchment-scale ($F=2.19$; $p=0.01$; $R^2=0.07$; Residual=0.77) and spatial factor ($F=2.07$; $p=0.007$; $R^2=0.22$; Residual=0.77). However, there was no relation with the scales of the riparian and environmental local variables. Most of the variation was jointly explained by LULC catchment-scale and spatial factors, thus indicating intercorrelation between these two variables (Supplementary material Figure A2).

Only 7 out of the 22 environmental local variables including width, substrate (cobbles and boulders), bank stability (rocks and bare soil), and shading (26–50% and 51–75%) were selected for inclusion in the assemblage structure of RDA (Table 2).

Table 2 – Summary of environmental variables. Variables in bold are selected. (N=30)

Scale	Factor	Variable	Mean	SD	Min.	Max.
Local habitat		Width (m)	7.5	5.2	3.1	24.13
		Depth (cm)	33.35	14.35	3.31	71.12
		Velocity	0.29	0.15	0.07	0.74
	Substrate	Leaf litter	9.9	6.68	0	27
		Wood debris	10.23	7.18	0	25
		Silt	8.63	8.27	0	35
		Sand	23.7	18.04	0	74
		Gravel	19.03	12.8	0	49
		Pebbles	15.4	15.52	0	67
		Cobbles	22.26	33.31	0	157
		Boulders	32.1	42.8	0	202
	Banks	Vegetation	300.5	158.18	0	540
		Rocks	74.5	148.17	0	600
Margin Estability		Roots	56.84	61.15	0	240
		Trunks	21.16	27.31	0	100
		Steep stones	127.83	121.04	0	450
		Bare soil	19.16	43.19	0	225
Shading		X0_25	3.63	3.43	0	8
		X26_50	0.9	1.76	0	8
		X51-75	0.3	0.91	0	4
		X76_100	3.16	3.34	0	8
Geographic	Order	3.5	0.77	2	5	
	Altitude	797.7	97.49	644	964	
	Declivity	11.12	3.59	5.17	17.01	
	Area Basin (ha)	4993.66	5709.9	324.8	28629.94	

RDA showed that there is a relationship between composition and environmental local variables and spatial factor ($F=1.34$; $p=0.016$). Only axis 1 of the RDA showed significance ($F=4.32$; $p=0.04$). The positive RDA1 is represented by cobbles, 26–50% shading, bare soil, and two AEM spatial vectors (AEM_6 and AEM_47) and associated with *Characidium gomesi*, *Pimelodella avanhandavae*, *Rineloricaria pentamaculata*, *Bryconamericus stramineus*, and *Astyanax bockmanni*. The negative RDA1 is

represented by 51–75% and two AEM spatial vector (AEM_5 and AEM_30) and correlated with *Phalloceros reisi* (Fig. 4). RDA was also applied to ascertain whether external factors influenced the structure of the assemblages. Therefore, it tested whether there is a relationship between the structure of the fish assemblages and size of the watershed, relief, altitude, and stream order. Only the mean slope showed a significant relationship ($F=2.49$; $p=0.001$).

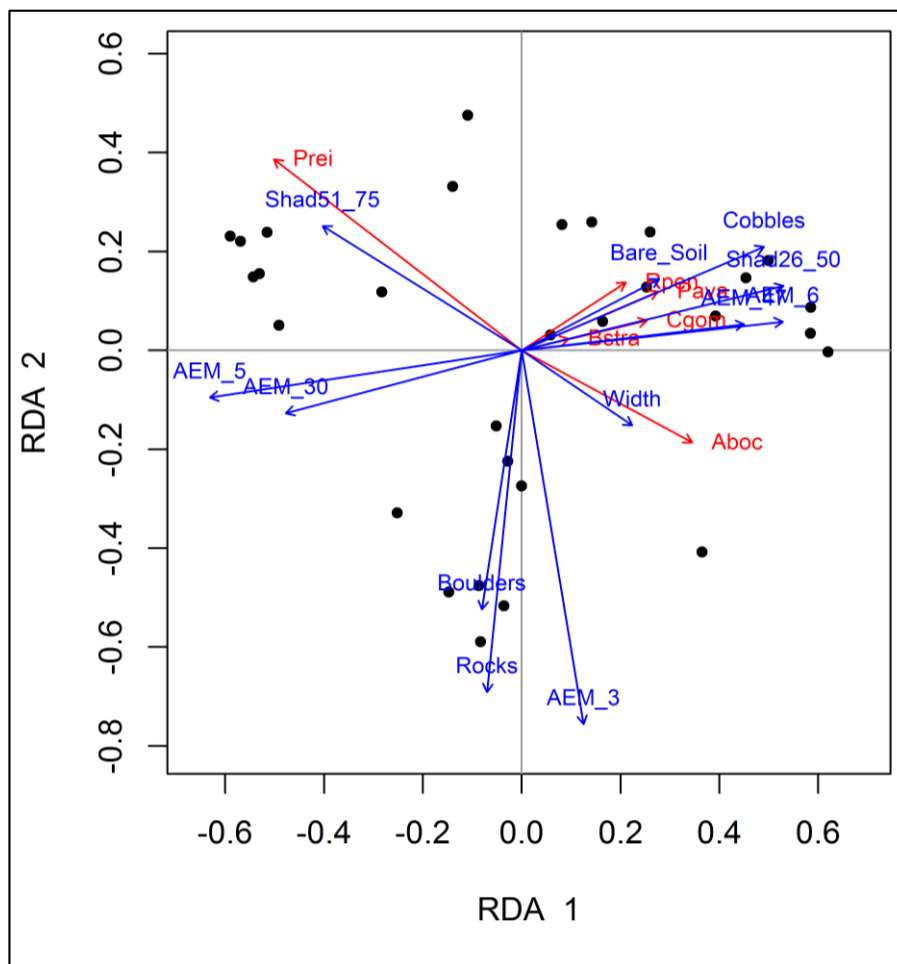


Fig. 4 – Ordination plot of RDA analysis. Environmental factors are indicated by blue arrows. Fish species are indicated by red arrows. Black dots indicate the sampling sites. Species with correlation coefficients less than 0.2 were removed. Aboc (*Astyanax bockmanni*), Bstr (*Bryconamericus stramineus*), Cgom (*Characium gomesi*), Pava (*Pimelodella avanhandavae*), Prei (*Phalloceros reisi*), and Rpen (*Rineloricaria pentamaculata*).

Discussion

There is a complex system involving environmental factors at different scales, which are interrelated in the composition of stream fish assemblages. The variation explained may depend on the scale in which these factors are found. Most of the variation was jointly explained by factors indicating intercorrelation between these variables. The sequence of analysis corroborated with the conceptual hierarchical model applied, since it demonstrates that, in composition of stream fish, there is a relationship among geographical, spatial, environmental local variables factors, and LULC.

As expected, LULC, on the catchment-scale, had a significant relationship with geographic and spatial factors. Esselman & Allan, (2010) demonstrated the importance of slope, altitude, and proportion of land use on the catchment-scale. The geographic and spatial factors did not show any relationship with LULC on the reach and riparian scales. The relationship of LULC with variables of stream stretch varies widely in mountains or plains (Ding et al., 2016). Some studies have verified that the width of the riparian buffer can respond to different environmental variables and that wider riparian zones tend to improve this relationship (Ding et al., 2013; Mello et al., 2017). Santos et al., (2015), in a high gradient of LULC (secondary forests, sugar cane, and urbanization), found that riparian zones less than 15 m were related to local environmental variables and spatial factors. The effect of LULC on water quality depends on the width of the riparian zone and type of LULC (Wiseman et al., 2014; King et al., 2016; Mello et al., 2017). In our study, it was found that, on the riparian scale, there is a high proportion of land cover occupied by forest (61–99%) and that the lack of relationship is possibly associated with low variation. Furthermore, these figures are high when compared to other regions (Cruz et al., 2013; Molina et al., 2017). However, we emphasize that even though the relationship of the riparian and reach scales is not observed in this study, other studies have shown its importance for conservation of ichthyofauna in streams (Cruz et al., 2013; Molina et al., 2017; Leal et al., 2018).

Several studies have shown that LULC influences stream quality, showing a direct relationship with instream conditions (Uriarte et al., 2011; Ding et al., 2013, 2016; Mello et al., 2018). This study also indicate that there is a relationship between LULC and local environmental variables of the stream; however, this relationship was limited to the catchment-scale. The LULC (on the catchment-scale) and spatial effect demonstrated a

relationship with local environmental variables; however, this relationship is shared, thus indicating an intercorrelation between these variables. Other studies have shown the importance of the catchment-scale for preservation of streams (Leal et al., 2018; Tóth et al., 2019). On the other hand, some studies have found that the local-scale responds better to the structuring of fish assemblages (Roa-Fuentes & Casatti, 2017). In our study, the riparian and reach scales were not related to the local environmental variables. On the other hand, the catchment-scale and spatial variables were not pure factors, whereas the reach-scale can contribute to an increase in the explained variation.

As expected in this study, the catchment-scale shows a more significant influence on the environmental stream structure which, by indirect relationship, affects the fish composition structure. Dala-Corte et al., (2016), using pathway analysis, demonstrated that LULC at different scales indirectly affect ichthyofauna. Esselman & Allan (2010) found a high explanatory power for the catchment-scale. However, their study was conducted in a region with high geological and climatic variability, which can be strongly related to limited species dispersion and colonization. In this study, we found that slope of the watershed is related to composition of the fish assemblages. We believe that environmental filters occur when there is an increase in slope, since it is associated with the presence of natural barriers (such as waterfalls) and that there is variability in the explanatory power when analyzing this scale, since it depends on shape of the basin, slope, geology, and climatic conditions, given that all these factors influence the drainage network. The spatial factor was implicated in all analysis, thus demonstrating its hierarchical importance. Other studies have shown the importance of spatial factor on ichthyofauna (Santos et al., 2015; Terra et al., 2016; Leal et al., 2018; Montag et al., 2019; Tóth et al., 2019). The spatial factors produced by AEM are difficult to explain; however, they indicate both the fine and broad spatial scale (Blanchet et al., 2011). The relationship between the composition of stream fish assemblages and spatial factor corroborates the idea that mechanisms to limit dispersion act on fish species (Sharma et al., 2011). Extensive study areas should have greater spatial variation which, as a consequence, should increase beta diversity (Teshima et al., 2016).

The composition of stream fish assemblages was correlated with the local environmental variables representing the canopy, bank stability, and substrate. The canopy is represented by the intermediate shading (26–50%). There is moderate light in the instream, with a decrease in predation (Helfman, 1981; Lennox et al., 2017).

Furthermore, this light can increase the water temperature and consequently affect the fish metabolism (Pusey & Arthington, 2003). The streams bank stability is associated with the presence of bare soil, which is a negative indicator of water quality, since it can promote silting up of banks (Pinto et al., 2006). The substrate is represented by cobbles, which favors the creation of shelters, as in the case of *Pimelodella avanhandavae*. This specie is benthic, uses shelters, and feeds macroinvertebrates (Peressin & Cetra, 2014). The *Characidium gomesi*, *Rineloricaria pentamaculata*, *Phenacorhamdia tenebrosa*, and *Neoplecostomus selenae* are benthic/nektobenthic species. These species are associated with high preserved streams, with greater shading and substrates that favor locomotion for feeding themselves and serving as refuge against predators (Langeani et al., 2005; Casatti et al., 2009; Teresa & Casatti, 2012). *Phalloceros reisi* is related to lower width and intermediate shading (51–76%); however, it is generalist specie that frequently occur in anthropized stretches (Casatti et al., 2009; Peressin & Cetra, 2014).

Identification environmental factors and scale action are very important for ecological conservation. Our study highlights the importance of catchment-scale on preservation of ichthyofauna. As demonstrated by Dala-Corte et al., (2016), LULC have an indirect relationship with ichthyofauna. However, our work indicates that the hierarchical concept is valid for identification of environmental factors that affect the composition of fish assemblages. Therefore, we emphasize that LULC (on catchment-scale) must be used to guarantee proper management of stream water quality and stream fish assemblage, as an excellent indicator of good management.

Acknowledgments

This study was financed by Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) - Proc. No. 2013/24737-2. We thank Guillaume Blanchet by comments about AEM analysis. We thank also two anonymous reviewers for their helpful comments.

References

- Allan, J. D., 2004. Landscapes and riverscapes: The influence of land use on stream ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 35: 257–284.
- Blanchet, F. G., P. Legendre, & D. Borcard, 2008. Modelling directional spatial processes in ecological data. *Ecological Modelling* 215: 325–336.

- Blanchet, F. G., P. Legendre, R. Maranger, D. Monti, & P. Pepin, 2011. Modelling the effect of directional spatial ecological processes at different scales. *Oecologia* 166: 357–368.
- Borcard, D., F. Gillet, & P. Legendre, 2011. Canonical ordination. *Numerical ecology with R*. New York, NY.
- Borcard, D., & P. Legendre, 2002. All-scale spatial analysis of ecological data by means of principal coordinates of neighbour matrices. *Ecological Modelling* 153: 51–68.
- Borcard, D., P. Legendre, & P. Drapeau, 1992. Partialling out the spatial component of ecological variation. *Ecology* 73: 1045–1055.
- Brancalion, P. H., S. Gandolfi, & R. . Rodrigues, 2015. *Restauração Florestal*. Oficina de Textos, São Paulo.
- Brejão, G. L., D. J. Hoeninghaus, M. A. Pérez-Mayorga, S. F. B. Ferraz, & L. Casatti, 2018. Threshold responses of Amazonian stream fishes to timing and extent of deforestation. *Conservation Biology* 32: 860–871.
- Casatti, L., C. P. de Ferreira, & F. R. Carvalho, 2009. Grass-dominated stream sites exhibit low fish species diversity and dominance by guppies: An assessment of two tropical pasture river basins. *Hydrobiologia* 632: 273–283.
- Castro, R. M. C., L. Casatti, H. F. Santos, A. L. A. Melo, L. S. F. Martins, K. M. Ferreira, F. Z. Gibran, R. C. Benine, M. Carvalho, A. C. Ribeiro, T. X. Abreu, F. A. Bockmann, G. Z. Pelicão, R. Stopiglia, & F. Langeani, 2004. Estrutura e composição da ictiofauna de riachos da bacia do Rio Grande no estado de São Paulo, sudeste do Brasil. *Biota Neotropica* 4: 01–39.
- CETEC, 1999. Situação dos recursos hídricos do Alto Paranapanema UGRHI 14 - Minuta Preliminar do Relatório Técnico Final. http://www.sigrh.sp.gov.br/cgi-bin/sigrh_home_colegiado.exe?COLEGIADO=CRH%2FCBH-RB&TEMA=RELATORIO.
- Cetra, M., G. M. T. Mattox, F. C. Ferreira, R. B. Guinato, F. V. Silva, & M. Pedrosa, 2016. Headwater stream fish fauna from the Upper Paranapanema River basin. *Biota Neotropica* 16.
- Cruz, B. B., L. E. Miranda, & M. Cetra, 2013. Links between riparian landcover, instream environment and fish assemblages in headwater streams of south-eastern Brazil. *Ecology of Freshwater Fish* 22: 607–616.
- Curto, J. D., & J. C. Pinto, 2011. The corrected VIF (CVIF). *Journal of Applied Statistics* 38: 1499–1507.
- Dala-Corte, R. B., X. Giam, J. D. Olden, F. G. Becker, T. de F. Guimarães, & A. S. Melo, 2016. Revealing the pathways by which agricultural land-use affects stream fish communities in South Brazilian grasslands. *Freshwater Biology* 61: 1921–1934.
- Ding, J., Y. Jiang, Q. Liu, Z. Hou, J. Liao, L. Fu, & Q. Peng, 2016. Influences of the land use pattern on water quality in low-order streams of the Dongjiang River basin, China: A multi-scale analysis. *Science of the Total Environment Elsevier B.V.* 551–552: 205–216, <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.01.162>.

- Ding, S., Y. Zhang, B. Liu, W. Kong, & W. Meng, 2013. Effects of riparian land use on water quality and fish communities in the headwater stream of the Taizi River in China. *Frontiers of Environmental Science and Engineering* 7: 699–708.
- Diniz-Filho, J. A. F., T. Siqueira, A. A. Padial, T. F. Rangel, V. L. Landeiro, & L. M. Bini, 2012. Spatial autocorrelation analysis allows disentangling the balance between neutral and niche processes in metacommunities. *Oikos* 121: 201–210.
- Santos, F. B., F. C. Ferreira, & K. E. Esteves, 2015. Assessing the importance of the riparian zone for stream fish communities in a sugarcane dominated landscape (Piracicaba River Basin, Southeast Brazil). *Environmental Biology of Fishes* 98: 1895–1912.
- Esselman, P. C., & J. D. Allan, 2010. Relative influences of catchment- and reach-scale abiotic factors on freshwater fish communities in rivers of northeastern Mesoamerica. *Ecology of Freshwater Fish* 19: 439–454.
- Freitas, C. E. C., L. Laurenson, K. C. Yamamoto, B. R. Forsberg, M. P. Jr, C. Arantes, & F. K. Siqueira-Souza, 2018. Fish species richness is associated with the availability of landscape components across seasons in the Amazonian floodplain. *PeerJ* 2018: 1–16.
- Helfman, G. S., 1981. The Advantage to Fishes of Hovering in Shade. *American Society of Ichthyologists and Herpetologists* 1981: 392–400.
- Juen, L., E. J. Cunha, F. G. Carvalho, M. C. Ferreira, T. O. Begot, A. L. Andrade, Y. Shimano, H. Leão, P. S. Pompeu, & L. F. A. Montag, 2016. Effects of Oil Palm Plantations on the Habitat Structure and Biota of Streams in Eastern Amazon. *River Research and Applications* 32: 2081–2094.
- King, S. E., D. L. Osmond, J. Smith, M. R. Burchell, M. Dukes, R. O. Evans, S. Knies, & S. Kunickis, 2016. Effects of Riparian Buffer Vegetation and Width: A 12-Year Longitudinal Study. *Journal of Environmental Quality* 45: 1243–1251.
- Landeiro, V. L., W. E. Magnusson, A. S. Melo, H. M. V. Espírito-Santo, & L. M. Bini, 2011. Spatial eigenfunction analyses in stream networks: Do watercourse and overland distances produce different results?. *Freshwater Biology* 56: 1184–1192.
- Langeani, F., L. Casatti, H. S. Gameiro, A. B. do Carmo, & D. de C. Rossa-Feres, 2005. Riffle and pool fish communities in a large stream of southeastern Brazil. *Neotropical Ichthyology* 3: 305–311.
- Leal, C. G., J. Barlow, T. A. Gardner, R. M. Hughes, R. P. Leitão, R. Mac Nally, P. R. Kaufmann, S. F. B. Ferraz, J. Zuanon, F. R. de Paula, J. Ferreira, J. R. Thomson, G. D. Lennox, E. P. Dary, C. P. Röpke, & P. S. Pompeu, 2018. Is environmental legislation conserving tropical stream faunas? A large-scale assessment of local, riparian and catchment-scale influences on Amazonian fish. *Journal of Applied Ecology* 55: 1312–1326.
- Legendre, P., & E. D. Gallagher, 2001. Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. *Oecologia* 129: 271–280.
- Legendre, P., J. Oksanen, & C. J. F. ter Braak, 2011. Testing the significance of canonical axes in redundancy analysis. *Methods in Ecology and Evolution* 2: 269–277.

- Lemke, A. P., & Y. R. Suárez, 2013. Influence of local and landscape characteristics on the distribution and diversity of fish assemblages of streams in the Ivinhema River basin, Upper Paraná River. *Acta Limnologica Brasiliensia* 25: 451–462.
- Lennox, R. J., J. Alós, R. Arlinghaus, A. Horodysky, T. Klefoth, C. T. Monk, & S. J. Cooke, 2017. What makes fish vulnerable to capture by hooks? A conceptual framework and a review of key determinants. *Fish and Fisheries* 18: 986–1010.
- Lippert, B. G., B. B. Calegari, & R. E. Reis, 2014. A New Species of *Otothyropsis* (Siluriformes: Hypoptopomatinae) from Eastern Brazil. *Copeia* 2014: 238–244.
- Lucinda, P. H. F., 2008. Systematics and biogeography of the genus *Phalloceros* Eigenmann, 1907 (Cyprinodontiformes: Poeciliidae: Poeciliinae), with the description of twenty-one new species. *Neotropical Ichthyology* 6: 113–158.
- LUPA, 2019. Secretaria de Agricultura e Abastecimento do Estado de São Paulo. Instituto de Economia Agrícola. Coordenadoria de Desenvolvimento Rural Sustentável. Projeto LUPA [2016/2017]: Censo Agropecuário do Estado de São Paulo. São Paulo: SAA: IEA: CDRS.
- Mello, K. de, T. O. Randhir, R. A. Valente, & C. A. Vettorazzi, 2017. Riparian restoration for protecting water quality in tropical agricultural watersheds. *Ecological Engineering Elsevier B.V.* 108: 514–524, <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.06.049>.
- Mello, K. de, R. A. Valente, T. O. Randhir, A. C. A. dos Santos, & C. A. Vettorazzi, 2018. Effects of land use and land cover on water quality of low-order streams in Southeastern Brazil: Watershed versus riparian zone. *Catena Elsevier* 167: 130–138, <https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.04.027>.
- Molina, M. C., C. A. Roa-Fuentes, J. O. Zeni, & L. Casatti, 2017. The effects of land use at different spatial scales on instream features in agricultural streams. *Limnologica* 65: 14–21.
- Montag, L. F. A., K. O. Winemiller, F. W. Keppeler, H. Leão, N. L. Benone, N. R. Torres, B. S. Prudente, T. O. Begot, L. M. Bower, D. E. Saenz, E. O. Lopez-Delgado, Y. Quintana, D. J. Hoeinghaus, & L. Juen, 2019. Land cover, riparian zones and instream habitat influence stream fish assemblages in the eastern Amazon. *Ecology of Freshwater Fish* 28: 317–329.
- Morley, S. A., & J. R. Karr, 2002. Assessing and restoring the health of urban streams in the Puget Sound Basin. *Conservation Biology* 16: 1498–1509.
- Naimi, B., N. A. S. Hamm, T. A. Groen, A. K. Skidmore, & A. G. Toxopeus, 2014. Where is positional uncertainty a problem for species distribution modelling?. *Ecography* 37: 191–203.
- Oksanen, A. J., F. G. Blanchet, M. Friendly, R. Kindt, P. Legendre, D. Mcglinn, P. R. Minchin, R. B. O. Hara, G. L. Simpson, P. Solymos, M. H. H. Stevens, & E. Szoecs, 2017. Package ‘vegan’. 5:.
- Peres-neto, A. P. R., P. Legendre, S. Dray, & D. Borcard, 2006. Variation Partitioning of Species Data Matrices. *Ecology* 87: 2614–2625.
- Peres-Neto, P. R., & P. Legendre, 2010. Estimating and controlling for spatial structure

- in the study of ecological communities. *Global Ecology and Biogeography* 19: 174–184.
- Peressin, A., & M. Cetra, 2014. Responses of the ichthyofauna to urbanization in two urban areas in Southeast Brazil. *Urban Ecosystems* 17: 675–690.
- Pinto, B. C. T., F. G. Araujo, & R. M. Hughes, 2006. Effects of landscape and riparian condition on a fish index of biotic integrity in a large southeastern Brazil river. *Hydrobiologia* 556: 69–83.
- Pusey, B. J., & A. H. Arthington, 2003. Importance of the riparian zone to the conservation and management of freshwater fish: A review. *Marine and Freshwater Research* 54: 1–16.
- Richards, J., & X. Jia, 1999. Remote sensign digital image analysis: An analysis: An introduction (3rd ed.). Heidelberg, Berlin.
- Roa-Fuentes, C. A., & L. Casatti, 2017. Influence of environmental features at multiple scales and spatial structure on stream fish communities in a tropical agricultural region. *Journal of Freshwater Ecology Taylor & Francis* 32: 281–295, <https://doi.org/10.1080/02705060.2017.1287129>.
- Sharma, S., P. Legendre, M. de Cáceres, & D. Boisclair, 2011. The role of environmental and spatial processes in structuring native and non-native fish communities across thousands of lakes. *Ecography* 34: 762–771.
- Teresa, F. B., & L. Casatti, 2012. Influence of forest cover and mesohabitat types on functional and taxonomic diversity of fish communities in Neotropical lowland streams. *Ecology of Freshwater Fish* 21: 433–442.
- Terra, B. de F., R. M. Hughes, & F. G. Araujo, 2016. Fish assemblages in Atlantic Forest streams: the relative influence of local and catchment environments on taxonomic and functional species. *Ecology of Freshwater Fish* 25: 527–544.
- Teshima, F. A., B. J. G. Mello, F. C. Ferreira, & M. Cetra, 2016. High β -diversity maintains regional diversity in Brazilian tropical coastal stream fish assemblages. *Fisheries Management and Ecology* 23: 531–539.
- Tóth, R., I. Czeglédi, B. Kern, & T. Erős, 2019. Land use effects in riverscapes: Diversity and environmental drivers of stream fish communities in protected, agricultural and urban landscapes. *Ecological Indicators* 101: 742–748.
- Uriarte, M., C. B. Yackulic, Y. Lim, & J. A. Arce-Nazario, 2011. Influence of land use on water quality in a tropical landscape: A multi-scale analysis. *Landscape Ecology* 26: 1151–1164.
- Vannote, R. L., G. W. Minshall, K. Cummins, J. R. Sedell, & C. E. Cushing, 1980. The River Continuum Concept. *Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37: 130–137.
- Wiseman, J. D., M. R. Burchell, G. L. Grabow, D. L. Osmond, & T. L. Messer, 2014. Groundwater nitrate concentration reductions in a riparian buffer enrolled in the NC conservation reserve enhancement program. *Journal of the American Water Resources Association* 50: 653–664.
- Zawadzki, C. H., C. S. Pavanelli, & F. Langeani, 2008. *Neoplecostomus* (Teleostei:

Loricariidae) from the upper Rio Paraná basin, Brazil, with description of three new species. *Zootaxa* 48: 31–48.

Zeni, J. O., D. J. Hoeninghaus, & L. Casatti, 2017. Effects of pasture conversion to sugarcane for biofuel production on stream fish assemblages in tropical agroecosystems. *Freshwater Biology* 62: 2026–2038.

Zeni, J. O., M. A. Pérez-Mayorga, C. A. Roa-Fuentes, G. L. Brejão, & L. Casatti, 2019. How deforestation drives stream habitat changes and the functional structure of fish assemblages in different tropical regions. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 29: 1238–1252.

Supplementary Material

Table A1 – Coverage and land-use values in the three scales analyzed.

Stretch	Local reach			Riparian reach						Cachment					
	Forest	Forestry	Agriculture	Forest	Forestry	Agriculture	Urbanized	Mining	Reservoir	Forest	Forestry	Agriculture	Urbanized	Mining	Reservoir
APP14	98.7	0	1.3	66.5	14.5	15.5	1.2	0	2.3	43.4	24.1	31.8	0.4	0	0.3
APP19	61.7	0	38.3	72.3	24.3	3.4	0	0	0	33.6	59.2	7.2	0	0	0
APP20	66	34	0	73.8	18.1	6.7	1.4	0	0	37	40.7	20.5	1.8	0	0
APP18	70.7	0	29.3	92.2	0.7	7.2	0	0	0	23	11.3	65.7	0	0	0
APP06	100	0	0	98.7	1.3	0	0	0	0	35.5	64.5	0	0	0	0
APP15	10.3	89.7	0	78.1	10.9	8.3	0	0	2.7	8.6	12.6	78.6	0	0	0.2
APP08	0.3	0	99.7	89.6	4.6	5.8	0	0	0	29.7	54	16.3	0	0	0
APP07	93	0	7	99.5	0	0.5	0	0	0	40.8	0	59.2	0	0	15.6
APP09	0	65.8	34.2	88.4	9.8	1.8	0	0	0	20.2	75.6	4.1	0	0	0
APP16	0	0	100	74.7	13.1	12.2	0	0	0	25.8	45.8	28.4	0	0	0
APP17	4	8.6	87.5	69.1	12.8	18.1	0	0	0	19.4	18.6	62	0	0	0
P03	64	2	34	66.3	14.5	19.2	0	0	0	66.6	22.5	10.9	0	0	0
P17	62	38	0	87.8	11.8	0.4	0	0	0	61.1	38.5	0.4	0	0	0
P19	6.7	0	93.3	94.5	4.7	0.8	0	0	0	82.3	13.8	3.9	0	0	0
P24	87.9	0	12.1	84.5	12.2	3.3	0	0	0	68.7	27.9	3.4	0	0	0
P23	66.9	4.7	28.3	66.8	3.4	29.8	0	0	0	31.5	26.8	41.6	0	0	0
APP01	46	0	54	95.5	1.1	3.4	0	0	0	87.8	5.1	7	0.2	0	0
APP05	38.4	61.6	0	94.3	5.6	0.2	0	0	0	65.9	19	15.1	0	0	0
APP04	78.1	21.9	0	84.7	12	3.3	0	0	0	51.2	43.7	5.2	0	0	0
APP25	50.9	0	49.1	97.6	1.8	0.5	0	0	0	96.4	3.3	0.2	0	0	0
APP24	77.6	0	22.4	99.5	0.2	0.3	0	0	0	94.3	3.8	2	0	0	0

APP02	100	0	0	96	3.8	0.2	0	0	0	96.6	3.2	0.2	0	0	0
APP23	82.6	0	17.4	98.6	0	1.4	0	0	0	98.7	0.2	1.1	0	0	0
APP03	79.4	0	20.6	87.8	1.9	9.8	0	0.4	0.1	87.4	3.3	8.7	0	0.7	0.1
APP12	100	0	0	79.3	2.4	17.9	0	0	0.3	70.6	8.9	20.3	0	0	0.1
APP13	99.9	0.1	0	61.2	3.6	35.2	0	0	0.7	33.2	13.7	53.1	0	0	0.1
APP22	29	71	0	72.5	16.2	11.3	0	0	0	61.6	22.1	16.3	0.1	0	0
APP11	49.5	3.4	47	87	0.5	7.2	0	0	5.3	81	7.5	10.9	0	0	0.7
APP21	55	11.2	33.9	65.1	11.2	21.5	0	0	2.1	52.5	19.3	27.9	0	0	0.3
APP10	100	0	0	99.3	0	0.7	0	0	0	95.8	0.4	3.8	0	0	0

Table A2 – List of species sampled in the headwater streams from the Upper Paranapanema River Basin.

ORDER/Family/Specie	Voucher
CYPRINIFORMES	
Cobitidae	
<i>Misgurnus anguillicaudatus</i> (Cantor, 1842)	DZSJRP 20663
CHARACIFORMES	
Characidae	
<i>Astyanax bockmanni</i> Vari & Castro, 2007	DZSJRP 20644
<i>Astyanax paranae</i> Eigenmann, 1914	DZSJRP 13677
<i>Astyanax biotae</i> Castro & Vari, 2004	DZSJRP 20631
<i>Astyanax scabripinnis</i> (Jenyns, 1842)	DZSJRP 20654
<i>Bryconamericus stramineus</i> Eigenmann, 1908	DZSJRP 20656
<i>Bryconamericus aff. iheringii</i> (Boulenger, 1887)	DZSJRP 20646
<i>Hyphessobrycon anisitsi</i> (Eigenmann, 1907)	DZSJRP 13652
<i>Oligosarcus paranensis</i> Menezes & Géry, 1983	DZSJRP 20634
<i>Piabina argentea</i> Reinhardt, 1867	DZSJRP 20636
Crenuchidae	
<i>Characidium gomesi</i> Travassos, 1956	DZSJRP 20638
<i>Characidium schubarti</i> Travassos, 1955	DZSJRP 20637
<i>Characidium aff. zebra</i> Eigenmann, 1909	DZSJRP 20657
Erythrinidae	
<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)	DZSJRP 13683
Parodontidae	
<i>Apareiodon ibitiensis</i> Campos, 1944	DZSJRP 20651
<i>Parodon nasus</i> Kner, 1859	DZSJRP 20640
GYMNOTIFORMES	
Gymnotidae	
<i>Gymnotus sylvius</i> Albert & Fernandes-Matioli, 1999	DZSJRP 20639
Sternopygidae	
<i>Eigenmannia virescens</i> (Valenciennes, 1836)	DZSJRP 20661
SILURIFORMES	
Heptapteridae	
<i>Cetopsorhamdia iheringi</i> Schubart & Gomes, 1959	DZSJRP 20652
<i>Imparfinis borodini</i> Mees & Cala, 1989	
<i>Imparfinis mirini</i> Haseman, 1911	DZSJRP 20642
<i>Phenacorhamdia tenebrosa</i> (Schubart, 1964)	DZSJRP 20635
<i>Pimelodella avanhandavae</i> Eigenmann, 1917	DZSJRP 20662
<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	DZSJRP 20650
Loricariidae	
<i>Hypostomus ancistroides</i> (Ihering, 1911)	DZSJRP 20647
<i>Hypostomus nigromaculatus</i> (Schubart, 1964)	DZSJRP 20632
<i>Hypostomus</i> sp1	DZSJRP 20628
<i>Hypostomus</i> sp2	DZSJRP 20648
<i>Neoplecostomus selenae</i> Zawadzki, Pavanelli & Langeani, 2008	DZSJRP 20649
<i>Otothyropsis biannicus</i> Calegari, Lehmann & Reis, 2013	DZSJRP 20658

<i>Otothyropsis piribebuy</i>	DZSJRP 20659
<i>Rineloricaria pentamaculata</i> Langeani & Araújo, 1994	DZSJRP 20660
Trichomycteridae	
<i>Trichomycterus davisi</i> (Haseman, 1911)	DZSJRP 20630
<i>Trichomycterus diabolus</i> Bockmann, Casatti & de Pinna, 2004	DZSJRP 13668
<i>Trichomycterus castroi</i>	DZSJRP 20641
<i>Trichomycterus</i> sp1	DZSJRP 20643
CYPRINODONTIFORMES	
Poeciliidae	
<i>Poecilia vivipara</i> Bloch & Schneider, 1801	DZSJRP 20663
<i>Phalloceros reisi</i> Lucinda, 2008	DZSJRP 20629
<i>Phalloceros harpagos</i> Lucinda, 2008	DZSJRP 20645
SYNBRANCHIFORMES	
Synbranchidae	
<i>Synbranchus marmoratus</i> Bloch, 1795	DZSJRP 20655
PERCIFORMES	
Cichlidae	
<i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	DZSJRP 20653

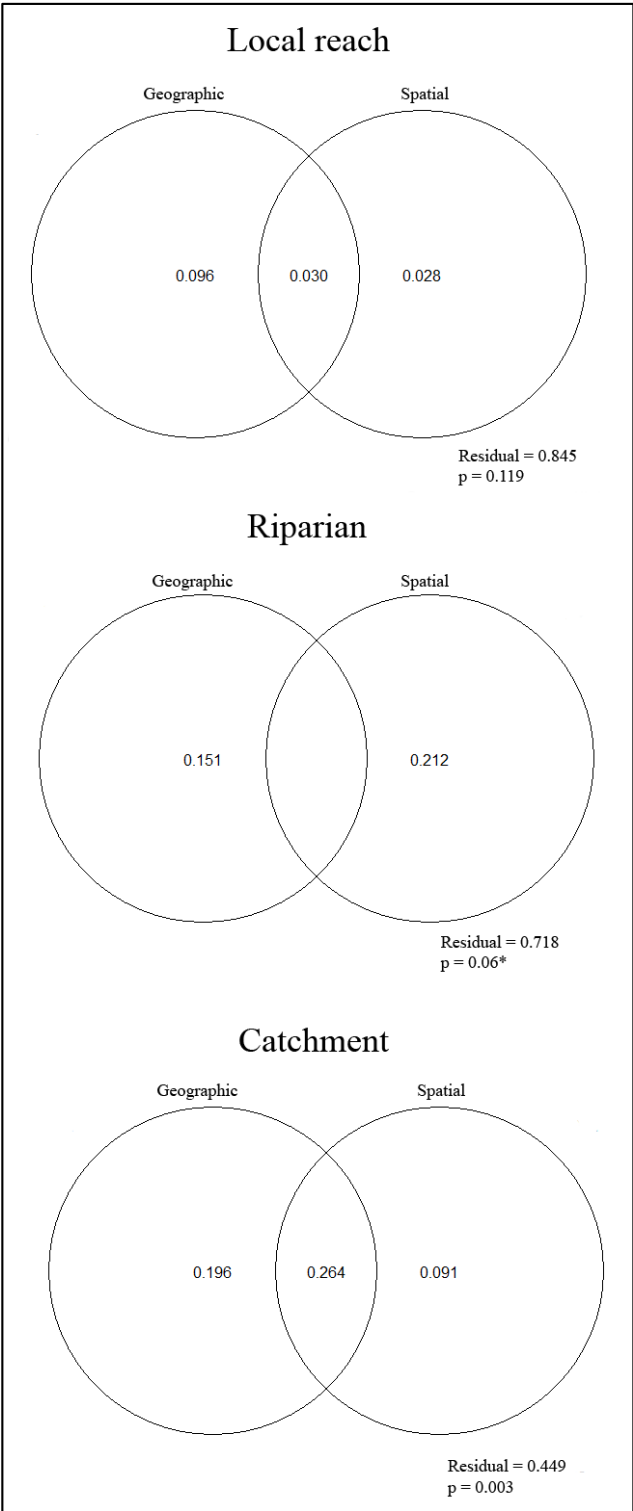


Figure A1 – Venn diagram of pRDAs showing the relationship of land use and cover with the geographic and spatial factors (AEM eigen functions) for the three scales (local, riparian, and catchment).

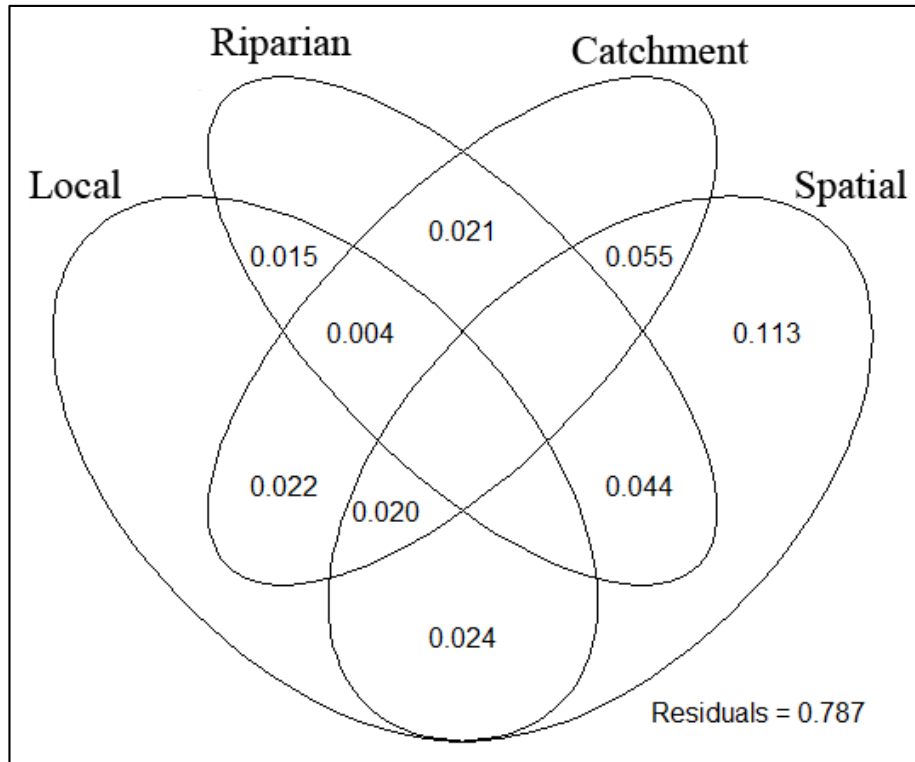


Figure A2 – Venn diagram of the pRDA result showing relationship of the stream structure on effects of land use and land cover on the local, riparian, catchment, and spatial factor (AEM eigen functions).

CAPÍTULO 3 –

Este capítulo será submetido na forma de artigo.

Efeito do uso do solo por atividades agrícolas sobre a ictiofauna de riachos da Mata Atlântica

Rodrigo da Silva Almeida¹; Mauricio Cetra²,

¹Programa de Pós-Graduação em Planejamento e Uso de Recursos Renováveis, Universidade Federal de São Carlos (UFSCAR), Sorocaba, SP, Brazil.

²Departmento de Ciências Ambientais, Universidade Federal de São Carlos Rodovia João Leme dos Santos, km 110, Sorocaba, SP, Brasil.

Resumo

O uso do solo altera de forma direta e indireta a estrutura das comunidades aquáticas. Estudos da relação do uso do solo com a ictiofauna fornecem informações para projetos de conservação de riachos e a biota associada a estes ambientes. Atividades agrícolas anuais e semi-perenes geralmente praticam o manejo de espécies de vida curta que ocupam o estrato herbáceo/arbustivo. A silvicultura maneja espécies de tempo de vida longo que ocupam o estrato arbóreo. O uso do solo por estas atividades altera a complexa relação que existe entre as florestas nativas e os riachos, pois esta ocupação do solo possui espécies de ciclo de vida curto e longo e que ocupam todos os estratos. O presente estudo buscou responder as seguintes perguntas: (i) a riqueza de espécies de peixes de riachos responde de forma distinta quando o solo é usado por agricultura ou silvicultura?; (ii) a riqueza de espécies peixes de riachos responde a alterações na contribuição relativa da cobertura florestal nativa em distintas escalas espaciais?; (iii) os diferentes tipos de uso e cobertura do solo estão associados à distintas composições das assembleias de peixes? Para responder as duas primeiras questões foram aplicadas análises de caminhos. Para responder a terceira questão foi aplicada uma análise de variância com permutação. Há relação indireta entre a riqueza de espécies de peixes e o uso do solo, mas depende do tipo de uso praticado. As espécies apresentaram associação com o tipo de uso do solo. Espécies generalistas são mais comuns em riachos cujas microbacias apresentam maior pressão antrópica.

Palavras-chave: Comunidades de peixes; Conservação biológica; Ecologia de riachos; Paisagem; Modelo de equação estrutural.

Abstract

Land use, directly and indirectly, changes the structure of aquatic communities. Studies of the relationship between land use and ichthyofauna provide information for stream conservation projects and the biota associated with these environments. Annual and semi-perennial agricultural activities generally practice the management of short-lived species that occupy the herbaceous / shrub layer. Forestry handles long-lived species that occupy the arboreal stratum. Land use for these activities alters the complex relationship that exists between native forests and streams, as this land occupation has species with short and long life cycles that occupy all strata. The present study sought to answer the following questions: (i) does the richness of stream fish species answer differently when the soil is used for agriculture or forestry?; (ii) does the richness of stream fish species respond to changes in the relative contribution of native forest cover at different spatial scales?; (iii) are the different types of land use and cover associated with the different compositions of the fish assemblages? To answer the first two questions, path analyzes were applied. To answer the third question, an analysis of variance with permutation was applied. There is an indirect relationship between the richness of fish species and land use, but it depends on the type of use practiced. The species were associated with the type of land use. Generalist species are more common in streams whose catchment has higher anthropic pressure.

Key-words: Biological conservation; Fish communities; Landscape; Stream ecology; Structural equation modelling.

Introdução

As atividades humanas têm gerado impactos à biodiversidade aquática sem precedentes (ABELL *et al.*, 2008). Deste modo, conhecer os impactos gerados por estas atividades é de suma importância, pois o ecossistema de água doce ocupa apenas 0,8% da superfície da Terra, mas estima-se que possui cerca de 100.000 espécies, ou aproximadamente 6% de todas as espécies descritas (DUDGEON *et al.*, 2006). Os rios e riachos da América do Sul e Central são excepcionalmente diversos, com uma riqueza estimada de 7.000 espécies de peixes, sendo o continente mais rico em vertebrados sobre a Terra (ALBERT; REIS, 2011; LÉVÊQUE *et al.*, 2008; LÉVÊQUE; BALIAN; MARTENS, 2005). Nesta perspectiva, os peixes da região neotropical representam aproximadamente 1/5 das espécies de peixes do mundo, ou talvez 10%

de todas as espécies de vertebrados do planeta (ALBERT; REIS, 2011; VARI; MALABARBA, 1998).

Diversos estudos têm demonstrado a influência das alterações terrestres sobre a ictiofauna de riachos, entre as principais estão o desmatamento (BREJÃO *et al.*, 2018; FERREIRA *et al.*, 2015; ILHA; ROSSO; SCHIESARI, 2019; LEITÃO *et al.*, 2018; LEITE *et al.*, 2015; VIEIRA; DIAS-SILVA; PACÍFICO, 2015) e a agricultura (DALA-CORTE *et al.*, 2016; JUEEN *et al.*, 2016; NEVES; DE ARRUDA AMORIM; DELARIVA, 2018; PRUDENTE *et al.*, 2017; ZANINI *et al.*, 2017). O desmatamento é considerado o primeiro causador de alterações na fauna aquática, pois a partir dele se desencadeiam outros processos que limitam a permanência e dispersão das espécies de peixes (BREJÃO *et al.*, 2018). A fragmentação da cobertura nativa florestal causa aumento da temperatura da água, aumento da entrada de luz promovendo o aumento de macrófitas, diminui a estabilidade das margens e reduz a entrada de folhas e troncos (ALLAN, 2004). O uso do solo com agricultura promove aumento do assoreamento no curso d'água gerando maior turbidez, prejudica a capacidade do substrato em manter a produção de perifíton e biofilme, diminui a produção primária, preenche habitats intersticiais prejudicando a ocupação de peixes e macroinvertebrados nas fendas das rochas e reduz a heterogeneidade da coluna d'água causando diminuição da riqueza de espécies que vivem em poções (ALLAN, 2004).

Diferentes perturbações devem exercer sua influência em diferentes escalas e por diferentes caminhos (WIENS, 1989). A investigação multi-escala frequentemente avalia a relação entre as condições do riacho e o uso do solo medidos em diferentes escalas (ALLAN, 2004). Muitos autores utilizam o conceito da escala local, ripária e microbacia para analisar a relação do uso do solo com a ictiofauna (ALLAN, 2004; DALA-CORTE *et al.*, 2016; LEAL *et al.*, 2016; LEITÃO *et al.*, 2018; MOLINA *et al.*, 2017) (Figura 1). Por exemplo, a temperatura da água não é influenciada somente pela entrada de luz no local do trecho estudado, mas provavelmente pela entrada de luz ao longo de quilômetros à montante deste trecho (QUINN, 2000), deste modo, a escala ripária pode representar melhor o efeito da temperatura sobre a comunidade de peixes.

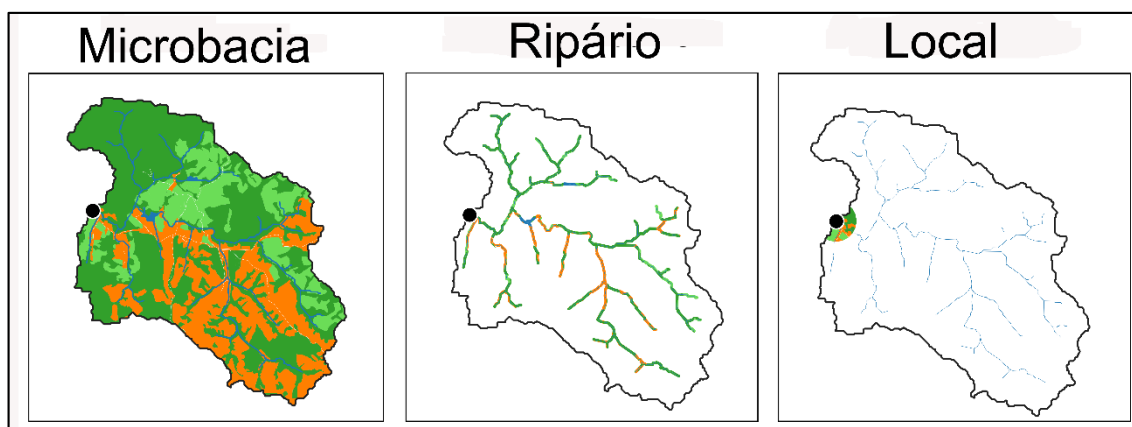


Fig.1 – Três escalas espaciais. As cores representam um exemplo real do uso e cobertura do solo: floresta nativa (verde escuro), silvicultura (verde claro) e agricultura (laranja). Modificado de ALLAN, 2004; MORLEY; KARR, 2002.

Estudos que abordam causalidade do uso do solo sobre a ictiofauna são recentes na região neotropical (DALA-CORTE *et al.*, 2016; LEITÃO *et al.*, 2018). Estes estudos são de grande importância para entender o impacto dos diferentes tipos de uso do solo em comparação aos ambientes florestais nativos para a ictiofauna de riachos. Deste modo, é possível analisar o efeito direto e indireto do uso do solo sobre a ictiofauna nas escalas local, ripária e microbacia. Neste sentido, a análise de caminhos (*path analysis*), também conhecida como modelo causal ou modelo de efeito busca avaliar a plausibilidade de um modelo utilizando a rede de relações entre as variáveis mensuradas. Esta análise é particularmente útil para explorar os modelos hipotéticos formados pelas complexas inter-relações entre as variáveis mensuradas e a construção teórica. De acordo com HAIR *et al.*, 1998, a análise de caminhos é uma abordagem que emprega a estimação de uma matriz de variância-covariância entre as variáveis que fazem parte de um modelo conceitual. Como em qualquer método estatístico, a análise de caminhos depende fundamentalmente de um modelo teórico por trás das relações hipotéticas e a interpretação causal das associações encontradas deve ser apoiada pela teoria.

O bioma da Mata Atlântica é um dos mais afetados pela ocupação humana, e consequentemente uns dos mais ameaçados na perda de espécies (MYERS *et al.*, 2000). Segundo DALA-CORTE *et al.*, (2020) a comunidade íctica da Mata Atlântica possui um alto limiar para extinção de espécies originada pela perda da vegetação ripária. Quando comparado com outros biomas, por exemplo, Amazônia, Cerrado e Pampas, a Mata Atlântica é menos sensível a extinção de espécies. Entre os principais motivos apresentados pelos autores está o legado histórico na perda de espécies, ou seja, decorrente dos estresses causados desde a

colonização desta região com desmatamento e criação de gado. A área do nosso estudo está localizada em umas das regiões da Mata Atlântica ainda preservadas com grandes maciços florestais. Estudos em regiões pouco alteradas são de grande importância neste bioma, pois pode promover a detecção de espécies sensíveis aos impactos gerados pelo uso do solo.

A nossa hipótese é que o uso do solo age indiretamente sobre as assembleias de peixes. Partimos do pressuposto de que a redução da área florestal na escala da microbacia, provoca a redução do material vegetal reduzindo a entrada de matéria alóctone ao riacho como folhicho, galhos e troncos. Além disso, causa aumento de matéria associada a ambientes antropizados gerando baixa estabilidade das margens e assoreamento (ALLAN; CASTILLO, 2007; ALLAN, 2004; ALLAN; ERICKSON; FAY, 1997; HUGHES; PECK, 2008; LEAL *et al.*, 2016) Estes efeitos podem diminuir a riqueza e diversidade da ictiofauna de riachos. O objetivo deste estudo é responder as seguintes questões: (i) a riqueza de peixes de riachos responde de forma distinta quando, na escala de microbacia, o solo é usado por agricultura ou silvicultura?; (ii) a riqueza de peixes dos riachos responde a alterações na cobertura florestal nativa na escala local e ripária; (iii) os diferentes tipos de uso e cobertura do solo estão associados à distintas composições das assembleias de peixes?

Material e Métodos

Área de estudo

Os riachos de cabeceiras do Rio Paranapanema estão na Serra de Paranapiacaba, com regiões atingindo os 1100 m de altitude (Fig.2). Essa região apresenta densidade populacional ao redor de 30 habitantes/km² e é ocupada por pequenas propriedades rurais que exercem atividades de agricultura e pecuária (CETEC, 1999). As cabeceiras possuem cobertura vegetal predominantemente composta por vegetação nativa e por áreas de silvicultura (*Eucaliptus* spp. e *Pinus* spp.).

Desenho amostral

Nós amostramos as assembleias de peixes em 30 riachos de 2^a a 5^a ordem que estão inseridos em áreas com diferentes tipos de uso e cobertura do solo. Nós classificamos cada riacho em função da cobertura do solo (floresta nativa, agricultura, silvicultura, mineração e urbanização) e acessibilidade. A rede de drenagem foi construída a partir de um modelo digital

de elevação (SRTM - Shuttle Radar Topography Mission) com uma resolução espacial de 30 m (<https://earthexplorer.usgs.gov/>).

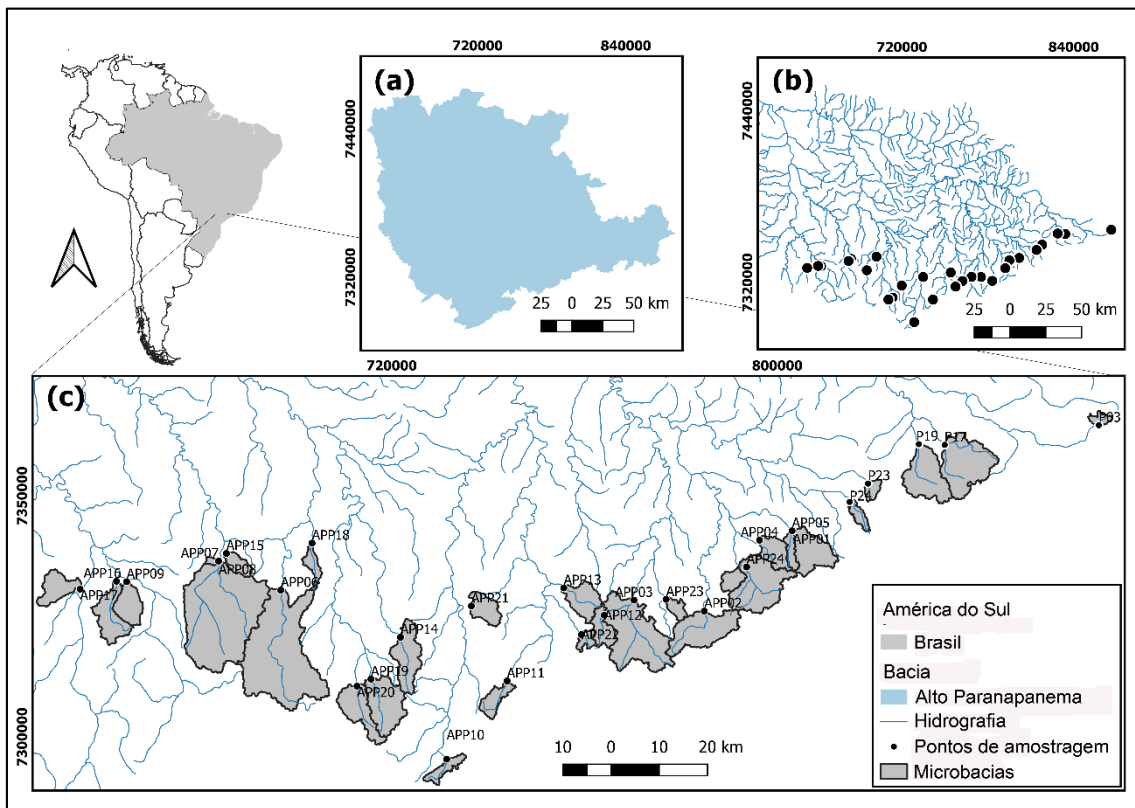


Fig.2 – Área de estudo na Bacia do Alto Paranapanema (sudeste da floresta da Mata Atlântica, Brasil). Pontos amostrais ($n = 30$) estão em círculos pretos, e microbacias estão em polígonos cinzas.

Coleta dos peixes

Foram utilizados os dados coletados por Cetra et al (2016). Sendo amostrados peixes em 30 riachos. A coleta dos peixes foi realizada entre os meses de junho a novembro de 2014. O período de coleta durante a seca foi escolhido pois a associação entre as assembleias de peixes e a estrutura ambiental é melhor descrita nesta estação do ano e quando o nível da água dos riachos é mais baixo os peixes podem ser capturados com mais facilidade (PEASE *et al.*, 2012; PINTO; ARAUJO; HUGHES, 2006). Além disso, essa estratégia de coleta garante apenas interações diretas de dispersão entre locais, sem a fonte de variação temporal nos dados por meio de múltiplos eventos de dispersão, que ocorrem na estação chuvosa (Cottenie 2005). A amostragem da ictiofauna foi realizada com o método da pesca elétrica entre as 10h e 16h (Licença SISBIO 13352-1/IBAMA/MMA). Nós coletamos os peixes em trechos de 70 m em 30 riachos (Fig.1). Os trechos dos riachos amostrados apresentam no mínimo uma sequência

dos meso-habitats de corredeira, rápido e poção que fornece um ambiente físico heterogêneo utilizado por muitos tipos diferentes de organismos (FRYIRS; BRIERLEY, 2012).

Os organismos coletados foram fixados por 48h em formalina e então transferidos para álcool 70%. Parte dos espécimes coletados foram depositados na coleção do Laboratório de Ictiologia do Departamento de Zoologia e Botânica da UNESP - São José do Rio Preto (DZSJRP 20.268 - 20.663) e no Laboratório de Ictiologia de Ribeirão Preto - FFCLRP/USP (LIRP 11826). Os espécimes foram identificados pelo Prof. Dr. George M. T. Mattox do DBio-So da UFSCar.

Foram utilizados os dados sobre a riqueza e abundância da composição das assembleias de peixes entre os 30 riachos.

Variáveis ambientais e de uso e cobertura do solo

Nos trechos de 70 metros, coletamos 20 variáveis ambientais em três transectos perpendiculares às margens. As variáveis morfométricas do canal e do substrato foram obtidas a cada 1 metro ao longo do transecto. A largura do canal foi obtida com o uso de uma trena. A profundidade e velocidade da água foram obtidas com um fluxômetro mecânico General Oceanics® (General Oceanics, Miami, FL, USA). A velocidade média foi obtida no meio da coluna d'água. A composição do substrato (galhos e troncos, serapilheira, silte, areia, cascalho, seixo, matacão e bloco) foi estimada visualmente utilizando um quadrado de PVC de 1 m². Para cada componente do substrato, atribuímos um valor em uma escala ordinal de 1 a 4, relativos à cobertura correspondente à 0-25%, 26-50%, 51-75% ou >75%.

As variáveis relacionadas com a estabilidade das margens e grau de sombreamento foram obtidas a partir do prolongamento do transecto em direção à mata ripária. A estabilidade das margens foi visualmente estimada como a porcentagem de rochas, raízes, troncos, barrancos e solo exposto em ambas as margens. Para estimar o sombreamento atribuímos um valor em uma escala ordinal de 1 a 4, relativos à cobertura correspondente à 0-25%, 26-50%, 51-75% ou >75%.

O uso e cobertura do solo foi classificada através de imagens digitais processadas pelo sensor óptico CBERS-4/PAN (*China-Brazil Research Earth Satellite*). O CBERS-4/PAN é um sensor multispectral que abrange uma área de 60 km de largura por 120 km de comprimento, com resolução espacial de 10 m, e três bandas de resolução espectral (verde, vermelha e

infravermelho próximo), que permite uma boa precisão na classificação do uso e cobertura do solo. As imagens usadas são do ano de 2016. Todas as imagens foram ortorretificadas e então sujeitas a correção atmosférica para atenuar os efeitos da atmosfera sobre a resposta espectral do alvo nas cenas e converter os valores de pixel do número digital em reflectância (RICHARDS; JIA, 1999). O uso e cobertura do solo foi determinada pela interpretação visual e vetorização em tela (1:20.000), para isso foi utilizado o software QGIS 3.02.

Nós quantificamos as variáveis do uso e cobertura do solo à montante do ponto de amostragem em três escalas espaciais: (i) microbacia – para toda a rede de drenagem; (ii) ripário – dentro do “buffer” de 30 m em ambas as margens, estendendo para toda rede de drenagem, e (iii) local – 150 m de raio na fração a montante do riacho (Fig.1). O “buffer” ripário foi considerado de acordo com a legislação Brasileira (LEI FEDERAL 12.651/2012). O uso e cobertura do solo foi classificada em: (a) floresta nativa, caracterizada por áreas com densa floresta ombrófila densa e vegetação secundária; (b) agricultura, com áreas ocupadas pelas atividades agrícolas, incluindo a monocultura e policultura; (c) silvicultura, com áreas de monocultura de plantio de *Eucalyptus* spp. e *Pinus* spp; (d) mineração, com áreas ocupadas pela atividade minerária; (e) urbanização, área ocupadas por vilarejos; (f) represamentos, áreas no riacho com presença de barramento induzido. Contudo, os usos do solo por mineração, urbanização e represamento foram excluídos das análises, pois eles foram ausentes na escala local, e apresentaram baixa frequência e representatividade na escala ripária e de microbacia (Material Suplementar, Tabela A1).

Análise estatística

Utilizamos a técnica de análise de caminhos, que é um caso particular do modelo de equação estrutural (Structural Equation Model - SEM) que analisa a matriz de variância-covariância das variáveis observadas. Neste método de análise busca-se a significância da relação entre as variáveis independentes (ambientais e de uso e ocupação do solo) com a variável dependente (riqueza). Adotamos esta técnica de análise pois na regressão linear busca-se o efeito da variável X sobre a variável Y e no SEM, a variável X pode causar efeito na variável Y, e a variável Y pode causar efeito na variável Z. Nestas situações, a abordagem da regressão linear múltipla é limitada pois não controla os erros em cascata e aborda as variáveis dependentes um por vez (HAIR *et al.*, 1998).

Os dados foram analisados com a abordagem de equação de modelo estrutural (Structural Equation Modeling - SEM; (PUGESEK; TOMER; EYE, 2003). Buscamos examinar o efeito da silvicultura e agricultura na escala de microbacia sobre as variáveis que representam a estrutura do riacho, e conseqüentemente, afetam a riqueza e diversidade da ictiofauna. Nós esperamos que os diferentes tipos de uso do solo causam, indiretamente, redução na riqueza de peixes devido a modificação do ecossistema terrestre e aquático no componente da microbacia (Tabela 1). Foram aplicados dois modelos. O primeiro busca verificar o efeito da agricultura e o segundo o efeito da silvicultura sobre as variáveis do riacho. Nos dois modelos foi usada a contribuição da vegetação nativa na escala local e ripária (Figura 3).

Tabela 1 – Média, desvio padrão (DP), valores mínimos (Min.) e máximos (Máx.) para floresta nativa, silvicultura e agricultura nas três escalas espaciais, substrato, estabilidade das margens e riqueza de espécies.

Grupo	Escala	Variável	Média	DP	Mín.	Máx.
Uso do solo	Local	Floresta Nativa	59,28	34,31	0	100
		Silvicultura	13,73	25,5	0	89,7
		Agricultura	26,98	32,17	0	100
	Ripário	Floresta Nativa	84,04	12,46	61,2	99,5
		Silvicultura	7,23	6,61	0	24,3
		Agricultura	8,19	9,29	0	35,2
	Microbacia	Floresta Nativa	56,67	27,84	8,6	98,7
		Silvicultura	22,98	20,86	0	75,6
		Agricultura	20,19	22,63	0	78,6
Seixo			15,4	15,52	0	67
Tronco			21,16	27,31	0	100
Riqueza			8,13	3,73	1	17

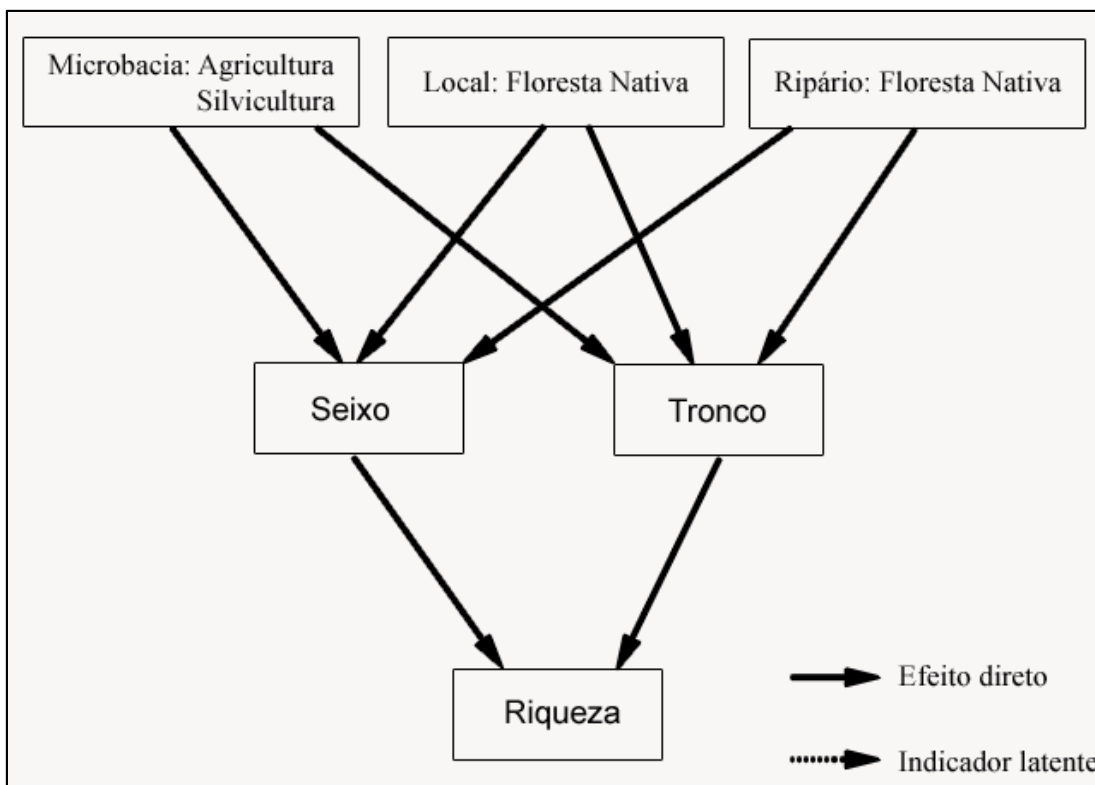


Figura 3 - Modelo teórico para a análise de caminhos. Na porção superior estão as variáveis de uso e cobertura do solo na escala da microbacia (agricultura e silvicultura) que serão analisadas separadamente. A floresta nativa será analisada tanto na escala local e ripário. Acreditamos que há relação dos diferentes tipos de uso de solo com a estrutura do riacho. Por consequência, acreditamos que as variáveis que estruturam o riacho apresentam relação com a riqueza de peixes.

Para verificar o ajuste dos modelos utilizamos (HOOPER; COUGHLAN; MULLEN, 2008):

- (i) Teste de qui-quadrado (χ^2): modelos com valor de P não significativos ($P > 0.05$) são considerados bons modelos, pois eles indicam consistência entre os dados observados e o modelo hipotético (Figura 3), pois não se rejeita a hipótese nula de que a variação entre os dados observados e o modelo hipotético se deve ao acaso. A estatística qui-quadrado é um teste de significância sensível ao tamanho da amostra. Quando pequenas amostras são usadas, a estatística do qui-quadrado perde força, e por isso, pode não discriminar modelos com bom ajuste e com ajuste ruim;
- (ii) Índice de ajuste comparativo (*Comparative Fit Index* – CFI): o CFI tem um bom desempenho mesmo quando o tamanho da amostra é pequeno. Esta estatística

assume que todas as variáveis latentes são não correlacionadas. Este índice compara a matriz de covariância da amostra com aquela gerada em um modelo nulo onde todas as variáveis observáveis são não correlacionadas. O valor do $CFI \geq 0,90$ é indicativo de um bom ajuste do modelo (HU; BENTLER, 1999);

- (iii) Raiz do erro médio quadrático residual padronizado (*Standardized Root-Mean Squared Residual - SRMR*): é a raiz quadrada da diferença entre o residual da matriz de covariância da amostra e o do modelo de covariância hipotético. Valores do SRMR variam de 0 para 1,0. Modelos bem ajustados possuem baixos valores deste índice. Valores próximos a 0,08 são considerados adequados (BYRNE, 1998; DIAMANTOPOULOS; SIGUAW, 2000).

Antes de realizar a análise de caminhos, os dados foram transformados e padronizados, e posteriormente foi aplicado o teste do fator da inflação da variância (*variance inflation factors - VIF*) que busca identificar a multicolinearidade entre as variáveis ambientais, Valor de VIF superior a 10 indica que as variáveis são altamente autocorrelacionadas (CURTO; PINTO, 2011), de modo, que estas variáveis foram excluídas das análises posteriores. Vale destacar que a riqueza não apresenta relação com o tamanho da microbacia, pois caso houvesse essa relação não seria possível aplicar o modelo para a análise de caminhos.

Para testar a hipótese de que existe diferença na composição das assembleias de peixes se deve aos diferentes tipos de uso e ocupação do solo usamos uma análise de variância multivariada permutacional (*Permutational Multivariate Analysis of Variance - PERMANOVA*), A PERMANOVA verifica apenas a variação da dispersão, diferente de outras análises multivariadas tradicionais (ANDERSON, 2001). Foram aplicadas 9.999 permutações para o cálculo do valor de significância utilizando o teste de Monte Carlo ($p < 0,05$). Antes de realizar a PERMANOVA, os dados de abundância foram transformados usando a transformação de Hellinger, de modo a evitar o viés causado pelo paradoxo da abundância de espécies (LEGENDRE; GALLAGHER, 2001). Para esta análise foram escolhidas as microbacias que apresentaram valor superior a 60% do tipo de ocupação e uso do solo com floresta nativa, silvicultura e agricultura. Apenas 15 trechos de riachos foram selecionados para esta análise. Visando a evitar o aumento do erro tipo 1, foi aplicado um procedimento de destendenciamento dos dados biológicos causados pelo efeito espacial (BORCARD; GILLET; LEGENDRE, 2011).

Todas as análises foram realizadas utilizando o software R (R Core Team, 2013), A PERMANOVA foi implementada utilizando o pacote Vegan (OKSANEN *et al.*, 2018), o VIF

foi calculado usando o pacote usdm (NAIMI *et al.*, 2014), e a análise de caminhos foi implementada usando o pacote lavaan (ROSSEEL *et al.*, 2020), o nível de significância adotado foi $\alpha = 0,05$.

Resultados

Os valores de qui-quadrado foram não significativos para os dois modelos, ou seja, não rejeitamos H0 (Figura 4). Os valores de CFI e SRMR indicaram boa qualidade dos modelos, ou seja, baixa probabilidade de não rejeitar H0 sendo ela falsa. O valor de CFI para o modelo de silvicultura está próximo, mas abaixo do valor de corte (Tabela 2).

Tabela 2 – Resultados do ajuste dos modelos de equação estrutural formulados para prever os efeitos da agricultura e silvicultura (variáveis exógenas) sobre a riqueza de espécies de peixes via modificação da estrutura do riacho (variáveis endógenas). Tamanho da amostra (N), valor do qui-quadrado calculado (χ^2), graus de liberdade (g.l), probabilidade exata (P), índice de ajuste comparativo (CFI), resíduo da raiz quadrada média padronizada (SRMR) e variância explicada para cada variável endógena (R²).

Modelos	Variáveis endógenas	N	χ^2	g.l.	P	CFI	SRMR	R ²
Agricultura		30	5.6	4	0.23	0.91	0.07	
	Seixo							0.27
	Tronco							0.11
Silvicultura	Riqueza							0.29
		30	6.5	4	0.16	0.82	0.08	
	Seixo							0.22
	Tronco							0.01
	Riqueza							0.27

Foi verificado que o aumento na proporção de agricultura na escala da microbacia diminui significativamente a quantidade de seixo no substrato e marginalmente a quantidade de troncos nas margens. A presença da cobertura florestal nas escalas local e ripária não apresentaram relação significativa com substrato e estabilidade das margens. O aumento na quantidade de seixo no substrato e tronco nas margens aumenta significativamente a riqueza de espécies de peixes (Figura 4). O efeito indireto negativo da agricultura e positivo da floresta nativa sobre riqueza foram não significativos (Figura 4).

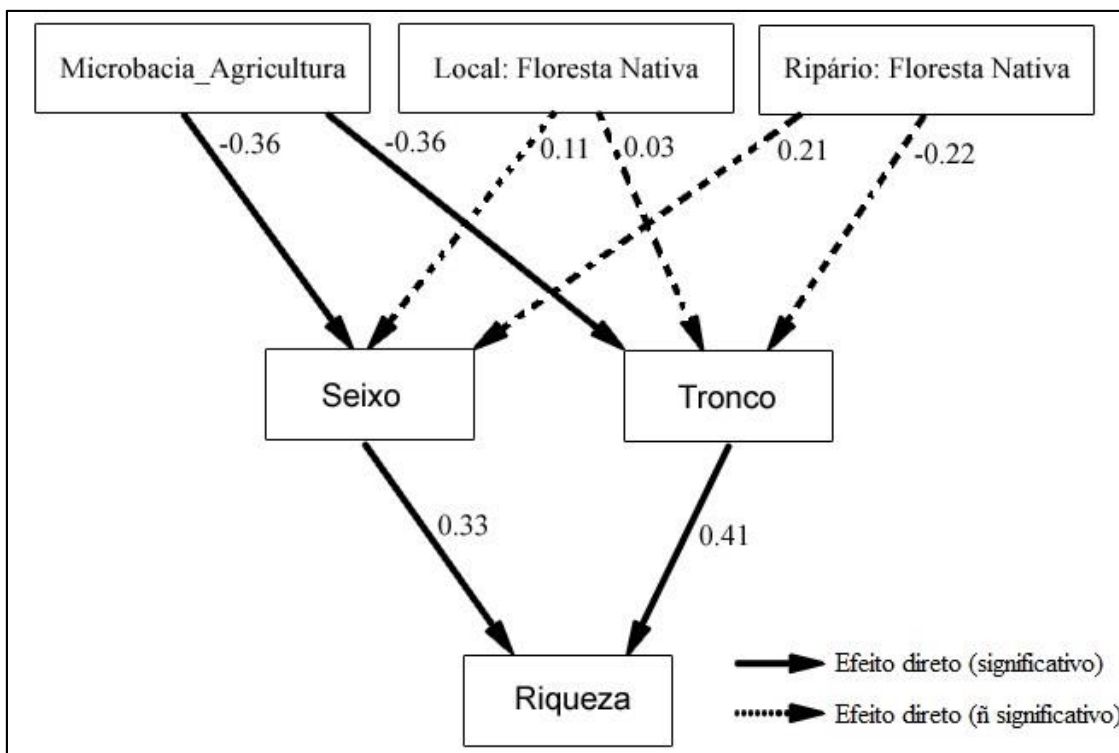


Figura 4 - Análise de caminhos para o uso do solo na agricultura na escala de microbacia, e cobertura do solo por floresta nativa na escala local e ripário. Setas inteiras indicam valor de P significativo e setas tracejadas valor de P não significativo.

Pode-se assumir que o aumento na proporção de silvicultura na escala de microbacia não promove alterações significativas no substrato e estabilidade das margens. Da mesma forma, a diminuição ou aumento da cobertura de floresta nativa tanto na escala local quanto ripária não apresentaram relação com seixos e troncos nas margens (Figura 5). O efeito indireto da silvicultura e da floresta nativa sobre riqueza foram não significativos (Figura 5).

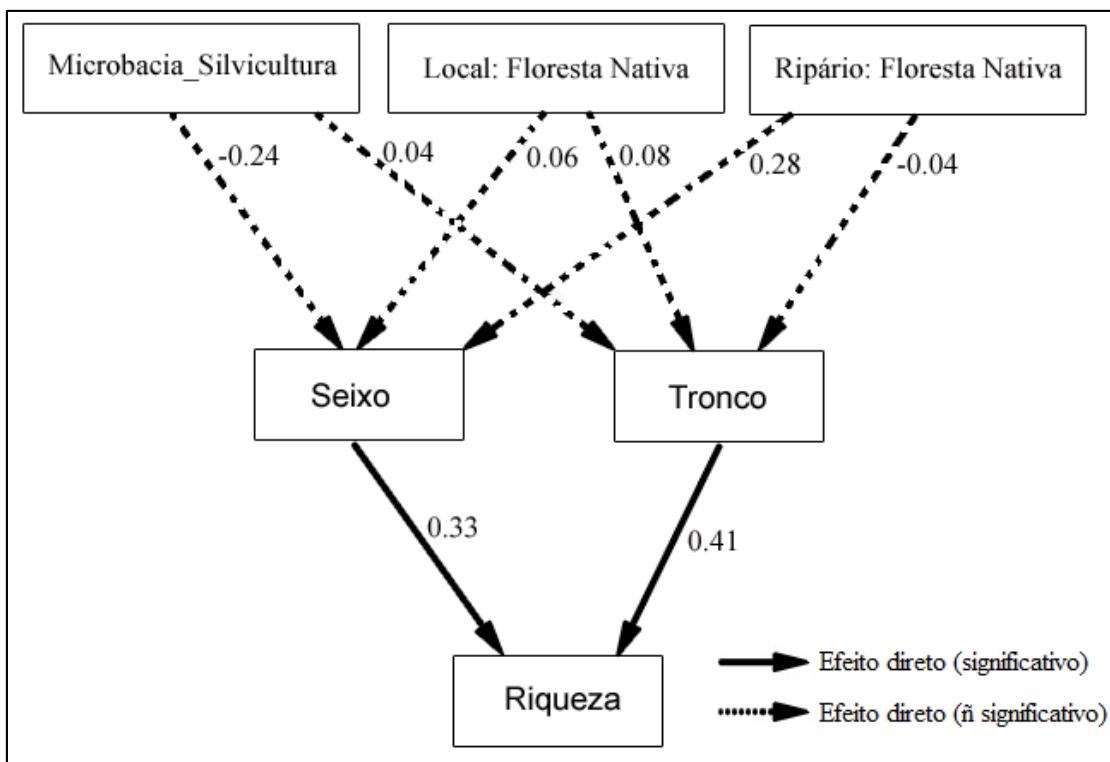


Figura 5 - Análise de caminhos para o uso do solo na silvicultura na escala de microbacia, e cobertura do solo por floresta nativa na escala local e ripário. Setas inteiras indicam valor de P significativo e setas tracejadas valor de P não significativo.

Há diferença significativa na composição das espécies nos diferentes tipos de uso e ocupação do solo ($F = 1.96$, $p = 0.004$, $R^2 = 0.20$). No lado positivo do eixo 1 ($F = 2.87$, $p = 0.002$) estão os riachos inseridos em microbacias com uso da silvicultura e no lado negativo estão os riachos com floresta nativa e agricultura. No eixo 2 da RDA, apesar de não significativo ($F = 1.05$, $p = 0.37$) podemos observar a separação entre os riachos que possuem floresta nativa e aqueles com agricultura (Figura 6).

As espécies *Pimelodella avanhandavae*, *Imparfinis mirini*, *Imparfinis borodini*, *Rineloricaria pentamaculata*, *Characidium schubarti* e *Characidium gomesi* estão associadas com riachos pertencentes a microbacias que apresentam grande porcentagem de floresta nativa. *Astyanax scabripinnis*, *Neoplecostomus selenae* e *Hypostomus nigromaculatus* estão associadas com trechos inseridos em microbacias com predomínio de silvicultura. Os trechos com a microbacia usada pela agricultura estão associados com *Phalloceros reisi*, *Astyanax bockmanni*, *Poecilia vivipara*, *Geophagus brasiliensis* e *Hypostomus ancistroides* (Figura 6).

A escala de análise se mostrou importante para identificar o efeito do uso do solo sobre as assembleias de peixes. Na escala de microbacia, o uso do solo com agricultura reduz a complexidade da estrutura interna do riacho, que conseqüentemente diminui a riqueza de espécies da ictiofauna. Em riachos dos Pampas foi verificado que a agricultura na escala da microbacia reduz a quantidade de serapilheira e galhos no substrato e conseqüentemente diminui a riqueza (DALA-CORTE *et al.*, 2016). Em riachos da Amazônia, o aumento da agricultura mecanizada promoveu o aumento na relação entre largura e profundidade dos riachos, mas isso não causou mudanças na riqueza taxonômica e funcional das assembleias de peixes (LEITÃO *et al.*, 2018). O uso do solo na escala de microbacia influencia diretamente na qualidade da água (MELLO *et al.*, 2017, 2018) e na estrutura do riacho (ARANTES *et al.*, 2018; DALA-CORTE *et al.*, 2016; FREITAS *et al.*, 2018; LEITÃO *et al.*, 2018; LEMKE; SÚAREZ, 2013; MACEDO *et al.*, 2014; MONTAG *et al.*, 2019; ZANINI *et al.*, 2017) e indiretamente nas assembleias de peixes (DALA-CORTE *et al.*, 2016; LEITÃO *et al.*, 2018).

O uso do solo pela silvicultura não provocou uma diminuição significativa na riqueza de espécies. Poucos estudos verificaram a influência de culturas perenes sobre a ictiofauna, no entanto, alguns estudos têm verificado a diminuição da complexidade da paisagem, diminuição da cobertura do dossel e maior espaçamento por vegetação rasteira (FITZHERBERT *et al.*, 2008; JUAN *et al.*, 2016). Acreditamos que o impacto ambiental na riqueza de espécies de peixes causado pela silvicultura seja menor que a agricultura anual e semi-perene, pois ela é não significativa. As plantações de eucalipto e pinheiro permanecem por aproximadamente 8 anos até o corte, e durante este tempo, promove uma cobertura de dossel, intercepta a chuva e diminui o escoamento superficial (MOLEDO *et al.*, 2016; GERHARD; VERDADE, 2016; TANAKA *et al.*, 2016).

A presença de floresta na escala local e ripária não tem relação significativa com as variáveis que representam a estrutura do riacho. Mas vale ressaltar que a floresta nativa na escala local e ripário foi positiva com o substrato, todavia, era esperado relação positiva com a presença de troncos nas margens, mas tanto para a agricultura e silvicultura essa relação foi negativa. A alta proporção da cobertura do solo ocupada por floresta (61-99%) e baixa variação pode ser uma possível explicação para não evidenciarmos uma relação significativa. Diferente de outros estudos no bioma de Mata Atlântica (MOLINA *et al.*, 2017; ROA-FUENTES; CASATTI, 2017; ZENI; HOEINGHAUS; CASATTI, 2017), este estudo foi conduzido em uma região com presença de floresta nativa elevada e detectar o efeito do uso do solo na escala local

pode ser difícil de ocorrer devido ao atraso temporal da resposta biológica ao dano gerado (BREJÃO *et al.*, 2018; ZENI; HOEINGHAUS; CASATTI, 2017).

A composição dos peixes variou entre os tipos de uso do solo, sendo que os peixes considerados generalistas foram mais frequentes nas microbacias com predominância da agricultura. Entre as espécies mais comuns em ambientes antropizados estão o *Phalloceros reisi*, *Poecilia vivipara* e *Geophagus brasiliensis*. Diversos estudos tem evidenciado a associação destas espécies nectônicas e onívoras a ambientes menos preservados, pois são espécies que toleram ambientes menos complexos (CASATTI; DE FERREIRA; CARVALHO, 2009; PERESSIN; CETRA, 2014). As microbacias dominadas pela silvicultura apresentaram associação com duas espécies bentônicas, os cascudos *Hypostomus nigromaculatus* e *Neoplecostomus selenae* e uma nectônica, o lambari *Astyanax scabripinnis*. Os cascudos se alimentam de perifíton e o lambari se alimenta de material autóctone, são frequentes em riachos que possuem corredeiras e são sensíveis a perturbação antrópica (NEUBAUER; CETRA; SOUZA, 2019; PERESSIN; CETRA, 2014). Os riachos com predominância de floresta nativa apresentaram associação com espécies invertívoras nectobentônicas *Characidium schubarti* e *Characidium gomesi* e bentônicas *Imparfinis mirini*, *Imparfinis borodini* e *Pimelodella avanhandavae* (PERESSIN; CETRA, 2014). Deste modo, é possível verificar associações entre os diferentes uso da coluna d'água com distintas preferências alimentares e os usos do solo predominantes na escala da microbacia (CASATTI *et al.*, 2012; CRUZ; MIRANDA; CETRA, 2013; TERESA; CASATTI, 2012).

Acreditamos que microbacias que possuam área florestal, além da vegetação na Área de Preservação Permanente (LEI FEDERAL Nº 12.651 DE 2012) possam favorecer a permanência de espécies sensíveis as alterações ambientais, quando comparados a microbacias dominadas por atividades agrícolas.

Referências Bibliográficas

ABELL, Robin *et al.* Freshwater ecoregions of the world: A new map of biogeographic units for freshwater biodiversity conservation. **BioScience**, v. 58, n. 5, p. 403–414, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1641/B580507>

ALBERT, J. S.; REIS, R. E. Introduction to Neotropical Freshwaters. *In*: ALBERT, James S.; REIS, Roberto E. (org.). **Historical Biogeography of Neotropical Freshwater Fishes.**: University of California Press, 2011. p. 3–19.

- ALLAN, J. D.; CASTILLO, M. M. **Stream Ecology: Structure and Functions of Running Waters**. 2. ed.: Springer, 2007. Disponível em: <https://doi.org/10.16309/j.cnki.issn.1007-1776.2003.03.004>
- ALLAN, J. David. Landscapes and riverscapes: The influence of land use on stream ecosystems. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 35, n. 2002, p. 257–284, 2004. Disponível em: <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.35.120202.110122>
- ALLAN, J. David; ERICKSON, Donna L.; FAY, John. The influence of catchment land use on stream integrity across multiple spatial scales. **Freshwater Biology**, v. 37, n. 1, p. 149–161, 1997. Disponível em: <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.1997.d01-546.x>
- ANDERSON, Marti J. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. **Austral Ecology**, v. 26, n. 1, p. 32–46, 2001. Disponível em: <https://doi.org/10.1046/j.1442-9993.2001.01070.x>
- ARANTES, Caroline C. *et al.* Relationships between forest cover and fish diversity in the Amazon River floodplain. **Journal of Applied Ecology**, v. 55, n. 1, p. 386–395, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12967>
- BORCARD, D.; GILLET, F.; LEGENDRE, P. **Canonical ordination. Numerical ecology with R**. Springer ed. New York, NY.: 2011.
- BREJÃO, Gabriel L. *et al.* Threshold responses of Amazonian stream fishes to timing and extent of deforestation. **Conservation Biology**, v. 32, n. 4, p. 860–871, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/cobi.13061>
- BYRNE, B. M. **Structural equation modeling with Lisrel, Prelis, and Smpplis**. London: Lawrence Erlbaum, 1998.
- CASATTI, Lilian *et al.* From forests to cattail: How does the riparian zone influence stream fish? **Neotropical Ichthyology**, v. 10, n. 1, p. 205–214, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S1679-62252012000100020>
- CASATTI, Lilian; DE FERREIRA, Cristiane Paula; CARVALHO, Fernando Rogério. Grass-dominated stream sites exhibit low fish species diversity and dominance by guppies: An assessment of two tropical pasture river basins. **Hydrobiologia**, v. 632, n. 1, p. 273–283, 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10750-009-9849-y>
- CETEC. **Situação dos recursos hídricos do Alto Paranapanema UGRHI 14 - Minuta Preliminar do Relatório Técnico Final**. Disponível em: http://www.sigrh.sp.gov.br/cgi-bin/sigrh_home_colegiado.exe?COLEGIADO=CRH%2FCBH-RB&TEMA=RELATORIO
- CRUZ, Bruna B.; MIRANDA, Leandro E.; CETRA, Mauricio. Links between riparian landcover, instream environment and fish assemblages in headwater streams of south-eastern Brazil. **Ecology of Freshwater Fish**, v. 22, n. 4, p. 607–616, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/eff.12065>
- CURTO, José Dias; PINTO, José Castro. The corrected VIF (CVIF). **Journal of Applied Statistics**, v. 38, n. 7, p. 1499–1507, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/02664763.2010.505956>
- DALA-CORTE, Renato B. *et al.* Revealing the pathways by which agricultural land-use affects stream fish communities in South Brazilian grasslands. **Freshwater Biology**, v. 61, n. 11, p. 1921–1934, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/fwb.12825>

- DALA-CORTE, Renato B. *et al.* Thresholds of freshwater biodiversity in response to riparian vegetation loss in the Neotropical region. **Journal of Applied Ecology**, v. 57, n. 7, p. 1391–1402, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13657>
- DIAMANTOPOULOS, D.; SIGUAW, J. **Introducing LISREL: A Guide for the Uninitiated**. London: SAGE Publications, 2000.
- DUDGEON, David *et al.* Freshwater biodiversity: Importance, threats, status and conservation challenges. **Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society**, v. 81, n. 2, p. 163–182, 2006. Disponível em: <https://doi.org/10.1017/S1464793105006950>
- FERREIRA, Cristiane de Paula *et al.* Edge-mediated effects of forest fragments on the trophic structure of stream fish. **Hydrobiologia**, v. 762, n. 1, p. 15–28, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10750-015-2330-1>
- FITZHERBERT, Emily B. *et al.* How will oil palm expansion affect biodiversity? **Trends in Ecology and Evolution**, v. 23, n. 10, p. 538–545, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.tree.2008.06.012>
- FREITAS, Carlos Edwar Carvalho *et al.* Fish species richness is associated with the availability of landscape components across seasons in the Amazonian floodplain. **PeerJ**, v. 2018, n. 6, p. 1–16, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.7717/peerj.5080>
- FRYIRS, Kirstie A.; BRIERLEY, Gary J. **Geomorphic Analysis of River Systems**. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/9781118305454>
- GANAN, Kamel; BROCCO, Guillaume. **Structural equation modeling with lavaan**. 1. ed. London: Iste Ltd, 2019.
- GERHARD, Pedro; VERDADE, Luciano M. 13. Stream Fish Diversity in an Agricultural Landscape of Southeastern Brazil. **Biodiversity in Agricultural Landscapes of Southeastern Brazil**, n. 2, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1515/9783110480849-015>
- GRACE, James B. **Structural Equation Modeling and Natural Systems**. 1. ed.: Cambridge University Press, 2006.
- HAIR, J. F. *et al.* **Multivariate Data Analysis: A Global Perspective**. 7. ed. Prentice Hall, 1998. Disponível em: <https://doi.org/10.2307/1266874>
- HOOPER, D.; COUGHLAN, J.; MULLEN, M. R. Structural Equation Modelling: Guidelines for Determining Model Fit. **The Electronic Journal of Business Research Methods**, v. 6, n. 1, p. 53–60, 2008. Disponível em: www.ejbrm.com
- HU, Li Tze; BENTLER, Peter M. Cutoff criteria for fit indexes in covariance structure analysis: Conventional criteria versus new alternatives. **Structural Equation Modeling**, v. 6, n. 1, p. 1–55, 1999. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/10705519909540118>
- HUGHES, Robert M.; PECK, David V. Acquiring data for large aquatic resource surveys: The art of compromise among science, logistics, and reality. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 27, n. 4, p. 837–859, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1899/08-028.1>
- ILHA, Paulo; ROSSO, Sergio; SCHIESARI, Luis. Effects of deforestation on headwater stream fish assemblages in the Upper Xingu River Basin, Southeastern Amazonia. **Neotropical Ichthyology**, v. 17, n. 1, p. 1–12, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/1982-0224-20180099>

- JUEN, L. *et al.* Effects of Oil Palm Plantations on the Habitat Structure and Biota of Streams in Eastern Amazon. **River Research and Applications**, v. 32, n. 10, p. 2081–2094, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/rra.3050>
- KENNY, David A.; KANISKAN, Burcu; MCCOACH, D. Betsy. The Performance of RMSEA in Models With Small Degrees of Freedom. **Sociological Methods and Research**, v. 44, n. 3, p. 486–507, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1177/0049124114543236>
- LEAL, Cecília G. *et al.* Multi-scale assessment of human-induced changes to Amazonian instream habitats. **Landscape Ecology**, v. 31, n. 8, p. 1725–1745, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10980-016-0358-x>
- LEGENDRE, Pierre; GALLAGHER, Eugene D. Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. **Oecologia**, v. 129, n. 2, p. 271–280, 2001. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s004420100716>
- LEITÃO, Rafael P. *et al.* Disentangling the pathways of land use impacts on the functional structure of fish assemblages in Amazon streams. **Ecography**, v. 41, n. 1, p. 219–232, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/ecog.02845>
- LEITE, Gustavo F. M. *et al.* Effects of conservation status of the riparian vegetation on fish assemblage structure in neotropical headwater streams. **Hydrobiologia**, v. 762, n. 1, p. 223–238, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10750-015-2351-9>
- LEMKE, Ana Paula; SÚAREZ, Yzel Rondon. Influence of local and landscape characteristics on the distribution and diversity of fish assemblages of streams in the Ivinhema River basin, Upper Paraná River. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 25, n. 4, p. 451–462, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/s2179-975x2013000400010>
- LÉVÊQUE, C. *et al.* Global diversity of fish (Pisces) in freshwater. **Hydrobiologia**, v. 595, n. 1, p. 545–567, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10750-007-9034-0>
- LÉVÊQUE, C.; BALIAN, E. V.; MARTENS, K. An assessment of animal species diversity in continental waters. **Hydrobiologia**, n. 542, p. 39–67, 2005.
- MACEDO, Diego R. *et al.* The relative influence of catchment and site variables on fish and macroinvertebrate richness in cerrado biome streams. **Landscape Ecology**, v. 29, n. 6, p. 1001–1016, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10980-014-0036-9>
- MELLO, Kaline de *et al.* Riparian restoration for protecting water quality in tropical agricultural watersheds. **Ecological Engineering**, v. 108, p. 514–524, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.06.049>
- MELLO, Kaline de *et al.* Effects of land use and land cover on water quality of low-order streams in Southeastern Brazil: Watershed versus riparian zone. **Catena**, v. 167, n. April, p. 130–138, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.04.027>
- MOLEDO, Júlio Cesar *et al.* Impactos ambientais relativos à silvicultura de eucalipto: Uma análise comparativa do desenvolvimento e aplicação no plano de manejo florestal. **Geociências**, v. 35, n. 4, p. 512–530, 2016.
- MOLINA, Mariana C. *et al.* The effects of land use at different spatial scales on instream features in agricultural streams. **Limnologica**, v. 65, n. November 2016, p. 14–21, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.limno.2017.06.001>
- MONTAG, Luciano F. A. *et al.* Land cover, riparian zones and instream habitat influence

stream fish assemblages in the eastern Amazon. **Ecology of Freshwater Fish**, v. 28, n. 2, p. 317–329, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/eff.12455>

MORLEY, Sarah A.; KARR, James R. Assessing and restoring the health of urban streams in the Puget Sound Basin. **Conservation Biology**, v. 16, n. 6, p. 1498–1509, 2002. Disponível em: <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2002.01067.x>

MYERS, N. *et al.* Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, p. 853–858, 2000. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/468895a>

NAIMI, Babak *et al.* Where is positional uncertainty a problem for species distribution modelling? **Ecography**, v. 37, n. 2, p. 191–203, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2013.00205.x>

NEUBAUER, I. ...; CETRA, M.; SOUZA, U. ... Dieta de duas espécies de Characidae em riachos da bacia do Alto Paranapanema. **Unisanta**, v. 3, p. 109–113, 2019.

NEVES, Mayara Pereira; AMORIM, João Paulo de Arruda; DELARIVA, Rosilene Luciana. Influence of land use on the health of a detritivorous fish (*Ancistrus mullerae*) endemic to the Iguassu ecoregion: relationship between agricultural land use and severe histopathological alterations. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 25, n. 12, p. 11670–11682, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11356-018-1283-0>

OKSANEN, Jari *et al.* **Package ‘vegan’**.

PEASE, Allison A. *et al.* Functional diversity and trait-environment relationships of stream fish assemblages in a large tropical catchment. **Freshwater Biology**, v. 57, n. 5, p. 1060–1075, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2012.02768.x>

PERESSIN, Alexandre; CETRA, Mauricio. Responses of the ichthyofauna to urbanization in two urban areas in Southeast Brazil. **Urban Ecosystems**, v. 17, n. 3, p. 675–690, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11252-014-0352-5>

PINTO, B. C. T.; ARAUJO, F. G.; HUGHES, R. M. Effects of landscape and riparian condition on a fish index of biotic integrity in a large southeastern Brazil river. **Hydrobiologia**, v. 556, n. 1, p. 69–83, 2006. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10750-005-9009-y>

PRUDENTE, Bruno S. *et al.* Effects of reduced-impact logging on physical habitat and fish assemblages in streams of Eastern Amazonia. **Freshwater Biology**, v. 62, n. 2, p. 303–316, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/fwb.12868>

PUGESEK, BRUCE H.; TOMER, ADRIAN; EYE, ALEXANDER VON (org.). **Structural Equation Modeling: Applications in ecological and evolutionary biology**. 1. ed. Cambridge: Cambridge University Press, 2003.

QUINN, J. M. Effects of pastoral development. *In*: COLLIER, K. J. (org.). **New Zealand Stream Invertebrates: Ecology and Implications for Management**. p. 208–229. *E-book*.

RICHARDS, J. ...; JIA, X. **Remote sensign digital image analysis: An analysis: An introduction (3rd ed.)**. Springer-V ed. Heidelberg, Berlin: 1999.

ROA-FUENTES, Camilo A.; CASATTI, Lilian. Influence of environmental features at multiple scales and spatial structure on stream fish communities in a tropical agricultural region. **Journal of Freshwater Ecology**, v. 32, n. 1, p. 281–295, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/02705060.2017.1287129>

ROSSEEL, Y. *et al.* **Package ‘lavaan’**. Disponível em: <http://lavaan.org>

TANAKA, Marcel Okamoto *et al.* Influence of watershed land use and riparian characteristics on biological indicators of stream water quality in southeastern Brazil. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 216, p. 333–339, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.10.016>

TERESA, Fabrício B.; CASATTI, Lilian. Influence of forest cover and mesohabitat types on functional and taxonomic diversity of fish communities in Neotropical lowland streams. **Ecology of Freshwater Fish**, v. 21, n. 3, p. 433–442, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1600-0633.2012.00562.x>

VARI, Richard P.; MALABARBA, Luiz R. Neotropical Ichthyology: An Overview. *In*: MALABARBA, L. R. *et al.* (org.). **Phylogeny and Classification of Neotropical Fish-es**. Porto Alegre: Edipucrs, 1998.

VIEIRA, T. B.; DIAS-SILVA, K.; PACÍFICO, E. S. Assesment of aboveground biomass stock in the Pachaimalai forest of Eastern Ghats in India. **Applied Ecology and Environmental Research**, v. 13, n. 1, p. 85–97, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.15666/aeer/1301>

WIENS, J. A. Spatial scaling in ecology. **Functional Ecology**, v. 3, n. 4, p. 385–397, 1989.

ZANINI, Talitha S. *et al.* Diversidade da ictiofauna de riachos de cabeceira em paisagens antropizadas na bacia do Alto Paraguai. **Iheringia - Serie Zoologia**, v. 107, p. 1–7, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/1678-4766e2017006>

ZENI, Jaqueline O.; HOEINGHAUS, David J.; CASATTI, Lilian. Effects of pasture conversion to sugarcane for biofuel production on stream fish assemblages in tropical agroecosystems. **Freshwater Biology**, v. 62, n. 12, p. 2026–2038, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/fwb.13047>

Material Suplementar

Tabela A1 – Valores da cobertura e uso do solo nas três escalas analisadas.

Trecho	Local			Ripário						Microbacia					
	Floresta	Silvicultura	Agricultura	Floresta	Silvicultura	Agricultura	Urbanizado	Mineração	Represa	Floresta	Silvicultura	Agricultura	Urbanizado	Mineração	Represa
APP14	98.7	0	1.3	66.5	14.5	15.5	1.2	0	2.3	43.4	24.1	31.8	0.4	0	0.3
APP19	61.7	0	38.3	72.3	24.3	3.4	0	0	0	33.6	59.2	7.2	0	0	0
APP20	66	34	0	73.8	18.1	6.7	1.4	0	0	37	40.7	20.5	1.8	0	0
APP18	70.7	0	29.3	92.2	0.7	7.2	0	0	0	23	11.3	65.7	0	0	0
APP06	100	0	0	98.7	1.3	0	0	0	0	35.5	64.5	0	0	0	0
APP15	10.3	89.7	0	78.1	10.9	8.3	0	0	2.7	8.6	12.6	78.6	0	0	0.2
APP08	0.3	0	99.7	89.6	4.6	5.8	0	0	0	29.7	54	16.3	0	0	0
APP07	93	0	7	99.5	0	0.5	0	0	0	40.8	0	59.2	0	0	15.6
APP09	0	65.8	34.2	88.4	9.8	1.8	0	0	0	20.2	75.6	4.1	0	0	0
APP16	0	0	100	74.7	13.1	12.2	0	0	0	25.8	45.8	28.4	0	0	0
APP17	4	8.6	87.5	69.1	12.8	18.1	0	0	0	19.4	18.6	62	0	0	0
P03	64	2	34	66.3	14.5	19.2	0	0	0	66.6	22.5	10.9	0	0	0
P17	62	38	0	87.8	11.8	0.4	0	0	0	61.1	38.5	0.4	0	0	0
P19	6.7	0	93.3	94.5	4.7	0.8	0	0	0	82.3	13.8	3.9	0	0	0
P24	87.9	0	12.1	84.5	12.2	3.3	0	0	0	68.7	27.9	3.4	0	0	0
P23	66.9	4.7	28.3	66.8	3.4	29.8	0	0	0	31.5	26.8	41.6	0	0	0
APP01	46	0	54	95.5	1.1	3.4	0	0	0	87.8	5.1	7	0.2	0	0
APP05	38.4	61.6	0	94.3	5.6	0.2	0	0	0	65.9	19	15.1	0	0	0
APP04	78.1	21.9	0	84.7	12	3.3	0	0	0	51.2	43.7	5.2	0	0	0
APP25	50.9	0	49.1	97.6	1.8	0.5	0	0	0	96.4	3.3	0.2	0	0	0
APP24	77.6	0	22.4	99.5	0.2	0.3	0	0	0	94.3	3.8	2	0	0	0
APP02	100	0	0	96	3.8	0.2	0	0	0	96.6	3.2	0.2	0	0	0
APP23	82.6	0	17.4	98.6	0	1.4	0	0	0	98.7	0.2	1.1	0	0	0

APP03	79.4	0	20.6	87.8	1.9	9.8	0	0.4	0.1	87.4	3.3	8.7	0	0.7	0.1
APP12	100	0	0	79.3	2.4	17.9	0	0	0.3	70.6	8.9	20.3	0	0	0.1
APP13	99.9	0.1	0	61.2	3.6	35.2	0	0	0.7	33.2	13.7	53.1	0	0	0.1
APP22	29	71	0	72.5	16.2	11.3	0	0	0	61.6	22.1	16.3	0.1	0	0
APP11	49.5	3.4	47	87	0.5	7.2	0	0	5.3	81	7.5	10.9	0	0	0.7
APP21	55	11.2	33.9	65.1	11.2	21.5	0	0	2.1	52.5	19.3	27.9	0	0	0.3
APP10	100	0	0	99.3	0	0.7	0	0	0	95.8	0.4	3.8	0	0	0

CAPÍTULO 4 – CONSIDERAÇÕES FINAIS

Com o presente estudo descrevemos as relações entre cobertura e uso do solo com as assembleias de peixes de riachos em diferentes escalas espaciais: local, ripária e microbacia. Além do uso do solo, fatores geográficos, espaciais e variáveis ambientais locais do riacho foram responsáveis pela composição e riqueza da ictiofauna. Destacamos os efeitos indiretos causados pela agricultura sobre a ictiofauna.

Apresentamos uma breve descrição dos estudos no Brasil nas últimas décadas e os principais resultados obtidos para entender a relação do uso do solo com a ictiofauna destacando a importância de estudos multi-escala.

Fatores geográficos e espaciais explicam conjuntamente o uso e ocupação do solo. O uso e ocupação do solo na escala de microbacia e a estrutura espacial explicam as variáveis ambientais locais. A composição da ictiofauna foi explicada pelo tipo de substrato, grau de sombreamento, estabilidade das margens e a organização espacial dos riachos. Foi verificado que o aumento no uso do solo por agricultura na escala da microbacia altera negativamente o substrato e a estabilidade das margens. Quando aumenta a quantidade de seixo no substrato e tronco nas margens ocorre um aumento na riqueza de espécies de peixes. Portanto, a agricultura prejudica a riqueza de espécies. A composição dos peixes variou entre os tipos de uso do solo, sendo que os peixes considerados generalistas foram mais frequentes nas microbacias com predominância da agricultura.

Portanto, este estudo evidencia a importância de considerar o uso do solo em multi-escala na gestão da biota aquática, pois a ictiofauna responde aos efeitos do uso do solo.