



UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA AQUÁTICA E PESCA
CURSO DE DOUTORADO EM ECOLOGIA AQUÁTICA E PESCA

THIELY OLIVEIRA GARCIA

**INFLUÊNCIA DA PAISAGEM EM ECOSISTEMA DE RIACHO DA
AMAZÔNIA ORIENTAL**

TESE DE DOUTORADO

Belém, PA
Fevereiro, 2019

THIELY OLIVEIRA GARCIA

**INFLUÊNCIA DA PAISAGEM EM ECOSSISTEMA DE RIACHO DA
AMAZÔNIA ORIENTAL**

TESE DE DOUTORADO

Tese de doutorado apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ecologia Aquática e Pesca da Universidade Federal do Pará como requisito para obtenção do título de Doutora em Ecologia Aquática e Pesca.

Orientador: Dr. Luciano Fogaça de Assis Montag

Belém, PA
Fevereiro, 2019

**Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP) de acordo com ISBD
Sistema de Bibliotecas da Universidade Federal do Pará
Gerada automaticamente pelo módulo Ficat, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)**

G216i Garcia, Thiely Oliveira
Influência da paisagem em ecossistema de riacho da Amazônia
oriental / Thiely Oliveira Garcia. — 2019.
83 f. : il. color.

Orientador(a): Prof. Dr. Luciano Fogaça de Assis Montag
Tese (Doutorado) - Programa de Pós-Graduação em
Biotecnologia, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade
Federal do Pará, Belém, 2019.

1. Uso da terra. 2. Escala espacial. 3. Vegetação ripária. 4.
Conservação. I. Título.

CDD 574.522209811

THIELY OLIVEIRA GARCIA

**INFLUÊNCIA DA PAISAGEM EM ECOSISTEMA DE RIACHO DA
AMAZÔNIA ORIENTAL**

Tese de doutorado apresentado à comissão do Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aquática e Pesca da Universidade Federal do Pará como quesito para a obtenção do título de Doutora em Ecologia Aquática e Pesca.

Orientador: Dr. Luciano Fogaça de Assis Montag (ICB/UFPA)

Banca Examinadora:

Dr. (PPGEAP/ICB/UFPA) - Leandro Juen

Dr. (PPGEAP/ICB/UFPA) - Leandro Schlemmer Brasil

Dr. (ICB/UFPA) - Raphael Ligeiro Barroso Santos

Dr^a. (ICB/UFPA) - Renata Guimarães Frederico

Suplentes:

Dr^a. (ICB/UFPA) Naraiana Loureiro Benone

Dr. (ICB/UFPA) Tiago Ctavio Begot Ruffeil

Belém (PA),
Fevereiro, 2019

Dedicatória

*Dedico este trabalho ao meus pais
Nely Oliveira Garcia e
Eraldo Rodrigues Garcia
pelo amor incondicional e a
Cícero Reis Souza
pelo amor e companheirismo que
impulsionaram minha chegada até aqui.*

AGRADECIMENTOS

A Luciano Montag (Miúdo) pela orientação. A Naraiana Benone, que nunca hesitou em me ajudar a pensar nos entraves constantes da tese, servindo como inspiração de pesquisadora. A Naiara Torres, por ter junto comigo aceitado os desafios desse tema na pesquisa. A Bruno Prudente, pelos constantes questionamentos construtivos, inerentes a bons pesquisadores. A todos os outros alunos do Laboratório de Ecologia e Conservação (LABECO) pelos dados coletados e concedidos e ajudas esporádicas, porém sempre válidas.

Aos pesquisadores Stuart Brun e Mark Kennard do *Australian Rivers Institute, Griffith University* (Queensland, Austrália) pelas contribuições prestadas no período do sanduíche. Ao Laboratório de Análise de Imagens do Trópico Úmido (LAIT) pelo espaço concedido para análise de imagens contados com a ajuda de Paulo Alves e Wilson Santos. Assim como pela grande amizade de Michele Cougo que juntas, caminhamos no desafio da tese.

Aos amigos Fernando Carvalho, Maria José , Giovane Sampaio, Híngara Leão e Lídia Seabra que contribuíram de distintas maneiras para o desenrolar desta pesquisa.

Índice

| | |
|---|-------------------------------|
| ABSTRACT | 7 |
| RESUMO | 8 |
| INTRODUÇÃO GERAL | 9 |
| ESTRUTURA DA TESE | 12 |
| REFERÊNCIAS | 13 |
| CAPÍTULO 1 | 16 |
| RESUMO | 17 |
| INTRODUÇÃO | 18 |
| Ameaças para áreas de cabeceiras e ripárias da Amazônia | 21 |
| CONCLUSÃO | 32 |
| AGRADECIMENTOS | Erro! Indicador não definido. |
| REFERÊNCIAS | 33 |
| CAPÍTULO 2 | 45 |
| RESUMO | 46 |
| INTRODUÇÃO | 48 |
| MATERIAL E MÉTODOS | 50 |
| Área de estudo..... | 50 |
| Desenho amostral e avaliação de peixes | 51 |
| Variáveis ambientais | 52 |
| Análises estatísticas..... | 56 |
| RESULTADOS | 59 |
| Ictiofauna..... | 59 |
| Seleção de variáveis | 59 |
| Variáveis locais, da bacia, uso da terra e estrutura da biota | 60 |
| DISCUSSÃO | 64 |
| Variáveis locais, da bacia, uso da terra e estrutura da biota | 64 |
| Escala espacial e uso da terra | 67 |
| CONCLUSÃO | 68 |
| AGRADECIMENTOS | 68 |
| REFERÊNCIAS | 68 |
| MATERIAL SUPLEMENTAR | 77 |

LANDSCAPE INFLUENCE IN THE EASTERN AMAZON STREAM ECOSYSTEM

ABSTRACT

The streams are systems structured by natural factors of the river basin that under conditions of different types of land cover and use, can undergo alterations of the structural characteristics of the habitat, reflecting in its biodiversity. Headland and riparian areas are sensitive parts of the river basin that has been suffering from the change in land use in the Amazon. Knowing about the most harmful types of land use and their influence on these environments contributes to determining best mitigation and conservation practices in Amazon basins. In order to address these issues, the thesis was divided into two chapters: 1) to highlight types of land use harmful to the aquatic ecosystems of the Amazon; and 2) to verify the influence of environmental variables resulting from natural heterogeneity or resulting from changes in land use on multiple spatial scales of the river basin, on streams fish assemblages. To achieve these objectives, Chapter 1 highlighted important information on five types of land use and their impacts on stream ecosystems, such as main historical processes of occupations, regulations, incentives, steps of the deforestation process for use installation, and major changes and influences on streams and associated biodiversity. For Chapter 2, environmental (natural in the basin and anthropic) data were sampled from multiple spatial scales (riparian network and catchment) and fish assemblages from 76 streams of four river basin in the Eastern Amazon. For this chapter our results highlight that: i) more forested catchment have streams with more microhabitats, characteristics typical of less disturbed streams, influenced by natural aspects of the basin; ii) However, the most deforested catchment, the soil with the highest degradation capacity and the sandiest channels, were associated to land use at different spatial scales, which may be affecting the local structure, enhanced by natural characteristics of the river basin. Fish species associated with deforested catchment have life aspects that corroborate with an altered local structure (eg *Gymnorhamphichthys rondoni* - associated with sand). The issues addressed in the chapters are complementary to highlight that anthropogenic pressures on the headland and riparian areas are influencing local natural features (streams habitat characteristics) and associated biodiversity, suggesting better management practices and conservation over the entire upstream area and not only in the buffer of 30m, as defined by the Brazilian Forest Code.

KEYWORDS: Land use, spatial scale, riparian vegetation, conservation, riverscape.

INFLUÊNCIA DA PAISAGEM EM ECOSISTEMA DE RIACHO DA AMAZÔNIA ORIENTAL

RESUMO GERAL

Os riachos são sistemas estruturados por fatores naturais da bacia hidrográfica que sob condições de diferentes tipos de cobertura e uso da terra, podem sofrer alterações das características estruturais do habitat, refletindo na sua biodiversidade. Áreas de cabeceiras e ripárias são partes sensíveis da bacia hidrográfica que já vem sofrendo com a mudança do uso do solo na Amazônia. Conhecer sobre os mais danosos tipos de uso da terra e sua influência sobre esses ambientes contribuem para determinar melhores práticas mitigadoras e conservacionistas em bacias hidrográficas amazônicas. Para tratar desse assunto, a tese foi dividida e dois capítulos que propuseram: 1) destacar tipos de uso da terra danosos para os ecossistemas aquáticos da Amazônia; e 2) verificar a influência das variáveis ambientais resultantes da heterogeneidade natural ou resultantes de mudanças no uso da terra em múltiplas escalas espaciais da bacia hidrográfica, sobre as assembleias de peixes de riachos. Para alcançar tais objetivos, no Capítulo 1 foram retratadas diversas informações de cinco tipos de uso do solo e seus impactos sobre ecossistemas de riachos, tais como: principais processos históricos das ocupações, regulamentações, incentivos, etapas do processo de desmatamento para instalação do uso, e principais alterações e influências sobre os riachos e a biodiversidade associada. Para o Capítulo 2, foram amostrados dados ambientais (naturais na bacia e antrópicos) de múltiplas escalas espaciais (buffers de drenagem e microbacias) e assembleias de peixes de 76 riachos de quatro bacias hidrográficas da Amazônia Oriental. Para este capítulo nossos resultados destacam que: i) microbacias mais florestadas apresentaram riachos com mais microhabitats, características típica de riachos menos perturbado, influenciadas por aspectos naturais da bacia; ii) Porém microbacias mais desmatadas e que apresentou solo denso e canais mais arenosos, foram associadas ao uso de terra em distintas escalas espaciais (buffers ripários e área da microbacia). Estes fatores podem estar afetando a estrutura local. As espécies de peixes associadas a microbacias desmatadas apresentam aspectos de vida que corroboram com uma estrutura local alterada (p. ex: *Gymnorhamphichthys rondoni* - associada a areia). As questões abordadas nos capítulos se complementam para destacar que as pressões antrópicas sobre áreas de cabeceiras e zonas ripárias estão influenciando aspectos naturais locais (características do habitat do riacho) e biodiversidade associada, sugerindo melhores práticas de manejo e conservação sobre toda a área a montante e não somente em buffer de drenagem de 30m, como definido pelo Código Florestal Brasileiro.

Palavras chave: Uso da terra, escala espacial, vegetação ripária, conservação.

INTRODUÇÃO GERAL

O uso da terra promove a perda e fragmentação de habitats, que atuam como grandes causadores da perda de biodiversidade, estando o ecossistema tropical sob intenso foco dessas alterações (Foley et al. 2005; Newbold et al. 2015). O bioma amazônico é o maior sistema de florestas tropicais da Terra, abrangendo a maior e mais complexa rede hidrográfica (Zimbres et al. 2018) e que vem sofrendo com as taxas desmatamento ao longo dos anos. Embora essas taxas tenham diminuído consideravelmente a partir de 2004 após a implementação do plano de ação para controlar e prevenir o desmatamento, em 2018 teve acréscimo de 13% em relação ao ano anterior (Gollnow and Lakes 2014; INPE 2019).

O extrativismo madeireiro e a conversão da floresta para uso da terra por pastagem e agricultura têm sido considerados os principais causadores desse desmatamento na região (Bowman et al. 2012; Lapola et al. 2014). A mineração representa apenas 9% de toda a perda de floresta amazônica entre os anos 2005-2015 e leva o desmatamento muito além dos limites de locação operacional, em que essa extensão desmatada é desconhecida e negligenciada pelos órgãos ambientais (Sonter 2017). Como a mineração tem grande potencial para interferir nos corpos hídricos amazônicos e o Brasil apresenta as principais reservas minerais do mundo, a sua exploração pode trazer prejuízos para os ecossistemas aquáticos (Enríquez 2014). Todas essas atividades sem o manejo adequado têm modificado os habitats de riachos e afetado a estrutura da biota amazônica (Enríquez 2014; Dala-Corte et al. 2016; Prudente et al. 2017).

Em um sistema fluvial, pequenos riachos de cabeceiras, como os de primeira e segunda ordem, compõem mais de dois terços do comprimento total da malha fluvial de uma bacia, conectando diretamente a paisagem das cabeceiras à drenagem de rios (Freeman et al. 2007). Eles constituem as primeiras interfaces de comunicação entre ecossistemas aquáticos e terrestres (Naiman and Decamps 1997). Além disso são ambientes que promovem diversos serviços ecossistêmicos, tais como controle de inundação; controle de erosão; regulação climática; manutenção da qualidade da água; suporte de teias alimentares e relações entre presa e predador; atuação na ciclagem de nutriente; providencia água para consumo doméstico, agroindustriais, recreação, entre outros (Yeakley et al. 2016).

Uma vez que áreas ripárias e de cabeceiras estão íntegras, elas reúnem diversas condições que mantêm esses serviços ecossistêmicos e a complexidade do habitat necessárias para abrigar a biota aquática, tais como tipos de substrato, adequada

profundidade, tipos de fluxos de água, tipos de madeiras. Essas condições aumentam o espaço físico, refúgio, disponibilidade de recursos e, conseqüentemente, disponibilidade de microhabitats para organismos com diferentes requisitos. O desmatamento dessas áreas implica em alterações na estrutura do habitat de riachos, interferindo nos serviços ecossistêmicos. A simplificação do habitat afeta diretamente a biodiversidade dele dependente, como espécies de peixes e macroinvertebrados (Walrath et al. 2016; Prudente et al. 2017; Carvalho et al. 2018). Portanto, a conservação dessas áreas é muito importante não somente para a bacia hidrográfica (Allan et al. 1997), mas também para espécies dependentes de riachos (Collins et al. 2013).

Identificar as influências do uso da terra em áreas de cabeceiras e zonas ripárias são boas estratégias quando se quer avaliar as condições dos ecossistemas de riachos e sua biota (Leal et al. 2016; Leal et al. 2018). Para isso, deve-se conhecer também os aspectos naturais das bacias hidrográficas (Benone et al. 2017). Todos eles juntos atuam influenciando as características do habitat de riachos através de conexões com os sistemas aquáticos em múltiplas escalas espaciais (Frissell et al. 1986).

Como na teoria hierárquica da organização do habitat de rios (Frissell et al. 1986) que foi descrito que os microhabitats (p. ex. detritos de folha) estão aninhados em unidades espaciais maiores e influenciados por eles, como trechos de corredeiras ou de piscinas. Estes, por sua vez, estão aninhados em trechos de rio que estão dentro de segmentos. Por fim, os segmentos estão aninhados a um sistema de rio que está dentro de uma bacia hidrográfica. Através dessa organização, as condições em escalas espaciais maiores (p. ex. bacia hidrográfica) controlam processos de escalas menores (p. ex. trecho de rio), o que potencializa variáveis ambientais (naturais e antrópicas) a atuarem nesse padrão de controle sobre a estrutura do habitat de riacho. Por exemplo, em ampla escala da bacia hidrográfica, a geologia e o clima influenciam a hidrologia, sedimentação, quantidade de nutrientes e morfologia do canal (Hughes et al. 1994). Próximos aos riachos, a estrutura de vegetação ripária atua controlando a estabilização das margens, a quantidade de detritos de madeira e é responsável pelo sombreamento dos riachos (Allan et al. 1997).

A distribuição desigual do uso da terra ao longo da bacia e o diferente potencial de impacto dificultam identificar um único padrão de influência das variáveis antrópicas sobre os ecossistemas de riachos. Assim, avaliações em diferentes escalas da paisagem têm contribuídos para identificar a influência do uso da terra sobre o ecossistema de riachos em diferentes escalas da bacia, como já foi identificado ao longo de *buffers* de

drenagens, áreas circulares ou na área da microbacia (Macedo et al. 2014; Dala-Corte et al. 2016; Leal et al. 2016; Carvalho et al. 2018; Leal et al. 2018).

Para a Amazônia, que apresenta sistemas de rios sob a influência de diferentes configurações geomorfológicas, climáticas e de um mosaico de áreas alteradas e conservadas (Sioli 1984; Soares-Filho et al. 2006), essas relações em múltiplas escalas da paisagem de riachos ainda são pouco conhecidas. Em estudos recentes, foram identificados, por exemplo, que variáveis naturais em escalas espaciais regionais, como altitude e inclinação, estão relacionadas a heterogeneidade ambiental local de riachos conservados (p. ex. velocidade, sedimento e morfologia do canal) (Benone et al. 2017). O desmatamento da microbacia está relacionado positivamente com o aumento da temperatura da água de riachos (Leal et al. 2016), com a mudança na estrutura de assembleia de peixes, e localmente, por alterar a uniformidade funcional dessa biota (Leitão et al. 2018). Mais recentemente, foi identificado que tanto variáveis das escalas de buffers de drenagem (p. ex. % de floresta na rede de drenagem), como de áreas de microbacias (p. ex. % de agricultura mecanizada) e variáveis naturais da bacia (p. ex. área e inclinação da microbacia) atuaram influenciando a estrutura de assembleia de peixes de riachos amazônico (Leal et al. 2018).

A proteção dos riachos e de sua fauna nas bacias hidrográficas brasileiras são respaldados por leis ambientais e programas conservacionistas pouco específicos para todas as já citadas variabilidades de condições da paisagem de riachos, e que pouco direcionam para proteção da sua fauna (Leal et al. 2018). Estando protegidos pela legislação que se preocupa em manter principalmente a extensão florestal (Castello and Macedo 2016), os riachos em geral são protegidos por se enquadrarem em sistemas de águas doces que estão amparados por áreas de proteção, pelo controle em floresta de áreas privadas e por recursos hídricos de importância econômica (Castello et al. 2013). Mais especificamente, são amparados pela legislação federal que procura salvaguardar pequenos riachos através das Áreas de Proteção Permanentes (APPs) (CF-Artigo 3º; Lei 12.651; Brasil, 2012), determinando 30m de buffer de proteção para riachos até 10m e um raio de 50m para nascentes.

A flexibilização das leis para propriedades privadas sobre a restauração florestal, onde constituem a metade da floresta nativa brasileira, que anistia proprietários rurais com altas taxas de extração ilegal do passado (Zakia and Pinto 2014). Juntamente com o não cumprimento desses proprietários com os requisitos legais para a proteção das florestas de cabeceira na Amazônia (Zimbres et al. 2018). Tudo isso torna esse estudo

importante ao contribuir nas avaliações dos atuais efeitos de atividades antrópicas e a variabilidade natural a que os riachos e suas cabeceiras amazônicas estão submetidas. Através deste estudo, procuramos sumarizar e identificar as principais características da paisagem que influenciam as áreas de cabeceiras, riachos e a biota associada. Tudo isso no intuito de criar subsídios para melhor avaliar as condições desse ecossistema importante da bacia hidrográfica.

ESTRUTURA DA TESE

A tese foi estruturada em dois capítulos em formato de artigo científico com enfoque na ecologia e conservação de riachos amazônicos e da sua biota. O primeiro capítulo é um artigo de opinião intitulado “**Revisão sobre os principais impactos do uso da terra em áreas de cabeceiras e na biota de riachos da Amazônia**” e teve por objetivo: destacar os principais efeitos dos cinco principais tipos de uso da terra observados na Amazônia sobre o ecossistema de riacho, são eles: exploração madeireira; agricultura de ciclo longo, como palma de dendê e de ciclo curto, como soja; pecuária; e mineração. Estes tipos de uso da terra serão explorados ao longo do primeiro capítulo, mostrando como são implementados na Amazônia e quais são os impactos de cada um deles sobre os ambientes de riachos. O segundo capítulo intitulado “**Influência da paisagem de múltiplas escalas espaciais da bacia hidrográfica na assembleia de peixes da Amazônia Oriental**” e teve por objetivo identificar: 1) Qual é a influência das variáveis naturais da bacia hidrográfica (p. ex. tipos de solo), do uso da terra em diferentes escalas espaciais (microbacia e *buffers* de drenagem) e das variáveis locais (características do habitat de riacho) sobre a estrutura de assembleia de peixes? e 2) Quais escalas têm detectado a maior influência do uso da terra na estrutura dessa biota de quatro bacias hidrográficas com diferentes níveis de desmatamento na Amazônia Oriental?

REFERÊNCIAS

- Allan JD, Erickson DL, Fay J (1997) The influence of catchment land use on stream integrity across multiple spatial scales. *Freshw Biol* 37:149–161.
- Benone NL, Esposito MC, Juen L, et al (2017) Regional Controls on Physical Habitat Structure of Amazon Streams. *River Res Appl* 33:766–776. doi: 10.1002/rra.3137
- Bowman MS, Soares-Filho BS, Merry FD, et al (2012) Persistence of cattle ranching in the Brazilian Amazon: A spatial analysis of the rationale for beef production. *Land use policy* 29:558–568. doi: 10.1016/j.landusepol.2011.09.009
- Carvalho FG, de Oliveira Roque F, Barbosa L, et al (2018) Oil palm plantation is not a suitable environment for most forest specialist species of Odonata in Amazonia. *Anim Conserv*. doi: 10.1111/acv.12427
- Castello L, Macedo MN (2016) Large-scale degradation of Amazonian freshwater ecosystems. *Glob Chang Biol* 22:990–1007. doi: 10.1111/gcb.13173
- Castello L, Mcgrath DG, Hess LL, et al (2013) The vulnerability of Amazon freshwater ecosystems. *Conserv. Lett.* 6:217–229.
- Collins KE, Doscher C, Rennie HG, Ross JG (2013) The Effectiveness of Riparian “Restoration” on Water Quality-A Case Study of Lowland Streams in Canterbury, New Zealand. *Restor Ecol* 21:40–48. doi: 10.1111/j.1526-100X.2011.00859.x
- Dala-Corte RB, Giam X, Olden JD, et al (2016) Revealing the pathways by which agricultural land-use affects stream fish communities in South Brazilian grasslands. *Freshw Biol* 61:1921–1934. doi: 10.1111/fwb.12825
- Enríquez M (2014) Mineração na Amazônia. *Parcerias Estrategicas* 19:155–198. doi: 10.1111/1756-185X.12713
- Foley JA, DeFries R, Asner GP, et al (2005) Global consequences of land use. *Science* 309:570–574. doi: 10.1126/science.1111772
- Freeman MC, Pringle CM, Jackson CR (2007) Hydrologic connectivity and the contribution of stream headwaters to ecological integrity at regional scales. *J Am Water Resour Assoc* 43:5–14. doi: 10.1111/j.1752-1688.2007.00002.x
- Frissell CA, Liss WJ, Warren CE, Hurley MD (1986) A hierarchical framework for stream habitat classification: Viewing streams in a watershed context. *Environ Manage* 10:199–214. doi: 10.1007/BF01867358
- Gollnow F, Lakes T (2014) Policy change, land use, and agriculture: The case of soy production and cattle ranching in Brazil, 2001–2012. *Appl Geogr* 55:203–211. doi: 10.1016/j.apgeog.2014.09.003

- INPE - Instituto de pesquisas espaciais (2019) Taxas anuais de desmatamento na Amazônia Legal Brasileira (AMZ). <http://www.obt.inpe.br/prodes/dashboard/prodes-rates.html> Accessed 04 JAN 2019
- Lapola DM, Martinelli LA, Peres CA, et al (2014) Pervasive transition of the Brazilian land-use system. *Nat. Clim. Chang.* 4:27–35.
- Leal CG, Barlow J, Gardner TA, et al (2018) Is environmental legislation conserving tropical stream faunas? A large-scale assessment of local, riparian and catchment-scale influences on Amazonian fish. *J Appl Ecol* 55:1312–1326. doi: 10.1111/1365-2664.13028
- Leal CG, Pompeu PS, Gardner TA, et al (2016) Multi-scale assessment of human-induced changes to Amazonian instream habitats. *Landsc Ecol* 31:1725–1745. doi: 10.1007/s10980-016-0358-x
- Leitão RP, Zuanon J, Mouillot D, et al (2018) Disentangling the pathways of land use impacts on the functional structure of fish assemblages in Amazon streams. *Ecography (Cop)* 41:219–232. doi: 10.1111/ecog.02845
- Macedo DR, Hughes RM, Ligeiro R, et al (2014) The relative influence of catchment and site variables on fish and macroinvertebrate richness in cerrado biome streams. *Landsc Ecol* 29:1001–1016. doi: 10.1007/s10980-014-0036-9
- Naiman RJ, Decamps H (1997) The ecology of interfaces: Riparian zones. *Annu Rev Ecol Syst* 28:621–658. doi: 10.1146/annurev.ecolsys.28.1.621
- Newbold T, Hudson LN, Hill SLL, et al (2015) Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. *Nature* 520:45–50. doi: 10.1038/nature14324
- Prudente BS, Pompeu PS, Juen L, Montag LFA (2017) Effects of reduced-impact logging on physical habitat and fish assemblages in streams of Eastern Amazonia. *Freshw Biol* 62:303–316. doi: 10.1111/fwb.12868
- Sioli H (1984) The Amazon and its main affluents: Hydrography, morphology of the river courses, and river types. In: Sioli H. (eds) *The Amazon. Monographiae Biologicae*, vol 56. Springer, Dordrecht
- Soares-Filho BS et al (2006) Modelling conservation in the Amazon basin. *Nature* 440:520-523. doi:10.1038/nature04389
- Walrath JD, Dauwalter DC, Reinke D (2016) Influence of Stream Condition on Habitat Diversity and Fish Assemblages in an Impaired Upper Snake River Basin Watershed. *Trans Am Fish Soc* 145:821–834. doi: 10.1080/00028487.2016.1159613
- Yeakley JA, Ervin D, Chang H, et al (2016) *Ecosystem Services of Streams and Rivers.*

In: River Science: Research and Management for the 21st Century. pp 335–352

Zakia MJ and Pinto LFG. Guia para aplicação da nova lei florestal em imóveis rurais - 2a Edição revisada e ampliada - Piracicaba, SP: Imaflora, 2014. 36p. ISBN: 978-85-98081-63-2

Zimbres B, Machado RB, Peres CA (2018) Anthropogenic drivers of headwater and riparian forest loss and degradation in a highly fragmented southern Amazonian landscape. Land use policy 72:354–363. doi: 10.1016/j.landusepol.2017.12.062

CAPÍTULO 1

Revisão sobre os principais impactos do uso da terra em áreas de cabeceiras e na biota de riachos da Amazônia

O capítulo 1 foi formatado conforme as normas de publicação científica da *Environmental Monitoring and Assessment** ISSN: 1573-2959 (Online)

*Artigo formatado segundo as normas do periódico *Environmental Monitoring and Assessment*, porém ainda em língua portuguesa e texto justificado.

Impactos do uso da terra em áreas de cabeceiras e ripárias da Amazônia

THIELY O. GARCIA¹, LUCIANO F. A. MONTAG², BRUNO S. PRUDENTE², GILBERTO N. SALVADOR⁴, HÍNGARA LEÃO², LEANDRO JUEN², NARAIANA BENONE²

¹Programa de Pós-graduação em Ecologia Aquática e Pesca, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Pará. Av. Bernardo Saião, s/n. Guamá, Belém, Pará, Brasil.

²Laboratório de Ecologia e Conservação, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Pará. Av. Bernardo Saião, s/n. Guamá, Belém, Pará, Brasil.

³Programa de Pós-graduação em Ecologia, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Pará e EMBRAPA Amazônia Oriental. Av. Bernardo Saião, s/n. Guamá, Belém, Pará, Brasil.

⁴Programa de Pós-graduação em Zoologia, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Pará e Museu Paraense Emílio Goeldi. Av. Bernardo Saião, s/n. Guamá, Belém, Pará, Brasil.

RESUMO

A constante mudança do uso da terra leva à degradação de ambientes terrestres e aquáticos que acarretam em diversas consequências para a biodiversidade e para o homem, aumentando a preocupação em adotar melhores medidas mitigadoras e conservacionistas. Na bacia hidrográfica, riachos são os ambientes mais frágeis e pouco estudados frente ao impulsionamento do uso da terra. Eles estão presentes nas cabeceiras dos rios que estando florestadas, oferecem através da zona ripária, sombreamento e material alóctone capaz de sustentar as teias alimentares aquáticas. Em relação a sua estrutura, a geologia e a hidrodinâmica da bacia determinam naturalmente a formação de características como poços e remansos que, longitudinalmente, formam manchas de habitats por onde se distribuem as espécies. Porém na maior bacia hidrográfica do mundo, onde se distribui a maior floresta tropical, o uso da terra tem causado perturbações nas cabeceiras dos rios, como a perda da vegetação ripária, bem como na estrutura física do canal, interferindo na biota aquática. Desde a década a 60, a construção de rodovias importantes no Norte do país impulsionou o desmatamento em uma grande área na Amazônia, intitulada como “Arco do desmatamento” que vem afetando esses sensíveis ecossistemas. Preocupados com o impulsionamento atual do uso da terra na região, este

artigo de opinião tem por objetivo destacar os impactos do uso da terra sobre as áreas de cabeceiras e em ecossistemas de riachos amazônicos. Para isso, destacamos informações sobre cinco tipos de usos da terra e as principais alterações sobre ecossistemas de riachos amazônicos capazes de impactar sua biota (p. ex. insetos e peixes). Os usos abordados são exploração madeireira, agricultura de ciclo longo e curto; pecuária e mineração. Foram compilados artigos da base de dados do Google Acadêmico, utilizando como palavras chaves: uso da terra, Amazônia, biota de riachos, riachos, desmatamento, cabeceiras, além dos nomes dos usos da terra (p. ex: madeireira, agricultura etc.). Foi verificado que todos os usos têm mostrado resultar em uma gama de fatores consequentes comuns e específicos, dos quais diferentes graus de alteração do habitat de riachos resultam em diferentes graus de impactos sobre a biodiversidade aquática associada. Identificamos que os impactos específicos de cada uso devam ser melhor avaliados na Amazônia para saber as reais consequências de cada uso sobre o ecossistema de riachos amazônicos e assim poder propor melhores medidas mitigadoras para a região.

Palavras chave: sistemas fluviais, água doce, biodiversidade, paisagem de riacho

INTRODUÇÃO

Nas últimas décadas, mudanças no uso da terra estão cada vez mais intensas, levando à degradação de ecossistemas terrestres e aquáticos, com diversas consequências negativas tanto para a biodiversidade quanto para o homem (Foley et al. 2005; Nepstad et al. 2014). O bioma amazônico que compreende 4.1 milhões de km², é o maior sistema de florestas tropicais da Terra, abrangendo a maior e mais complexa rede hidrográfica (Zimbres et al. 2018) e que vem sofrendo com essas mudanças ao longo dos anos, a causam mais comum é desmatamento. Dentro desse bioma, nos limites da Amazônia Legal, compreendida em 5,2 milhões de Km², embora tenham diminuído consideravelmente as taxas de desmatamento a partir de 2004, logo após a implementação do plano de ação para controlar e prevenir o desmatamento, em 2018 teve acréscimo de 13% em relação ao ano anterior (Gollnow and Lakes 2014; INPE 2019) (Figura 1). Com tudo isso, aumentou a preocupação em estudar a dimensão dos danos causados pelo uso da terra à biodiversidade e aos recursos naturais para que fosse possível propor medidas mitigadoras e conservacionistas (Allan 2004). Considerando a gravidade dos impactos e a urgência em preservar os ecossistemas de água doce frente às intensas pressões

econômicas na Amazônia (Castello and Macedo 2016), torna-se fundamental compreender o funcionamento e a dinâmica desses ambientes.

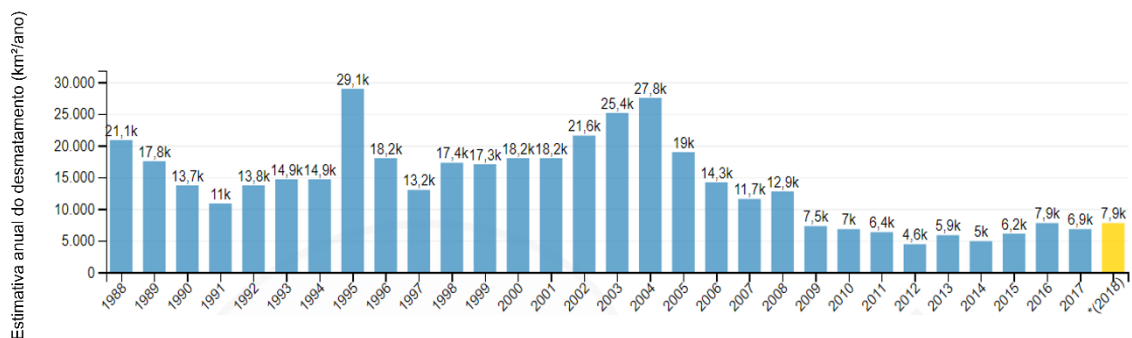


Figura 1: Taxas anuais de desmatamento na Amazônia Legal Brasileira entre os anos de 1988 a 2018 (Fonte: INPE, 2019).

A maior parte desta bacia amazônica é formada por riachos de cabeceira, que estão sendo alterados rapidamente junto com a destruição da floresta (McConnell 1987; Mendonça et al. 2005). Em condições naturais, a cabeceira desses ambientes é coberta pela mata ripária que forma um denso dossel florestal, que impede a luz de atingir a lâmina d'água e não permite ou dificulta o desenvolvimento de algas e macrófitas aquáticas, diminuindo a produção autóctone (Lowe-McConnell 1987). Assim, as nascentes são sustentadas principalmente por material alóctone proveniente da floresta ripária que sustentam as teias alimentares dos riachos (Vannote 1980; Richardson and Danehy 2007).

O fluxo da água e o tipo de substrato são características que atuam na estruturação física dos riachos. A velocidade da correnteza é responsável por carrear sedimentos para jusante, determinando seu depósito em diferentes trechos do canal (Hoover et al. 2006). Essa característica é uma das preditoras na formação de meandros, bancos de areia, corredeiras, remansos e poços (Poff et al. 1997). Pedacos de madeira no leito podem reter a serapilheira e outros materiais maiores que alteram a profundidade, largura e vazão (Angermeier and Karr 1984). Esse padrão longitudinal altamente variável atua diretamente no aumento da complexidade do hábitat, formando manchas apontadas como determinantes na distribuição das espécies aquáticas (Dinâmica de Manchas - Pringle et al. 1988; Angermeier and Karr 1984), que em muitos casos apresenta uma relação direta com o substrato para a colonização e forrageio (Hoover et al. 2006).

Apesar da enorme importância dos riachos como mantenedores da biodiversidade aquática e fornecedores de serviços ecossistêmicos (Allan and Flecker 1993; Chaves et al. 2008), estes vêm sofrendo fortes impactos com a expansão da atividade antrópica na

floresta Amazônica. Devido a sua alta diversidade e endemismo (Dagosta and Pinna 2017), essas alterações se tornam ainda mais preocupantes. Nos últimos anos, a pressão antropogênica sobre a Amazônia legal tem se intensificado, proporcionando alterações ambientais em que os custos em termos econômicos, sociais e culturais superam os benefícios (Anderson 1990; FAO 2012).

A conversão florestal foi impulsionada inicialmente pela migração de pequenos agricultores, extração de madeira, mineração e pecuária extensiva, seguida pela pecuária industrial e cultivo de soja (Thaler et al. 2019). Vários fatores políticos e socioeconômicos têm levado a esses desmatamentos na Amazônia legal (Assunção, Gandour e Rocha, 2015; Hecht, 2011; Nepstad et al. 2014). Até meados da década de 50, a região apresentava extensas áreas íntegras devido à dificuldade de acesso. Entretanto, a construção da Rodovia Belém-Brasília durante os anos 60 e, especialmente, os planos de desenvolvimento e colonização da região durante o governo militar (1964-1985) levaram a uma aceleração nas taxas de desmatamento (Kirby et al. 2006). Boa parte dessas mudanças ficou concentrada no leste e sudeste da Amazônia, na região conhecida como “Arco do Desmatamento” (Aldrich et al. 2012). Nessa região, os remanescentes florestais se restringem em sua maioria a pequenos fragmentos isolados (Numata and Cochrane 2012) (Figura 2).

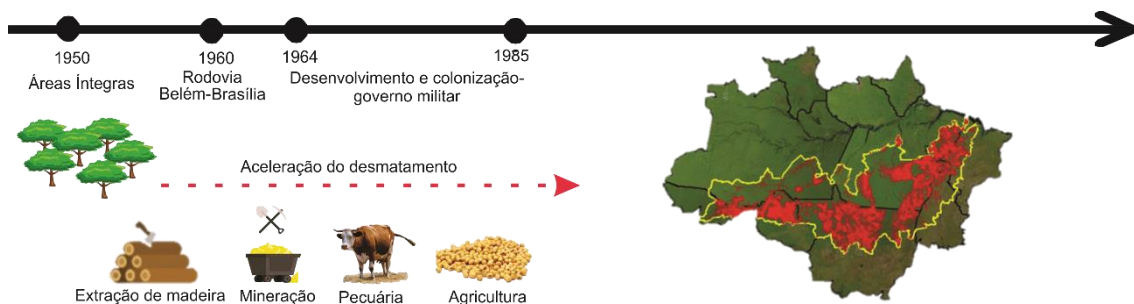


Figura 2: Desmatamento na Amazônia legal a partir de 1950 impulsionados pelo uso da terra, concentrado na região que ficou conhecida como “Arco do desmatamento” (Mapa adaptado de Felipe Luís Matos).

Nesse cenário, nosso objetivo foi de destacar os impactos do uso da terra sobre as áreas de cabeceiras e ecossistemas de riachos amazônicos e assim criar subsídios que viabilize conscientes tomadas de decisões ao propor melhores medidas mitigadoras para essas áreas na região amazônica. Para isso exploraremos o histórico e os impactos sobre riachos e sua biota aquática de cinco tipos de usos da terra que alteram ecossistemas aquáticos de água doce da Amazônia, a saber: exploração madeireira (Prudente et al.

2017); agricultura de ciclo longo, como palma de dendê (Juen et al. 2016; Ferreira et al. 2018) e de ciclo curto, como soja (Nepstad et al. 2014); pecuária (Fearnside 2006); e mineração (Mol and Ouboter 2004).

Ameaças para áreas de cabeceiras e ripárias da Amazônia

Exploração madeireira

A Amazônia brasileira é uma das principais florestas responsáveis pelo fornecimento de produtos madeireiros das regiões tropicais (Barros and Veríssimo 2002; Itto 2014). A exploração desse recurso está prevista no Código Florestal Brasileiro (Artigo 31 da Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012). Ela pode ocorrer mediante a aprovação prévia de um Plano de Manejo Florestal Sustentável (PMFS), em caso de supressão de florestas e formações sucessoras para uso alternativo do solo, ou explorações florestais não comerciais realizadas em propriedades rurais ou por populações tradicionais (Exploração Convencional Legal) (Vidal et al. 2002).

Com objetivo de conciliar uso e conservação das florestas, a exploração de produtos madeireiros passou a ser incentivada pelo governo brasileiro no ano 2000 (Programa Nacional de Florestas - PNF). Esse incentivo resultou em um crescimento de um tipo de exploração madeireira denominado “Exploração Convencional” (EC), cujas alterações ambientais são proeminentes (Prudente et al. 2018). Em 2006, outra medida importante para a expansão da exploração desse recurso foi a concessão de florestas públicas, como unidades de conservação de uso sustentável pelo Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC), para serem exploradas por empresas privadas e comunidades locais (SFB 2019). Essa exploração é realizada através do método denominado “Exploração de Impacto Reduzido” (EIR), a qual também pode ser desenvolvidas em áreas particulares (Putz 2008), que segue um conjunto de diretrizes técnicas pré-estabelecidas cuja finalidade é reduzir os impactos ambientais da exploração (Sabogal et al. 2000; Putz et al. 2008). Em alguns casos são aprimoradas para a obtenção da certificação fornecida pelo *Forest Stewardship Council* (FSC) para posterior inserção desse produto madeireiro no mercado internacional (Carneiro 2011) (Figura 3).

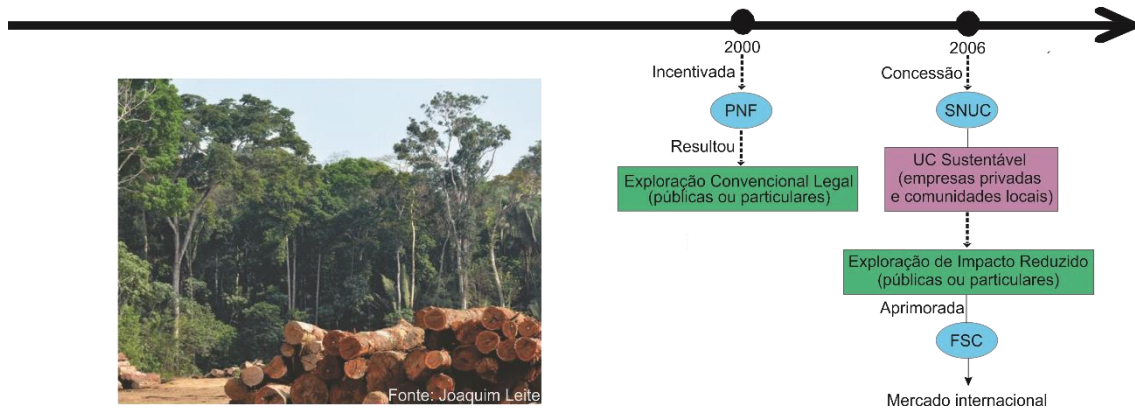


Figura 3: Incentivo pelo Governo brasileiro da exploração de produtos madeireiros conciliando uso e conservação das florestas. Onde: PNF - Programa Nacional de Florestas – PNF; SNUC- Sistema Nacional de Unidades de Conservação; UC: Unidades de Conservação; FSC: *Forest Stewardship Council*.

Além do seu potencial econômico, a floresta Amazônica abriga metade da biodiversidade do planeta e fornece importantes serviços ecossistêmicos, como a regulação global e regional do clima, ciclos hidrológicos e estoques de carbono (Edwards et al 2014; Lima et al. 2014; Malhi et al. 2008). Ainda que a importância desses serviços seja constantemente citada na legislação referente à exploração madeireira, não existem normas claras que definam metodologias para que tais serviços sejam mensurados. Um dos principais avanços nessa área tem sido o surgimento de estratégias que estimulem o pagamento desses serviços, tais como o mercado de carbono através de projetos como o *Reducing Emissions from Deforestation and Forest Degradation* (REDD). No entanto, ainda são poucos os estudos que evidenciam a importância de outros elementos dos ecossistemas naturais que também são fundamentais para realização de serviços ecossistêmicos citados acima, como por exemplo os ecossistemas aquáticos, representado nessas áreas de exploração madeireira por micro e meso bacias hidrográficas. Essas micro e meso bacias são fundamentais na prestação de serviços como: regulação do balanço hídrico, controle da erosão no solo, ciclagem de nutrientes e purificação da água para consumo humano (Lele 2009; Lima et al. 2014).

Os efeitos da exploração madeireira na estrutura e funcionamento dos ecossistemas de riachos podem ser divididos em três diferentes fases: estabelecimento de acessos até à madeira a ser explorada (estradas e ramais secundários), corte e retirada da madeira e recuperação da vegetação remanescente (Campbell and Doeg 1989). Com

exceção de Dias et al. (2010) que avaliaram as alterações após o corte da madeira a curto e médio prazo, na Amazônia, os estudos que mensuraram os efeitos da exploração madeireira sobre os ecossistemas de riacho não consideraram os três momentos citados acima (Bojsen and Barriga 2002; Allard et al. 2016; Prudente et al. 2017). Foi observado, em um contexto geral, que as principais alterações observadas nos ecossistemas de riachos da Amazônia sujeitos a essa exploração foram: perda da cobertura florestal, variação da morfologia do canal, variação do substrato, aumento na temperatura da água, diminuição do pH da água e perda de microhabitat, formados tanto por bancos de folhas no leito, como por raízes finas localizadas nas margens (Calvão et al. 2016; Prudente et al. 2017; Cardoso et al. 2018).

Riachos que drenam áreas de exploração de impacto reduzido (EIR) na Amazônia evidenciaram variações na abundância de determinadas espécies de peixes, com pouca variação nas características químicas da água (ex: pH e temperatura da água, aproximando-se da variação natural anual) (Dias et al. 2010). Prudente et al. (2018) utilizaram índices multimétricos para avaliar a integridade ecológica em riachos amazônicos sob exploração madeireira, evidenciando uma perda de integridade do habitat físico desses riachos em áreas de EIR, o que não ocorreu para a integridade biótica baseada nas assembleias de peixes, sugerindo que a EIR tem conseguido manter uma integridade biótica não mantida em riachos que drenam áreas de exploração convencional (EC). Contudo, as alterações que a EIR causa na estrutura do habitat de riachos demonstra que essa atividade tem uma influência nesses ambientes, e que se não monitorada pode resultar em mudanças nas comunidades biológicas e alterando de maneira ainda mais grave a estrutura ecológica existente nesses ambientes.

Como visto, a intensidade de tais alterações parece diretamente relacionada com a intensidade da atividade de exploração (Campbell and Doeg 1989) e com o nível de detalhamento em que essas características foram mensuradas. A maioria dos estudos avaliados contemplaram principalmente áreas de EC (Bojsen and Barriga 2002; Calvão et al. 2016; Prudente et al. 2017; Cardoso et al. 2018). É importante avaliar também as áreas de EIR, que podem apresentar diferentes intensidades de acordo com as características fitofisiográficas da região (Putz et al. 2008). Apesar de estudarem os efeitos das alterações ambientais provenientes da exploração madeireira, nenhum desses estudos focou nos serviços ecossistêmicos prestados pelos riachos amazônicos. McClain e Elsenbeer (2001), ao descreverem a importância desses ambientes na ciclagem de nutrientes na região, pontuam que alterações antropogênicas, tais como exploração

madeira, podem resultar na diminuição da capacidade de retenção de nutrientes, aumento no *input* desses nutrientes e um aumento no fluxo das águas superficiais resultante da diminuição nas taxas de evapotranspiração.

Agricultura de ciclo longo: palma de dendê

A palma de dendê foi introduzida na Amazônia em meados de 1942 e teve sua expansão acentuada a partir de políticas públicas iniciadas em 1968 (César and Batalha 2010). Diante da demanda mundial por produtos derivados do dendê (alimentos, cosméticos, farmacêuticos e biocombustíveis) (Vijay et al. 2016), associada às condições regionais climáticas, edáficas e ambientais (Homma 2001), e a facilitação da implementação a partir da integração da agricultura familiar a grandes empresas de biodiesel (Glass 2013), seu plantio foi regulamentado na Amazônia através do Zoneamento Econômico e Ecológico (ZEE). Esse zoneamento reutiliza áreas já desmatadas como estratégia de conservação de habitats naturais (Ramalho Filho et al. 2010). Somente no estado do Pará, Brasil, seu cultivo ultrapassou os 160 mil hectares em área plantada no ano de 2013, e a expectativa é que atinja os 330 mil hectares até 2020 (Glass 2013; FAO 2015) (Figura 4).

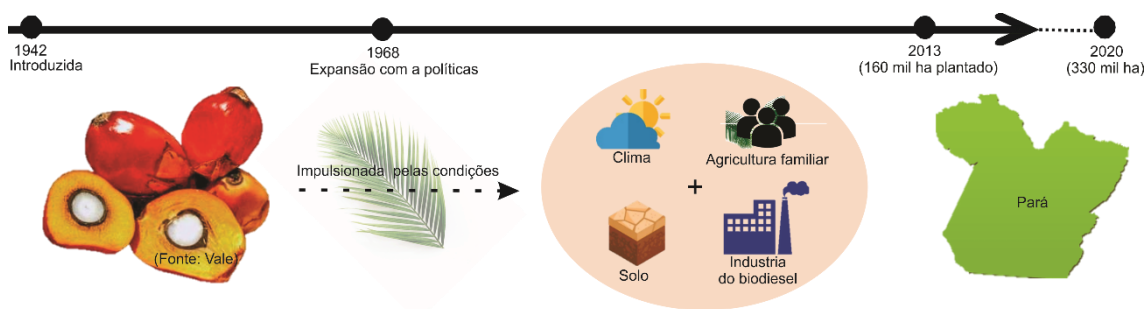


Figura 4: Processo de introdução, expansão e maior área plantada de palma de dendê na Amazônia.

A substituição de parte da floresta pelas matrizes de plantio de dendê leva a uma alteração da cobertura vegetal e a um aumento na incidência de luminosidade, impactando e compactando a qualidade do solo, aumentando, assim, o volume de água lixiviada para os riachos adjacentes (Butler and Laurance 2009; Turner et al. 2011; Senior et al. 2013). Como consequência, variáveis como pH e temperatura da água sofrem um aumento quando comparadas a riachos de áreas florestadas (Cunha et al. 2015; Carvalho et al. 2018). Outro impacto do cultivo de dendê é o aumento de estruturas antrópicas não agrícolas, como estradas (Cunha et al. 2015; Ferreira et al. 2018) que tem causado a

fragmentação da paisagem de riachos e afetado a sua biota na Amazônia (Leitão et al. 2018).

As alterações ocasionadas pelo plantio de dendê levam a uma homogeneização dos riachos e a uma simplificação dos ecossistemas aquáticos que afetam a riqueza de espécies desses ambientes (Juen et al. 2016). Em ambientes íntegros é comum observar uma alta diversidade de macroinvertebrados aquáticos (Resh 2008). Porém, riachos que drenam plantio de dendê apresentaram redução na riqueza de espécies e na diversidade beta de Heteroptera (Hemiptera), bem como uma reestruturação da comunidade (Cunha et al. 2015; Cunha and Juen 2017). Também foi observada uma transformação na comunidade de Ephemeroptera como resposta ao plantio (Shimano and Juen 2016). Para Odonata, a supressão da vegetação ripária em áreas de dendê é um dos preditores para o aumento na proporção de espécies generalistas (Carvalho et al. 2018). Para peixes, a reestruturação de habitat em plantações de dendê levou a uma alteração na composição de espécies desses ambientes (Ferreira et al. 2018). De forma geral, as modificações ambientais provocadas pela monocultura de palma de dendê parecem se intensificar quando há a supressão da vegetação primária (Butler and Laurance 2009) e atingem a vegetação ripária e os riachos (Casatti et al. 2012; Cunha et al. 2015; Shimano and Juen 2016).

Mesmo sendo uma cultura que apresenta efeitos negativos sobre a fauna aquática, existem estratégias para conciliar a expansão da produção de dendê e a manutenção da floresta e seus corpos d'água, como a utilização de áreas já desmatadas para o plantio (Fitzherbert et al. 2008). Outra estratégia sugerida por Carvalho et al. (2018) seria aumentar os corredores de vegetação ripária ao longo das margens dos riachos com plantio dos dendezeiros. Estratégias como essas, associadas ao aumento do conhecimento científico gerado sobre essas relações em áreas de dendê, constituem uma importante ferramenta na manutenção das florestas e de biodiversidade amazônica.

Agricultura de ciclo curto

As culturas temporárias, também chamadas de anuais ou de ciclo curto, são aquelas cujo ciclo vegetativo é de até um ano (IBGE 2014) e que estão sujeitas ao replantio após a colheita (Marion 1996). Entre as culturas anuais que se destacam no Brasil estão soja, milho, feijão, arroz, algodão, trigo, entre outras, sendo a proporção de cada cultura diferenciada entre as regiões brasileiras (IBGE, 2014). Estes tipos de cultura representam aproximadamente 98,8% da área plantada no Brasil, e 99,3% de toda a

produção de grãos (CONAB, 2014). Acompanhando o crescimento agrário no Brasil, observa-se uma expansão desse tipo de cultivo para novas fronteiras agrícolas (Nepstad et al. 2014).

A necessidade de insumos básicos e a oportunidade de se conseguir terras para plantio têm expandido esses cultivos nas fronteiras amazônicas. Com isso, a agricultura de ciclo curto (p. ex. cultivo de soja) junto com a pecuária têm, historicamente, representado as principais atividades associadas ao desmatamento na Amazônia (Nepstad et al. 2014).

Alterações de características do habitat de riachos pela agricultura se configura desde as fases iniciais da atividade em regiões tropicais. A caracterização de muitas chuvas nessas regiões provoca a erosão e lixiviação do solo, que reduz a sua fertilidade natural (Ramírez et al. 2008). Para garantir as lavouras economicamente rentáveis, especialmente aqueles destinados à exportação, é necessário a fertilização desse solo. O uso intensivo resulta na sedimentação e escoamento superficial de fertilizantes, pesticidas e herbicidas sobre os riachos (Pringle et al. 2000) que tem afetado a sua biota e os seres humanos, principalmente de regiões tropicais (Ramírez et al. 2008).

Na Amazônia, estudos envolvendo áreas de plantio de ciclo curto identificaram alterações físicas no habitat aquático por meio de mudança dos sistemas fluviais, cujo potencial para alterar a hidrologia regional é provocado pelo cultivo em larga escala (Hayhoe et al. 2011). Em algumas regiões amazônica, a agricultura mecanizada mostrou impulsionar alterações de características físicas do habitat de riachos (Leitão et al. 2018). Essas alterações parecem interferir no tamanho médio de peixes de riachos que drenam esse tipo de cultivo, onde o aumento da temperatura causado pelo desmatamento da vegetação ripária levou a uma população com indivíduos de menor tamanho médio (Ilha et al. 2018). Chen et al. (2017) detectaram o efeito negativo das atividades agrícolas em peixes e invertebrados (p. ex. Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera - EPT e Odonata).

Aproximadamente a metade do bioma amazônico está dentro de áreas de proteção (Sorares-filho et al 2010), que conseqüentemente englobam ecossistemas de riachos mais conservados. A outra metade está sob distintas variações do uso da terra em que os estudos das alterações do habitat físico de riachos associada a biodiversidade se concentram. Por isso pouco sabemos ainda como esses ambientes reagem a impactos na Amazônia com um todo.

A expressiva expansão dos usos na região, especialmente o cultivo de soja, muito do conhecimento dessa relação biota e impactos em riachos ainda tem que ser alcançado.

Onde antes apenas se olhava para impactos no pasto sobre estes regimes fluviais (Chaves et al. 2008), passou-se a dar mais atenção para os impactos do uso da terra que mais se expandem pela região (Hayhoe et al. 2011). Entre as estratégias gerais para diminuição de impactos da agricultura sobre ecossistemas riachos é a conciliação da agricultura convencional com a orgânica, que embora aumente a quantidade de terra usada, mostrou diminuir a quantidade de pesticidas e nitrogênio (Muller et al. 2017), que geralmente são lixiviados para dentro dos riachos.

Pecuária

A pecuária é uma das principais causas de desmatamento na Amazônia (Fearnside 2006; Malhi et al. 2008). Essa atividade está presente tanto nas pequenas quanto nas grandes propriedades e tem se expandido quase continuamente em toda a história de ocupação da região. Os processos associados à sua expansão têm se mostrado bastante resilientes, refletindo não apenas a rentabilidade dessa atividade, mas também, o resultado da interação complexa de múltiplas causas. Um estudo realizado pelo Instituto do Homem e Meio Ambiente da Amazônia (IMAZON) mostrou que quase a metade do desmatamento na Amazônia ocorre em áreas particulares, onde a floresta é convertida para a expansão da pecuária (Barreto et al. 2008).

A conversão de uma floresta em pastagem leva a uma simplificação ambiental em que as condições físicas e químicas do ambiente diferem drasticamente daquelas encontradas em florestas (Fearnside and Barbosa 1998). A estrutura aberta e baixa da pastagem resulta em uma variação extrema da temperatura do solo e do ar e em um maior déficit de pressão de vapor quando comparado com o sub-bosque da floresta (Holl 1999; Nepstad et al. 2006; Paulino Junior et al. 2017). No caso das plantas, a flora é dominada por espécies que brotam rapidamente, resistem ao fogo, têm sementes e folhagem não atrativas aos herbívoros nativos e são resistentes à seca. No caso da fauna, prevalecem as espécies tolerantes que possuem hábitos alimentares e hábitat extremamente flexíveis. Essa biota composta de espécies tolerantes contém apenas uma pequena parte da biodiversidade existente em ambientes florestais (Uhl et al. 1997).

Nos ambientes aquáticos, a conversão de florestas em áreas de pasto pode suprimir completamente a vegetação ripária, aumentando e acelerando processos erosivos, a turbidez da água e o assoreamento de riachos (Nakamura and Yamada 2005). Na Amazônia, essa conversão é conhecida por diminuir a condutividade hidráulica e, conseqüentemente, aumentar a frequência e volume do escoamento superficial (de

Moraes et al. 2006; Zimmermann et al. 2006). Dependendo do tempo e da intensidade desses processos como esses, pode ocorrer alteração do substrato do leito do corpo d'água, conseqüente redução na disponibilidade de micro-habitats para a biota aquática e modificação da composição das comunidades de invertebrados, que são importante fonte alimentar para peixes e outros organismos (Oliveira-Junior et al. 2015). A longo prazo, esses impactos podem alterar as relações tróficas entre as comunidades bióticas (Pusey and Arthington 2003) e levar a um desequilíbrio na dinâmica desses ecossistemas (Casatti et al. 2009). Como consequência disso, em riachos amazônicos já se tem observado a diminuição da abundância e da riqueza de peixes em áreas margeadas por pasto (Da Costa and Rocha 2016; Virgílio et al. 2018). Além disso, foi observado que a riqueza de insetos aquáticos e a riqueza de EPT foram significativamente menores em pastagens e sua composição taxonômica diferiu significativamente de riachos florestados (Nessimian et al. 2008).

O pisoteio do gado em áreas de pastagem também representa um mecanismo negativo para o ecossistema (Sampaio and Guarino 2007). Ele é provocado pelo impacto direto do casco dos animais sobre a planta e o solo, dificultando o crescimento da cobertura vegetal. O pisoteio é capaz de matar plantas muito jovens e danificar plantas adultas, além de compactar e desestabilizar a superfície do solo, redistribuir a camada de serapilheira e aumentar as áreas de solo descoberto (Huntly 1991). Esses efeitos também alteram a estrutura dos barrancos e margens de riachos, aumentando a erosão e o escoamento superficial da água. Para a microfauna e a flora, o pisoteio cria sítios com alto potencial para a colonização de espécies oportunistas, que normalmente não teriam condições de coexistir com outras espécies mais competitivas (Soder et al. 2007). Além de causar danos físicos às plantas, o pisoteio também pode modificar a micro-hidrologia do solo, alterando, dessa forma, a vantagem competitiva dentre diferentes grupos de plantas (Sampaio and Guarino 2007).

Em termos regionais, a conversão da floresta em pastagem pode afetar ecossistemas localizados em áreas distantes, em que os nutrientes liberados nas pastagens podem ser levados aos riachos próximos, aumentando a produtividade primária e alterando as relações entre os organismos desses ambientes (Larson et al. 2016). Além disso, a perda de carbono e baixa taxa de evapotranspiração podem conduzir de forma lenta, mas inexorável, a um clima regional mais seco e quente (Uhl et al. 1997). Nesse contexto, as modificações provocadas pela conversão de floresta em pastagens representam uma grave ameaça à biodiversidade regional em médio e longo prazo

(Larson et al. 2016). Os impactos podem ser minimizados se o sistema produtivo for capaz de aproveitar de modo mais intensivo as áreas favoráveis à agricultura. Um dos meios de se obter isso é a rotação das áreas de pastagem com lavouras, no qual se intercala o período de uso das pastagens plantadas (Nepstad et al. 2014).

A demanda crescente por alimento de origem animal que segue como crescimento da população mundial destaca as atividades pecuaristas como importante fonte alimentícia e econômica e que geram impactos ambientais, não apenas na Amazônia, mas mundialmente (FAO 2012; Nepstad et al. 2014). Portanto, já se sabe que as mudanças que ocorrem no ecossistema resultante dessas atividades afetam as condições químicas e físicas tanto da paisagem terrestre quanto dos recursos aquáticos (Larson et al. 2016). A pastagem não está desconectada da agricultura na Amazônia, devido ao aproveitamento da terra já desmatada, sendo a pastagem considerada a grande causadora do desmatamento (Macedo et al. 2012; Cohn et al. 2014; Nassar et al. 2014), tornando os dois usos com grandes potenciais para os maiores danos às cabeceiras e sua biota. Dessa forma é interessante identificar para a Amazônia melhores estratégias que podem diminuir os efeitos deletérios já citados da pastagem sobre o ambiente e a biodiversidade de riachos.

Mineração

A extração mineral na Amazônia foi, durante muitos anos, baseada em pequenos garimpos que buscavam principalmente ouro, diamante e cassiterita. Somente na década de 40 foi instalada a primeira mina comercial, cuja finalidade foi a extração de manganês na serra do Navio, localizada no estado brasileiro do Amapá (Santos 2002). A partir da década de 1970, foi observado um aumento no número de lavras comerciais, impulsionadas por programas governamentais que visavam a ocupação da região. Nessa época foram criados alguns dos principais polos minerários da Amazônia brasileira, incluindo Carajás e Trombetas (Monteiro 2005) (Figura 4).

A mineração representou apenas 9% de toda a perda de floresta amazônica entre os anos 2005-2015 e leva o desmatamento muito além dos limites de locação operacional, em que essa extensão desmatada é desconhecida e negligenciada pelos órgãos ambientais (Sonter 2017). Como a mineração tem grande potencial para interferir nos corpos hídricos amazônicos e o Brasil apresenta as principais reservas minerais do mundo, a sua exploração pode trazer prejuízos para os ecossistemas aquáticos (Enríquez 2014). A região da Amazônia Oriental ocupa lugar de destaque entre as fontes de exportação no

Brasil. Porém, apesar de trazer benefícios econômicos, a extração mineral tem a capacidade de modificar a estrutura física dos riachos, levando a uma alteração de sua biota (Daniel et al. 2015; Hughes et al. 2016) (Figura 5).

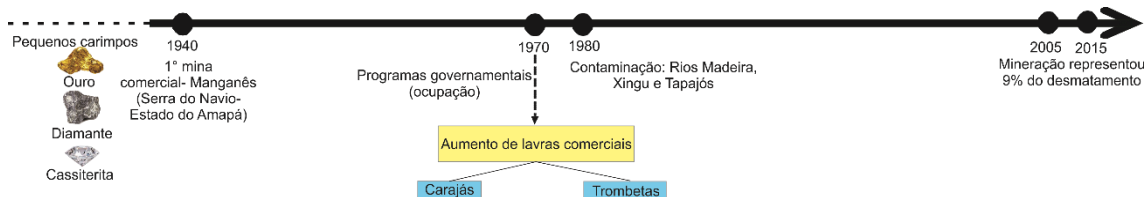


Figura 5: Histórico da expansão da mineração na Amazônia, de impactos e área desmatadas na Amazônia.

Em um contexto geral, em drenagens íntegras de cabeceira, onde o sombreamento é intenso e o sistema é oligotrófico, a ictiofauna presente nos riachos tende a ser influenciada pelo material alóctone disponível, que comporá a base da alimentação dessas espécies (Schiemer and Zalewski 1991; Pinto and Uieda 2007; Rolla et al. 2009). A presença de uma mata ciliar bem preservada também influenciará diretamente na heterogeneidade do habitat, um dos principais preditores de riqueza de espécies nos ambientes aquáticos (Schiemer and Zalewski 1991; Barrella et al. 2001; Prudente et al. 2017). A implantação de uma mina impactará de forma direta e indireta nessas características ambientais.

Uma das primeiras etapas a influenciar a estruturação de riachos dentro do processo de mineração é o decapeamento e exposição do solo. Com exceção das minas subterrâneas, a remoção da vegetação é um caminho percorrido em praticamente todos os empreendimentos desse tipo. Como resposta à remoção da vegetação nativa, observa-se um aumento nos níveis de turbidez da água e assoreamento dos corpos d'água que drenam a área de mineração (Wood and Armitage 1997; Lobo et al. 2017). Esse processo pode não se restringir ao entorno da mina, levando ao assoreamento de rios maiores ao longo dos anos (Lobo et al. 2018).

Como resposta da ictiofauna em geral, pode-se observar uma substituição das espécies de corredeira por espécies mais generalistas (Berkman and Rabeni 1987). Além da alteração na comunidade, o assoreamento pode causar também estresse fisiológico nos peixes, com o entupimento das brânquias, asfixia de ovos e larvas e alteração na alimentação normal de algumas espécies (Rabeni and Smale 1995). Para macroinvertebrados, em um experimento com um riacho margeado por uma mina inativa de chumbo e zinco nos EUA, foi observado que a montante, a mortalidade é menor e a

colonização é maior de Ephemeroptera do que a Jusante (Peckarsky and Cook, 1981).

Durante a lavra do minério, é comum que o lençol freático seja atingido. Para que haja manutenção do processo de extração, é necessário que se proceda o seu rebaixamento (Mehi and Sanches 2010). Esse processo influenciará na quantidade de água disponível nos cursos d'água do entorno da cava, podendo levar a alterações de variáveis como a profundidade e a largura molhada de riachos afetados. Tais parâmetros são bons preditores para a riqueza e composição da ictiofauna (Kaufmann et al. 1999; Terra et al. 2013; Prudente et al. 2017).

Após a extração e beneficiamento do minério, o material produzido paralelamente ao produto final costuma ser estocado em barragens de rejeito (Espósito and Duarte 2010). Apesar de suas finalidades, os impactos desses empreendimentos sobre a ictiofauna são semelhantes aos observados para áreas que foram alagadas por reservatórios de hidrelétricas, podendo citar: modificação do fluxo de água, estratificação térmica e anóxia do hipolómio, eutrofização e degradação da qualidade da água (Agostinho et al. 2007; Agostinho et al. 2016). A Jusante, a passagem de rejeito fino de minério podem diminuir a disponibilidade de abrigos, com o depósito e assoreamento do canal, levando a uma redução de espécies de peixes de fundo. O impacto da sedimentação nos corpos hídricos pela mineração é maior que outras mudanças do uso do solo, como desmatamento, intensificação agrícola, construção de estradas ou urbanização (Bruijnzeel 1993; Krishnaswamy et al. 2006). Através do aumento da turbidez da água pela sedimentação capaz de afetar espécies de peixes por entupimento de guelras, abrasão e absorção de metais pesados; alterando também a produtividade do riacho, por sufocamento de algas e invertebrados bentônicos, e interações de espécies (Parkhill and Gulliver 2002; Utne-Palm 2002; Pekcan-Hekim and Lappalainen 2006). Já a montante, o isolamento das populações é o principal problema observado, o que pode levar à redução ou extinção de grupos de peixes que utilizam os trechos inferiores dos riachos para completar seu ciclo de vida (Fausch et al. 2002; Braga et al. 2007).

A extração de minério demanda de grandes equipamentos. A ausência de manutenção desses equipamentos pode levar a acidentes como rompimento de mangueiras hidráulicas ou vazamento de combustível. Caso o óleo derramado atinja o corpo d'água, a contaminação pode afetar a assembleia de peixes de diversas maneiras. Redução na taxa de crescimento das espécies, aumento na suscetibilidade a doenças (infecciosas ou não), lesões branquiais, e em último caso, mortalidades podem ser observadas (Neff et al. 2000; Lloyd and Cackette 2001; Simonato et al. 2008). Por não

ser um agente bioacumulador, a contaminação por compostos derivados do petróleo tende a ter um tempo de ação mais curto. Sua capacidade de dispersão dependerá da hidrografia e do volume de material contaminante.

Em áreas de garimpo, comuns ao longo dos rios Amazônicos, além dos problemas com assoreamento e acidentes com equipamentos, o processo de extração do ouro utiliza o mercúrio como forma de amalgamação (Lacerda 1997). Ao ser queimado para liberação do ouro, o mercúrio é lançado no meio ambiente, contaminando rios e riachos ao longo de grandes extensões, bem como a ictiofauna desses ambientes (Caheté 1998). Desde a década de 1980, aproximadamente 2000 toneladas de mercúrio foram lançadas em riachos da bacia amazônica, levando a contaminação de peixes e até mesmo rios, como Madeira, Xingu e Tapajós (Malm et al. 1997; Malm 1998). As consequências da contaminação pelo Metil-Mercúrio em peixes incluem redução na atividade de enzimas, alterações no desenvolvimento gonadal, redução da fertilidade e alterações histopatológicas, principalmente nas brânquias e fígado (Kirubagaran and Joy 1988; Gill et al. 1990).

Mesmo sendo considerada uma das atividades com maior impacto sobre o meio ambiente, a pesquisa em riachos em áreas de mineração é ainda incipiente na Amazônia. A ausência de incentivo por parte da maioria das empresas torna o campo obscuro e a conservação das espécies aquáticas afetadas por esse impacto mais difícil.

CONCLUSÃO

A extensa Floresta Amazônica apresenta grande potencial para o impulsionamento do uso da terra, que distribuídos sem o manejo necessário, tornam áreas de cabeceira e ripárias sujeitas a impactos eminentes ainda pouco mensurados. Com o atual impulsionamento do desmatamento na Amazônia (INPE 2018), destacar importantes tipos de uso e seus impactos sobre esses ecossistemas contribui para gerar subsídios que ajudem na proteção e conservação dessas áreas muito sensíveis ao uso.

Tem chamado a atenção mundial a possibilidade da redução da proteção atual da floresta amazônica impulsionada por políticas públicas, com a justificativa de desenvolver economicamente o país (Scarrow 2019). No âmbito dessas questões, as perspectivas são que as taxas de desmatamento voltem a aumentar consideravelmente com a intensificação das atividades de uso da terra na região. Embora saibamos a importância de proteger os riachos (Yeakley et al. 2016), sem o adequado manejo das

atividades de uso da terra, este ecossistema e sua fauna estarão sujeitos ao aumento dos impactos.

Na Amazônia ainda são poucos os trabalhos que identificam a influência de somente um tipo de uso da terra sobre esses ecossistemas, uma vez que comumente existe um mosaico de usos distribuídos nas bacias hidrográficas. Por isso, geralmente encontramos consequências semelhantes de diversos usos, a causa mais comum sendo o desmatamento. Diversas consequências desses usos podem ser devastadoras para os riachos e sua fauna, como o rompimento de barragens de rejeito de mineração que resultam na mudança total do ecossistema aquáticos até quilômetros de distâncias, assim como o uso da terra pela pecuária, capaz de mudar drasticamente os ecossistemas de riachos se comparado ao ambiente original.

Para melhor entender a fragilidades e proteger esses ambientes de forma sustentável na região, sugerimos estudos mais específicos do impacto de determinado uso, além da melhor aplicabilidade e reestruturação das leis brasileiras que associe a proteção da floresta com a proteção das cabeceiras, riachos e sua fauna.

Agradecimento

Agradeço a CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior) pela bolsa concedida que permitiu a desenvolvimento deste capítulo.

REFERÊNCIA

- Anderson, A. B. (1990). *Alternatives to deforestation: steps toward sustainable use of the Amazon rain forest*. New York, USA, Columbia University Press.
- Agostinho, A. A., Gomes, L. C., & Pelicice, F. M. (2007). *Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil*. EDUEM, Maringá, 501 pp
- Agostinho, A. A., Gomes, L. C., Santos, N. C. L., Ortega, J. C. G., & Pelicice, F. M. (2016). Fish assemblages in Neotropical reservoirs: Colonization patterns, impacts and management. *Fisheries Research* 173: 26–36, doi: 10.1016/j.fishres.2015.04.006
- Aldrich, S., Walker, R., & Simmons, C., et al. (2012). Contentious Land Change in the Amazon's Arc of Deforestation. *Ann Assoc Am Geogr* 102:103–128. doi: 10.1080/00045608.2011.620501
- Allan, J. D. (2004). Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. *Annu Rev Ecol Evol Syst* 35:257–284. doi:

- 10.1146/annurev.ecolsys.35.120202.110122
- Allan, J. D., & Flecker, A. S. (1993). Biodiversity Conservation in Running Waters. *Bioscience* 43:32–43. doi: 10.2307/1312104
- Allard, L., Popée, M., Vigouroux, R., & Brosse, S. (2016). Effect of reduced impact logging and small-scale mining disturbances on Neotropical stream fish assemblages. *Aquat Sci* 78:315–325. doi: 10.1007/s00027-015-0433-4
- Assunção, Juliano, Gandour, Clarissa, & Rocha, Rudi (2015). Deforestation slowdown in the Brazilian Amazon: Prices or policies? *Environment and Development Economics*, 20(6), 697–722.
- Barrella, W., Petreire-Júnior, M., Smith, W. S., & Montag, L. F. A. (2001). As Relações entre as matas ciliares, os rios e os peixes. In: Rodrigues RR, Leitão-Filho HF (eds), *Matas Ciliares: Conservação e Recuperação*. EDUSP, São Paulo, pp 187–207
- Barreto, P., Pereira, R., & Arima, E. (2008). *A pecuária e o desmatamento na Amazônia na era das mudanças climáticas*. Instituto do Homem e Meio Ambiente da Amazônia. 40p.
- Barros, A. C., & Verissimo, A. (2002). *A Expansão madeireira na Amazônia: Impactos e perspectivas para o desenvolvimento sustentável no Pará*. Imazon, Belém, Pará, Brasil, pp. 1–143.
- Braga, M. R., Vitule, J. R. S., & Aranha, J. M. R. (2007). Estrutura populacional de *Mimagoniates microlepis* (Steindachner, 1876) (Characidae, Glandulocaudinae) em um riacho de Floresta Atlântica, Paraná (Brasil). *Acta Biológica Paranaense* 36(1–2): 67–81, doi: 10.5380/abpr.v36i0.9804
- Berkman, H. E., & Rabeni, C. F. (1987). Effect of siltation on stream fish communities. *Environ Biol Fishes* 18:285–294. doi: 10.1007/BF00004881
- Bojsen, B. H., & Barriga, R. (2002). Effects of deforestation on fish community structure in Ecuadorian Amazon streams. *Freshw Biol* 47:2246–2260. doi: 10.1046/j.1365-2427.2002.00956.x
- Bruijnzeel, L. (1993). Land-use and hydrology in warm humid regions: where do we stand? In *Hydrology of warm humid Regions Proc Int Symp Yokohama, 1993* 3–34.
- Butler, R. A., & Laurance, W. F. (2009). Is Oil Palm the Next Emerging Threat to the Amazon? *Trop Conserv Sci* 2:1–10. doi: 10.1177/194008290900200102
- Caheté, F. L. S. (1998). A extração de ouro na Amazônia e suas implicações para o meio ambiente. *Novos Cad do Naea* 1:134–158. doi: 10.1109/ICSE.2012.6227112
- Calvão, L. B., Nogueira, D. S., Montag, L. F. A., et al. (2016). Are Odonata communities

- impacted by conventional or reduced impact logging? *For Ecol Manage* 382:143–150. doi: 10.1016/j.foreco.2016.10.013
- Campbell, I. C., & Doeg, T. J. (1989). Impact of timber harvesting and production on streams: A review. *Mar Freshw Res* 40:519–539. doi: 10.1071/MF9890519
- Cardoso, M. N., Calvão, L. B., Montag, L. F. A., Godoy, B. S. & Juen, L. (2018). Reducing the deleterious effects of logging on Ephemeroptera communities through reduced impact management. *Hydrobiologia*, 823(1), 191–203. doi:10.1007/s10750-018-3705-x
- Carneiro, M. S. (2011). Da certificação para as concessões florestais: Organizações não governamentais, empresas e a construção de um novo quadro institucional para o desenvolvimento da exploração florestal na Amazônia Brasileira. *Bol Mus Para Emilio Goeldi Ciências Humanas* 6:525–541. doi: 10.1590/S1981-81222011000300004
- Carvalho, F. G., de Oliveira Roque, F., Barbosa, L., et al. (2018) Oil palm plantation is not a suitable environment for most forest specialist species of Odonata in Amazonia. *Anim Conserv.* doi: 10.1111/acv.12427
- Casatti, L., de Ferreira C. P., & Carvalho, F. R. (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. doi: 10.1007/s10750-009-9849-y
- Casatti, L., Teresa, F. B., Gonçalves-Souza, T., et al. (2012). From forests to cattail: How does the riparian zone influence stream fish? *Neotrop Ichthyol* 10:205–214. doi: 10.1590/S1679-62252012000100020
- Castello, L., Macedo, M. N. (2016). Large-scale degradation of Amazonian freshwater ecosystems. *Glob Chang Biol* 22:990–1007. doi: 10.1111/gcb.13173
- César, Aldara da Silva; Batalha, M. O. (2010). Biodiesel in Brazil: history and relevant policies. *African J Agric* 5:1147–1153. doi: 10.1007/978-1-4614-3719-2_16
- Chaves, J., Neill, C., Germer, S., et al. (2008). Land management impacts on runoff sources in small Amazon watersheds. *Hydrol Process* 22:1766–1775. doi: 10.1002/hyp.6803
- Chen, K., Hughes, R. M., Brito, et al. (2017). A multi-assembly, multi-metric biological condition index for eastern Amazonia streams. *Ecol. Indic.* 78, 48–61.
- Cohn, A. S., Mosnier, A., Havlik, P., et al. (2014). Cattle ranching intensification in Brazil can reduce global greenhouse gas emissions by sparing land from deforestation. *Proc*

- Natl Acad Sci* 111:7236–7241. doi: 10.1073/pnas.1307163111
- Cunha, E. J., De Assis Montag, L. F., & Juen, L. (2015). Oil palm crops effects on environmental integrity of Amazonian streams and Heteropteran (Hemiptera) species diversity. *Ecol Indic* 52:422–429. doi: 10.1016/j.ecolind.2014.12.024
- Da Costa, I. D., & Rocha, V. (2016). The influence of habitat structure on fish assemblages in Amazonian streams of Machado river basin. *Rev Biol Trop* 65:103. doi: 10.15517/rbt.v65i1.23287
- Dagosta, F. C. P., & Pinna, M. de (2017). Biogeography of Amazonian fishes: deconstructing river basins as biogeographic units. *Neotrop Ichthyol.* doi: 10.1590/1982-0224-20170034
- Daniel, W. M., Infante, D. M., Hughes, R. M., et al. (2015). Characterizing coal and mineral mines as a regional source of stress to stream fish assemblages. *Ecol Indic* 50:50–61. doi: 10.1016/j.ecolind.2014.10.018
- Moraes, J. M., Schuler, A. E., Dunne, T., et al. (2006). Water storage and runoff processes in plinthic soils under forest and pasture in Eastern Amazonia. *Hydrol Process* 20:2509–2526. doi: 10.1002/hyp.6213
- Dias, M. S., Magnusson, W. E., & Zuanon, J. (2010). Effects of Reduced-Impact Logging on Fish Assemblages in Central Amazonia: Contributed Paper. *Conserv Biol* 24:278–286. doi: 10.1111/j.1523-1739.2009.01299.x
- Edwards, D. P., Tobias, J. A, Sheil, D., Meijaard, E. & Laurance W. F. (2014). Maintaining ecosystem function and services in logged tropical forests. *Trends in Ecology & Evolution* 29-9:511-520 <http://dx.doi.org/10.1016/j.tree.2014.07.003>
- Espósito, T. J., & Duarte, A. P. (2010) Classificação de barragens de contenção de rejeitos de mineração e de resíduos industriais em relação a fatores de risco. *Rem Rev Esc Minas* 63:393–398. doi: 10.1590/S0370-44672010000200026
- FAO - Food and agriculture organization of the united nation. (2012). State of the World's Forests 2012. Rome. ISBN 978-92-5-107292-9 https://www.itto.int/files/itto_project_db_input/2980/Promotional/Monitoring%20Forest%20Cover%20in%20the%20Amazon%20Region%20Newsletter%201.pdf
- FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations. (2015). Statistic Division. Disponível em: <http://faostat3.fao.org/home/E>.
- Fausch, K. D., Torgersen, C. E., Baxter, C. V., & Li, H. W. (2002). Landscapes to Riverscapes: Bridging the Gap between Research and Conservation of Stream Fishes. *Bioscience* 52:483. doi: 10.1641/0006-

3568(2002)052[0483:LTRBTG]2.0.CO;2

- Fearnside, P. M. (2006). Desmatamento na Amazônia: dinâmica, impactos e controle. *Acta Amaz* 36:395–400. doi: 10.1590/S0044-59672006000300018
- Fearnside, P. M., & Barbosa, R. I. (1998). Soil carbon changes from conversion of forest to pasture in Brazilian Amazonia. *For Ecol Manage* 108:147–166. doi: 10.1016/S0378-1127(98)00222-9
- Ferreira, M. C., Begot, T. O., Prudente, B. S., et al. (2018). Effects of oil palm plantations on habitat structure and fish assemblages in Amazon streams. *Environ Biol Fishes* 101:547–562. doi: 10.1007/s10641-018-0716-4
- Fitzherbert, E. B., Struebig, M. J., Morel, A., et al. (2008). How will oil palm expansion affect biodiversity? *Trends Ecol. Evol.* 23:538–545.
- Foley, J. A., DeFries, R., Asner, G. P., et al. (2005). Global consequences of land use. *Science* (80-.). 309:570–574.
- Glass, V. (2013). Expansão do dendê na Amazônia brasileira: elementos para uma análise dos impactos sobre a agricultura familiar no nordeste do Pará. Centro de Monitoramento de Agrocombustíveis. ONG Repórter Brasil, 15 pp., 2013. <https://reporterbrasil.org.br/documentos/Dende2013.pdf> Accessed 27 January 2019
- Gill, T. S., Tewari, H., & Pande, J. (1990). Use of the fish enzyme system in monitoring water quality: Effects of mercury on tissue enzymes. *Comp Biochem Physiol Part C, Comp* 97:287–292. doi: 10.1016/0742-8413(90)90143-W
- Hayhoe, S. J., Neill, C., Porder, S., et al. (2011). Conversion to soy on the Amazonian agricultural frontier increases streamflow without affecting stormflow dynamics. *Glob Chang Biol* 17:1821–1833. doi: 10.1111/j.1365-2486.2011.02392.x
- Hecht S (2011). From eco-catastrophe to zero deforestation? Interdisciplinary, politics, environmentalisms and reduced clearing in Amazonia. *Environmental Conservation*, 39(1), 4–19.
- Holl, K. D. (1999). Factors limiting tropical rain forest regeneration in abandoned pasture: Seed rain, seed germination, microclimate, and soil. *Biotropica* 31:229–242. doi: 10.1111/j.1744-7429.1999.tb00135.x
- Homma, A. K. O. (2001). O desenvolvimento da agroindústria no estado do Pará. *Saber Ciências Exatas e Tecnol* 3:49–76. doi: 10.1590/S0103-65132014005000010
- Hoover, T. M., Richardson, J. S., Yonemitsu, N. (2006). Flow-substrate interactions create and mediate leaf litter resource patches in streams. *Freshw Biol* 51:435–447. doi: 10.1111/j.1365-2427.2005.01499.x

- Hughes, R. M., Amezcua, F., Chambers, D. M., et al. (2016). AFS Position Paper and Policy on Mining and Fossil Fuel Extraction. *Fisheries* 41:12–15. doi: 10.1080/03632415.2016.1121742
- Huntly, N. (1991) Herbivores and the dynamics of communities and ecosystems. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 22: 477-503
- Ilha, P., Schiesari, L., Yanagawa, F. I., Jankowski, K. J., & Navas, C. A. (2018). Deforestation and stream warming affect body size of Amazonian fishes. *PLoS ONE*, 13(5). doi:10.1371/journal.pone.0196560
- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística IBGE. (2014). *Produção Agrícola Municipal: Culturas temporárias e permanentes 2014*. V 41. Rio de Janeiro: IBGE; 2014. 100 p.
- ITTO - International Tropical Timber Organization. (2014). Monitoring Forest Cover In the Amazon Region. 1(1)
https://www.itto.int/files/itto_project_db_input/2980/Promotional/Monitoring%20Forest%20Cover%20in%20the%20Amazon%20Region%20Newsletter%201.pdf
Accessed 10 December 2018
- Juen, L., Cunha, E. J., Carvalho F. G., et al. (2016). Effects of Oil Palm Plantations on the Habitat Structure and Biota of Streams in Eastern Amazon. *River Res Appl* 32:2081–2094. doi: 10.1002/rra.3050
- Kaufmann, P. R., Levine, P., Robison, E. G., et al. (1999). *Quantifying Physical Habitat in Wadeable Streams*. EPA/620/R-99/003 US Environ Prot Agency, Washington, DC 130. doi: EPA/620/R-99/003
- Kirby, K. R., Laurance, W. F., Albernaz, A. K, Schoroth, G., Fearnside, P. M., Bergen, S., et al. The future of deforestation in the Brazilian Amazon. *Futures* 2006; 38: 432-453. <http://dx.doi.org/10.1016/j.futures.2005.07.011>
- Kirubakaran, R., & Joy, K. P. (1988). Toxic effects of mercuric chloride, methylmercuric chloride, and emisan 6 (an organic mercurial fungicide) on ovarian recrudescence in the catfish *Clarias batrachus* (L.). *Bull Environ Contam Toxicol* 41:902–909. doi: 10.1007/BF02021053
- Krishnaswamy, J., Bunyan, M., Mehta, V. K., et al. (2006). Impact of iron ore mining on suspended sediment response in a tropical catchment in Kudremukh, Western Ghats, India. *For Ecol Manage* 224:187–198. doi: 10.1016/j.foreco.2005.12.018
- Lacerda, L. D. (1997) Contaminação por mercúrio no Brasil: Fontes industriais vs garimpo de ouro. *Quim Nova* 20:196–199. doi: 10.1590/S0100-

40421997000200012

- Larson, D. M., Dodds, W. K., Whiles, M. R., et al. (2016) A before-and-after assessment of patch-burn grazing and riparian fencing along headwater streams. *J Appl Ecol* 53:1543–1553. doi: 10.1111/1365-2664.12692
- Leal, C. G., Barlow, J., Gardner, T. A., et al. (2018). Is environmental legislation conserving tropical stream faunas? A large-scale assessment of local, riparian and catchment-scale influences on Amazonian fish. *J Appl Ecol* 55:1312–1326. doi: 10.1111/1365-2664.13028
- Leitão, R. P., Zuanon, J., Mouillot, D., et al. (2018) Disentangling the pathways of land use impacts on the functional structure of fish assemblages in Amazon streams. *Ecography (Cop)* 41:219–232. doi: 10.1111/ecog.02845
- Lele, S. (2009). Watershed services of tropical forests: from hydrology to economic valuation to integrated analysis. *Curr. Opin. Environ. Sustain.* 1:148–155.
- Lima, L. S., Coe, M. T., Soares Filho, B. S., et al. (2014). Feedbacks between deforestation, climate, and hydrology in the Southwestern Amazon: Implications for the provision of ecosystem services. *Landsc Ecol* 29:261–274. doi: 10.1007/s10980-013-9962-1
- Lloyd, A. C., & Cackette, T. A. (2001). Diesel Engines: Environmental Impact and Control. *J Air Waste Manag Assoc* 51:809–847. doi: 10.1080/10473289.2001.10464315
- Lobo, F. L., Costa, M., Morais Novo E. M. L., & Telmer, K. (2017). Effects of small-scale gold mining tailings on the underwater light field in the Tapajós River Basin, Brazilian Amazon. *Remote Sens.* doi: 10.3390/rs9080861
- Lobo, F. L., Moraes Novo, E. M. L., Barbosa, C. C. F., & Vasconcelos, V. H. F. (2018). Monitoring water siltation caused by small-scale gold mining in Amazonian rivers using multi-satellite images. *InTech*, 19 pp, doi: 10.5772/intechopen.79725
- Lowe-McConnell, R. H. (1987). *Ecological Studies in Tropical Fish Communities*.
- Macedo, M. N., DeFries, R. S., Morton, D. C., et al. (2012). Decoupling of deforestation and soy production in the southern Amazon during the late 2000s. *Proc Natl Acad Sci* 109:1341–1346. doi: 10.1073/pnas.1111374109
- Malhi, Y., Roberts, J. T., Betts, R. A., et al. (2008). Climate change, deforestation, and the fate of the Amazon. *Science* (80-.). 319:169–172.
- Malm, O. (1998) Gold mining as a source of mercury exposure in the Brazilian Amazon. *Environ Res* 77:73–78. doi: 10.1006/enrs.1998.3828

- Malm, O., Guimarães, J. R. D., Castro, M. B., et al. (1997). Follow-up of mercury levels in fish, human hair and urine in the Madeira and Tapajos basins, Amazon, Brazil. In: *Water, Air, and Soil Pollution*. pp 45–51
- Marion, J. C. (1996) *Contabilidade Rural*. 4ed. São Paulo: Atlas, 1996. IBGE, 2014. Produção agrícola municipal: culturas temporárias e permanentes.
- McClain, M. E., & Elsenbeer, H. (2001). Terrestrial inputs to Amazon streams and internal biogeochemical processing. *Biogeochem Amaz Basin its Role a Chang World* 185–208.
- Mechi, A., & Sanches, D. L. (2010). Impactos ambientais da mineração no Estado de São Paulo. *Estud Avançados* 24:209–220. doi: 10.1590/S0103-40142010000100016
- Mol, J. H., & Ouboter, P. E. (2004). Downstream Effects of Erosion from Small-Scale Gold Mining on the Instream Habitat and Fish Community of a Small Neotropical Rainforest Stream. *Conserv Biol* 18:201–214. doi: 10.1111/j.1523-1739.2004.00080.x
- Monteiro, M. de A. (2005). Meio século de mineração industrial na Amazônia e suas implicações para o desenvolvimento regional. *Estud Avançados* 19:187–207. doi: 10.1590/S0103-40142005000100012
- Muller, A., Schader, C., El-Hage Scialabba, N., et al. (2017). Strategies for feeding the world more sustainably with organic agriculture. *Nat Commun*. doi: 10.1038/s41467-017-01410-w
- Nakamura, F., & Yamada, H. (2005). Effects of pasture development on the ecological functions of riparian forests in Hokkaido in northern Japan. In: *Ecological Engineering*. pp 539–550
- Nassar, A. et al. (2014) “Brazil’s pathway to low-emission rural development” (AgroIcône and Earth Innovation Institute, São Paulo, 2014); http://earthinnovation.org/wp-content/uploads/2014/05/Nassar_etal_2014.pdf
Accessed 10 November 2018
- Nessimian, J. L., Venticinque, E. M., Zuanon, J. et al. (2008). Land use, habitat integrity, and aquatic insect assemblages in Central Amazonian streams. *Hydrobiologia* 614: 117. <https://doi.org/10.1007/s10750-008-9441-x>
- Neff, J. M., Ostazeski, S., Gardiner, W., & Stejskal, I. (2000). Effects of weathering on the toxicity of three offshore Australian crude oils and a diesel fuel to marine animals. *Environ Toxicol Chem* 19:1809–1821. doi: 10.1002/etc.5620190715
- Nepstad, D., McGrath, D., Stickler, C., et al. (2014). Slowing Amazon deforestation

- through public policy and interventions in beef and soy supply chains. *Science* (80-). 344:1118–1123.
- Nepstad, D. C., Stickler, C. M., & Almeida, O. T. (2006). Globalization of the Amazon soy and beef industries: Opportunities for conservation. *Conserv. Biol.* 20:1595–1603.
- Numata, I., & Cochrane, M. A. (2012). Forest Fragmentation and Its Potential Implications in the Brazilian Amazon between 2001 and 2010. *Open J For* 02:265–271. doi: 10.4236/ojf.2012.24033
- Oliveira-Junior, J. M. B., Shimano, Y., Gardner, T. A., et al. (2015). Neotropical dragonflies (Insecta: Odonata) as indicators of ecological condition of small streams in the eastern Amazon. *Austral Ecol* 40:733–744. doi: 10.1111/aec.12242
- Parkhill, K. L., & Gulliver, J. S. (2002). Effect of inorganic sediment on whole-stream productivity. *Hydrobiologia* 472:5–17. doi: 10.1023/A:1016363228389
- Paulino Junior, N., Von Randow, R. C. S., & Von Randow, C. (2017). Analysis of biological and meteorological controls of evapotranspiration in pristine forests and a pasture site in Amazonia. *Rev Ambient Água* 12:179–191. doi: 10.4136/ambi-agua.1832
- Pekcan-Hekim, Z., & Lappalainen, J. (2006). Effects of clay turbidity and density of pikeperch (*Sander lucioperca*) larvae on predation by perch (*Perca fluviatilis*). *Naturwissenschaften* 93:356–359. doi: 10.1007/s00114-006-0114-1
- Peckarsky, B. L., & Cook, K. Z. (1981). Effect of Keystone Mine Effluent on Colonization of Stream Benthos. *Environmental Entomology*, Volume 10, Issue 6, 1 December 1981, Pages 864–871. <https://doi.org/10.1093/ee/10.6.864> Accessed 1-November 2018.
- Pinto, T. L. F., & Uieda, V. S. (2007). Aquatic insects selected as food for fishes of a tropical stream: Are there spatial and seasonal differences in their selectivity? *Acta Limnol Bras* 19:67–78. doi: 10.1093/heapol/czt089
- Poff, N. L., Allan, D., Bain, M. B., et al. (1997). Natural Flow Regime.pdf. *Bioscience* 47:769–784.
- Pringle, C. M., Naiman, R. J., Bretschko, G., et al. (1988). Patch Dynamics in Lotic Systems: The Stream as a Mosaic. *J North Am Benthol Soc* 7:503–524. doi: 10.2307/1467303
- Pringle, C. M., Scatena, F. N., Paaby-Hansen, P., & Nuñez-Ferrera, M. (2000). River conservation in Latin America and the Caribbean. In “Global Perspectives on River

- Conservation: Science, Policy and Practice” (P. J. Boon, B. R. Davis, and G. E. Petts, Eds), pp. 41–77. John Wiley and Sons Ltd., New York, USA
- Prudente, B. S., Pompeu, P. S., Juen, L., & Montag, L. F. A. (2017) Effects of reduced-impact logging on physical habitat and fish assemblages in streams of Eastern Amazonia. *Freshw Biol* 62:303–316. doi: 10.1111/fwb.12868
- Prudente, B. S., Pompeu, O. S., & Montag, L. F. A. (2018). Using multimetric indices to assess the effect of reduced impact logging on ecological integrity of Amazonian streams. *Ecological Indicators*, 91, 315–323. doi:10.1016/j.ecolind.2018.04.020
- Pusey, B. J., & Arthington, H. (2003). Importance of the riparian zone to the conservation and management. *Mar Freshw Res* 54:1–16.
- Putz, F. E., Sist, P., Fredericksen, T., & Dykstra, D. (2008). Reduced-impact logging: Challenges and opportunities. *For Ecol Manage* 256:1427–1433. doi: 10.1016/j.foreco.2008.03.036
- Rabeni, C. F., & Smale, M. A. (1995). Effects of siltation on stream fishes and the potential mitigating role of the buffering riparian zone. *Hydrobiologia* 303:211–219. doi: 10.1007/BF00034058
- Ramalho Filho, A., Motta, E. F., Freitas, P. L., & Teixeira, W. G. (2010). Zoneamento Agroecológico, Produção e Manejo para a Cultura da Palma de Óleo na Amazônia. <http://www.abrapalma.org/pt/wp-content/uploads/2015/01/ABRAPALMA-Tudo-Sobre-Palma.pdf> Accessed January 2019.
- Ramírez, A., Pringle, C. M., & Wantzen, K. M. (2008). Tropical Stream Conservation. *Tropical Stream Ecology*. ISBN: 978-0-12-088449-0
- Resh, V. H. (2008). Which group is best? Attributes of different biological assemblages used in freshwater biomonitoring programs. *Environ Monit Assess* 138:131–138. doi: 10.1007/s10661-007-9749-4
- Richardson, J. S., & Danehy, R. J. (2007). A synthesis of the ecology of headwater streams and their riparian zones in temperate forests. *For. Sci.* 53:131–147.
- Rolla, A. P. P. R., Esteves, K. E., & Ávila-da-Silva, A. O. (2009). Feeding ecology of a stream fish assemblage in an Atlantic Forest remnant (Serra do Japi, SP, Brazil). *Neotrop Ichthyol* 7:65–76. doi: 10.1590/S1679-62252009000100009
- Sabogal, C., Macedo Silva, J. N., Zweede, J. et al. (2000). Diretrizes técnicas para a exploração de impacto reduzido em operações florestais de terra firme na Amazônia Brasileira. Embrapa Amazônia Oriental, Belém. <http://bommanejo.cpatu.embrapa.br/arquivos/3-Sabogaletal2000.pdf> Accessed

November 2018.

- Santos, B. A. (2002). Recursos minerais da Amazônia. *Estudos Avançados* 16(45): 123–152, doi: 10.1590/S0103-40142002000200009
- Sampaio, M. B., & Guarino, E. S. G. (2007). Efeitos do pastoreio de bovinos na estrutura populacional de plantas em fragmentos de floresta ombrófila mista. *Rev Árvore* 31:1035–1046. doi: 10.1590/S0100-67622007000600008
- Schiemer, F., & Zalewski, M. (1991). The importance of riparian ecotones for diversity and productivity of riverine fish communities. *Netherlands J Zool* 42:323–335. doi: 10.1163/156854291X00360
- Senior, M. J. M., Hamer, K. C., Bottrell, S., et al. (2013). Trait-dependent declines of species following conversion of rain forest to oil palm plantations. *Biodivers Conserv* 22:253–268. doi: 10.1007/s10531-012-0419-7
- SFB – Serviço Florestal Brasileiro – Ministério do Meio ambiente (2019) <http://www.florestal.gov.br/> Accessed 27 November 2019.
- Shimano, Y., & Juen, L. (2016). How oil palm cultivation is affecting mayfly assemblages in Amazon streams. *Ann Limnol - Int J Limnol* 52:35–45. doi: 10.1051/limn/2016004
- Simonato, J. D., Guedes, C. L. B., Martinez, & C. B. R. (2008). Biochemical, physiological, and histological changes in the neotropical fish *Prochilodus lineatus* exposed to diesel oil. *Ecotoxicol Environ Saf* 69:112–120. doi: 10.1016/j.ecoenv.2007.01.012
- Soares-Filhoa, B.; Moutinho P.; Nepstad D., Anderson A., Rodrigues H., Garcia R., et al. 2010. Role of Brazilian Amazon protected areas in climate change mitigation. PNAS | June 15, 2010 | vol. 107 | no. 24 | 10821–10826 www.pnas.org/lookup/suppl/doi:10.1073/pnas.0913048107/-/DCSupplemental.
- Soder, K. J., Rook, A. J., Sanderson, M. A., & Goslee, S. C. (2007). Interaction of plant species diversity on grazing behavior and performance of livestock grazing temperate region pastures. In: *Crop Science*. pp 416–425
- Sonter L., Herrera D., Barrett D. J. (2017) Mining drives extensive deforestation in the Brazilian Amazon NATURE COMMUNICATIONS|8: 1013 DOI: 10.1038/s41467-017-00557-w
- Thaler G. M., Viana C., Toni F. (2019). From frontier governance to governance frontier: The political geography of Brazil’s Amazon transition. *World Development* 114: 59–72
- Terra, B. D. F., Hughes, R. M., Francelino, M. R., & Araújo, F. G. (2013). Assessment

- of biotic condition of atlantic rain forest streams: A fish-based multimetric approach. *Ecol Indic* 34:136–148. doi: 10.1016/j.ecolind.2013.05.001
- Turner, E. C., Snaddon, J. L., Ewers, R. M., et al. (2011). The Impact of Oil Palm Expansion on Environmental Change : Putting Conservation Research in Context. *Environ Impact Biofuels* 19–40. doi: 10.5772/960
- Uhl, C., Bezerra, O., & Martini, A. (1997). *Ameaça à Biodiversidade na Amazônia Oriental*. Belém: Imazon. 34p.
- Utne-Palm, A. C. (2002). Visual feeding of fish in a turbid environment: Physical and behavioural aspects. *Mar Freshw Behav Physiol* 35:111–128. doi: 10.1080/10236240290025644
- Vidal, E., Viana, V. M., & Batista, J. L. F. (2002). Crescimento de floresta tropical três anos após colheita de madeira com e sem manejo florestal na Amazônia oriental. *Sci For Sci* 133–143.
- Vannote R. (1980) The river continuum concept 1980. *Acta Psychiatr Scand* 71:130–137. doi: 10.112/1.421275
- Vijay, V., Pimm, S. L., Jenkins, C. N., & Smith, S. J. (2016). The Impacts of Oil Palm on Recent Deforestation and Biodiversity Loss. *PLoS One* 11:e0159668. doi: 10.1371/journal.pone.0159668
- Virgilio, L. R. et al. (2018). Does riparian vegetation affect fish assemblage? A longitudinal gradient analysis in three Amazonian streams. *Acta Scientiarum* ISSN on-line: 1807-863X Doi: 10.4025/actasciobiolsci.v40i1.42562
- Wood, P. J., & Armitage, P. D. (1997). Biological effects of fine sediment in the lotic environment. *Environ Manage* 21:203–217. doi: 10.1007/s002679900019
- Zimmermann, B., Elsenbeer, H., & De Moraes, J. M. (2006). The influence of land-use changes on soil hydraulic properties: Implications for runoff generation. *For Ecol Manage* 222:29–38. doi: 10.1016/j.foreco.2005.10.070

CAPÍTULO 2

Influência da paisagem em múltiplas escalas espaciais da bacia hidrográfica na assembleia de peixes da Amazônia Oriental

O Capítulo 2 foi formatado conforme as normas de publicação científica da *Landscape Ecology* (ISSN: 0921-2973)

*Artigo formatado segundo as normas do periódico *Landscape Ecology* (ISSN: 0921-2973), porém ainda em língua portuguesa e texto justificado.

Influência da paisagem em múltiplas escalas espaciais da bacia hidrográfica na assembleia de peixes da Amazônia Oriental

THIELY O. GARCIA¹, LUCIANO F. A. MONTAG², BRUNO S. PRUDENTE²,
NAIARA R. TORRES¹, STUAR BRUN³, MARK KENNARD³.

¹Programa de Pós-graduação em Ecologia Aquática e Pesca, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Pará. Av. Bernardo Saião, s/n. Guamá, Belém, Pará, Brasil.

²Laboratório de Ecologia e Conservação, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Pará. Av. Bernardo Saião, s/n. Guamá, Belém, Pará, Brasil.

³Australian Rivers Institute, Griffith University, Kessels Rd, Nathan 4111, Queensland, Australia

RESUMO

A Amazônia apresenta bacias hidrográficas com diferentes configurações geomorfológicas, climáticas e um mosaico de áreas alteradas e conservadas, que são consideradas características capazes de estruturar o habitat físico e a biodiversidade de riachos de cabeceira. Reconhecer essa estrutura e sua influência nas comunidades biológicas tem servido para elaboração de estratégias de conservação e mitigação de impactos em bacias hidrográficas. Nosso objetivo foi verificar a influência das variáveis ambientais resultantes da heterogeneidade ambiental natural e de mudanças no uso da terra em múltiplas escalas espaciais da bacia hidrográfica sobre as assembleias de peixes de riachos. Para isso foram amostrados 76 riachos de quatro bacias hidrográficas da Amazônia Oriental. Foi realizada uma análise redundância parcial (RDAP) para saber o efeito sobre a estrutura das assembleias de peixes de características naturais e da mudança no uso da terra em diferentes escalas espaciais (buffers ao longo da drenagem e área total da microbacia). Em seguida foi feito um modelo reduzido de seleção de métricas, performado em uma análise de redundância, para identificar quais as principais influências ambientais na variação da composição desses peixes, tais como: 1) das variáveis locais (características do habitat de riachos), das variáveis naturais da bacia (p. ex. solo, aspectos biogeográficos) e do uso da terra; e também verificar 2) Quais escalas espaciais as variáveis de uso da terra estão influenciando essas assembleias? A princípio,

foi verificado que variáveis naturais da bacia explicaram mais a variação da composição de peixes do que o uso da terra. Porém quando controlado os efeitos de variações naturais (p. ex. aspectos biogeográficos), algumas características da bacia (p. ex. solo), juntamente com o uso da terra, foram associadas a estrutura dessa biota em microbacias desmatadas. As microbacias mais florestadas apresentaram riachos com mais banco de folhas e detritos de madeiras, características de habitat tipicamente menos perturbado, portanto estando mais influenciadas por aspectos naturais da bacia. Porém microbacias mais desmatadas, de solo mais denso (maior a capacidade de degradação), e de canais mais arenosos, foram associadas significativamente a diferentes usos de terras de distintas escalas espaciais. Isso indica uma estrutura de habitat de riacho alterado, do qual o uso afeta a estrutura local, potencializados por características naturais da bacia hidrográfica. As espécies de peixes associadas a microbacias desmatadas apresentam aspectos de vida que corroboram com uma estrutura local alterada (p. ex. *Gymnorhamphichthys rondoni* - associada a areia). Portanto, em bacias amazônicas que estão sendo desmatadas, sugerimos como estratégia de conservação de riachos avaliar essa alteração, não somente em faixas ripárias de 30m, largura de proteção sugerida pelo Código Florestal Brasileiro, mas também em toda bacia hidrográfica, juntamente com a avaliação dos aspectos naturais da bacia e da biodiversidade associada.

Palavras-chave: bacias hidrográficas, uso da terra, conservação, escalas espaciais

INTRODUÇÃO

Os ecossistemas de riachos são estruturados por fatores de natureza dinâmica e hierárquica que variam em diferentes escalas espaço-temporais (Allan et al. 1997; Ward 1998; Yu et al. 2016). De um modo geral, esses ambientes são controlados pelas estruturas das paisagens em toda a bacia de drenagem, que por sua vez refletem na heterogeneidade da estrutura do habitat de riachos (Hynes 1975), e tendem a moldar a estrutura das comunidades bióticas (Frissell et al. 1986; Hawkins et al. 1993; Cunico et al. 2012). Isso ocorre porque os riachos são sistemas organizados hierarquicamente (Frissell et al. 1986), onde processos em grande escala, como mudanças no uso da terra e a geologia, controlam as condições em escala local (Frissell et al. 1986; Hawkins et al. 1993; Cunico et al. 2012).

Através da organização hierárquica natural, as variáveis ambientais são potencializadas a atuarem nesse padrão de controle sobre o habitat, ou seja, da maior escala para menor (Frissell et al. 1986). Porém, medir a influência do uso da terra em distintas escalas espaciais sobre o ecossistema de riacho se tornou um desafio na ecologia de paisagem, uma vez que a sua distribuição e a capacidade de impacto na bacia é desigual (Allan and Johnson 1997). Nessas condições, é desafiador distinguir de qual escala origina a influência de determinada variável ambiental (natural ou antrópica) sobre a escala local (estrutura do riacho) e a biota, uma vez que os fatores e processos estão interconectados (Richards et al. 1996; Lorenz and Feld 2013). Por exemplo, a estrutura da biota aquática sofre influência da físico-química (Allan 2004), que é influenciada pela geologia e clima (escala natural da bacia). Isso é comum em bacias alteradas pelo uso de terra de pequena ou larga escala na bacia hidrográfica (Steel et al. 2010). Isso relativiza a importância da maior influência de determinada escala sobre o habitat e, conseqüentemente, sobre a biota aquática (Wang et al. 2001a; Steel et al. 2010).

Em geral, sabe-se que o uso da terra é capaz de modificar a paisagem de riachos ao suprimir a vegetação nativa. Com isso, a implementação de atividades agroindustriais nas bacias, principalmente aquelas que resultam em mudanças no uso da terra em larga escala, tem sido considerada uma ameaça para a heterogeneidade ambiental, diversidade biológica e, conseqüentemente, serviços ecossistêmicos prestados pelos riachos, quando realizadas sem um planejamento adequado (Leal et al. 2016). Assim, já foi identificado que a agricultura em ampla escala interfere dentro do riacho, como na mudança da qualidade da água (Rabeni and Smale 1995; Mori et al. 2015), aumento do aporte de nutriente e sedimento (Burdon et al. 2013) e interferência na estrutura trófica da comunidade (Bunn et al. 1999). Já em escalas próximas aos riachos, a perda da cobertura

riparia reduz detritos de madeira e serapilheira, aumenta a sedimentação (Hyatt and Naiman 2001; Carvalho et al. 2018), radiação solar e, conseqüentemente, a produção primária (Burrell et al. 2014). Semelhantemente, a atividade de pastagem em ampla escala também interfere na qualidade de água (p. ex. *input* de fosfato) (Mori et al. 2015). A urbanização em ampla escala, ao impermeabilizar a bacia drenagem, interfere na infiltração e escoamento superficial (Arnold and Gibbons 1996; Poff et al. 1997). Para os peixes, isso pode se refletir na degradação de seus habitats, como a redução de piscinas, remansos e o desenvolvimento de habitat lateral (Schlosser 1991), assim como a remoção ou cobertura do substrato por sedimento pode interferir na alimentação, impedir o forrageio e facilitar a predação (Nerbonne and Vondracek 2001; Osmundson et al. 2002), o que pode resultar em perdas e até substituição de espécies (Marzin et al. 2013; Wahl et al. 2013).

Como visto acima, existe um desafio em identificar a contribuição dos efeitos de fatores em distintas escalas sobre o ecossistema de riacho e assim definir melhor estratégia conservacionista. Embora a prática comum seja a manutenção de uma faixa de vegetação ripária ao longo da drenagem, essa medida pode não ser suficiente para manter a complexidade do habitat e a estrutura da ictiofauna, especialmente em bacias muito alteradas. Portanto, é necessário avaliar as condições da bacia como um todo, incluindo processos que atuem em escalas espaciais distintas, para a obtenção de um quadro detalhado dos possíveis fatores que afetam a ictiofauna (Harding et al. 1998; Wang et al. 2002; Leal et al. 2016; Nava-López et al. 2016).

Para diminuir essa lacuna de conhecimento, neste trabalho nós avaliamos: 1) Qual é a influência das variáveis naturais da bacia hidrográfica (p. ex. solo, inclinação), do uso da terra e das variáveis locais (características do habitat de riacho) sobre a estrutura de assembleia de peixes? e 2) Quais escalas (área total da microbacia e buffers de drenagem) têm detectado a maior influência do uso da terra na estrutura dessa biota de quatro bacias hidrográficas com diferentes níveis de desmatamento na Amazônia Oriental? Nossa hipótese é que existe influência ambiental de múltiplas escalas espaciais na estrutura da assembleia de peixes, sob intermédio de variáveis locais, por influência de características da bacia e do uso da terra. Acreditamos que, em bacias hidrográficas menos desmatadas, as variáveis naturais da bacia influenciem mais que as variáveis locais, estruturando assembleias de peixes favorecidas pela maior complexidade do habitat (p. ex. mais banco de folhas e serapilheira). Por outro lado, acreditamos que nas bacias mais desmatadas, o uso da terra atue interagindo com as variáveis da bacia hidrográfica influenciando as

condições de habitats locais, estruturando assembleias de peixes relacionadas a habitats menos complexos (p ex. menos banco de folhas e serapilheira).

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

Foram amostrados 76 riachos de primeira a terceira ordem, localizados em quatro bacias hidrográficas da amazônica Oriental. Sendo sete riachos na bacia do Rio Tapajós, 18 na bacia do Rio Anapu, 14 na bacia do Rio Acará e 37 na bacia do Rio Capim (Figura 1). Os trechos dos riachos foram definidos em microbacias com diferentes feições da paisagem. Estas regiões apresentam diferenças nos processos geomorfológicos (Benone et al. 2017), hidrogeológicos (Ribeiro 2006) e de históricos de uso da terra (Da Silva et al. 2005).

A bacia do rio Tapajós apresenta clima tropical úmido, do tipo Am (Köppen), com temperatura média de 25,5°C, precipitação média de 1.920mm, com predominância de Latossolo Amarelo Distrófico, e relevo com altitudes variando entre 30 e 200m (média: 175m). Os riachos estudados estão localizados dentro Floresta Nacional do Tapajós criada em 1974 (Decreto Federal 73.684) e são todos de microbacias conservadas (Veloso et al. 1991; Parrotta et al. 1995; Silva et al. 1995). A bacia do rio Anapu apresenta clima quente e úmido do tipo Am (Koppen), com temperatura média de 26.7°C, precipitação média de 2000mm (Lisboa 2002). Apresenta características limnológicas semelhantes à de lagos, resultante do afogamento de vale ocorrido durante o Holoceno (Behling and Costa 2000; Montag and Barthem 2006). A área é coberta por floresta de “terra firme”, “várzea” e “igapó”, que são expostas a inundação periódica diária e sazonal dos rios (Ferreira et al. 1997). A água tem pouco material em suspensão e muitos detritos orgânicos (Costa et al. 2002). Seus riachos são rasos e podem atingir aproximadamente 10m de largura por influência de planície de inundação (Montag et al. 2008).

Na região das bacias do rio Acará e Capim, o clima é tropical úmido, do tipo “Af” (Köppen), segundo adaptação de Peel et al. (2007), com temperatura média de 26°C (Oliveira et al. 2002) e precipitação média de 2.344mm³ (Albuquerque et al. 2010). Na região do Rio Acará a vegetação é do tipo subperenifólia com diversas espécies de valor econômico. A geologia é constituída por argila com leitos de areia e concreções ferruginosas, dentro do Planalto rebaixado da Amazônia, que apresenta o relevo com declividade variada, intensamente drenados; e dentro da Planície Aluvial, com áreas inundáveis acompanhadas dos cursos d’água, constituídas por sedimentos recentes

inconsolidados (Schobbenhaus et al.1984; Embrapa 2005). A Bacia do Rio Capim é uma área de grande circulação econômica do leste amazônico que foi direcionada ao longo da Rodovia Belém-Brasília (BR 010), onde concentra infraestrutura voltada para projetos industriais, mineiros, extrativista (madeireiras) e agropecuarista. Separada por dois setores, o Alto Rio Capim e Baixo-Médio Rio Capim diferenciados pelo relevo e declividade de montante a jusante (Lima and Ponte 2012).

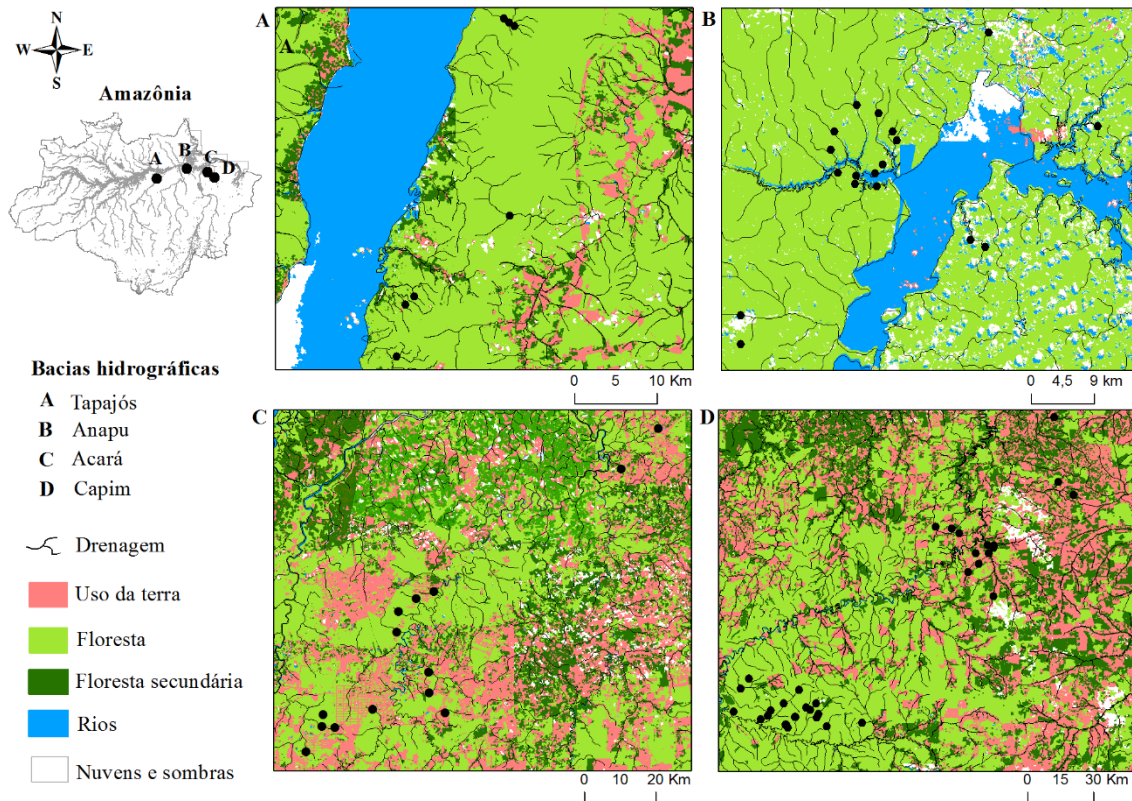


Figura 1: Área de estudo contendo 76 riachos distribuidos em quatro bacia hidrograficas da Amazônia Oriental e a distribuição do uso da terra. Uso da terra: representa todos os usos (p. ex: pastagem, agricultura e urbanização).

Desenho amostral e avaliação de peixes

Em cada riacho amostramos um trecho de 150m para realizar a coleta da assembleia de peixes que compôs a matriz resposta; variáveis características do habitat do riacho, que são as “variáveis da escala local”, resumidamente chamadas de variáveis “locais”. Em cada microbacia, foram obtidas as “variáveis naturais da bacia hidrográfica” para representar a heterogeneidade ambiental natural nessa escala, resumidamente chamada de variáveis da “bacia”. As “variáveis do uso da terra” foram obtidas em toda microbacia e em buffers de 30m, 60m e 90m ao longo da drenagem, sendo chamadas de variáveis de “uso da terra” (Tabela 1).

A amostragem ocorreu uma vez em cada riacho, no período de seca entre 2014 e 2016. Em cada riacho, o trecho de 150m foi dividido em 10 secções longitudinais de 15m, através de 11 transecções. Para a amostragem da ictiofauna usamos rede de mão circular com 55mm de diâmetro e 2mm de malha. O esforço de amostragem foi de 18 minutos com dois coletores por cada secção longitudinal, totalizando 3h por cada riacho. Os peixes coletados foram anestesiados usando solução de Eugenol segundo as diretrizes do Conselho Nacional de Controle de Experimentação Animal (CONCEA 2013). Os espécimes foram fixados em solução de formol e depois de 48h transferido para álcool a 70%. Em laboratório, os peixes foram identificados até o menor nível taxonômico possível e então depositados no Museu de Zoologia da Universidade Federal do Pará, Belém, PA. O Comitê de Ética da Universidade Federal do Pará aprovou a coleção e conservação dos peixes (CEUA nº 8293020418).

Variáveis ambientais

Variáveis locais

As variáveis locais são características da estrutura do habitat do riacho. O habitat de cada riacho foi caracterizado de acordo com a versão adaptada (Callisto et al. 2014) do protocolo para avaliação de riachos da *US Environmental Protection Agency* (Kaufmann et al. 1999; Peck et al. 2006). Foram obtidas as variáveis locais relacionadas a morfologia do canal (p. ex. largura e profundidade), substrato (p. ex. rocha e areia), tipos de fluxo (p. ex. corredeiras e piscinas), cobertura de vegetação ripária (p. ex. cobertura do dossel e estimativas ripárias), abrigo para peixes (p. ex. bancos de folha e serapilheira), sinuosidade e química da água (pH e OD) (Tabela 1, Suplementar 1).

Variáveis de uso da terra

O percentual de uso da terra foi obtido através de imagens de satélite do sensor *RapidEye* de 5m de resolução, disponibilizado pelo Ministério do Meio Ambiente do Brasil (MMA 2016) no período de 2014 a 2016. As imagens foram processadas através do *software* PCI v. 10.2, *Geomatics* v. 10 (PCI Geomatics 2009), e classificadas pelo *software eCognition v.9.0* (Trimble 2014) para obter a porcentagem de classes de uso da terra. As imagens foram classificadas sumarizando categorias semelhantes e representativamente dominantes de cobertura do solo e uso da terra da região.

As métricas de uso da terra foram quantificadas em quatro áreas (escalas) espaciais na microbacia e em buffers da área de drenagem a montante do trecho do riacho:

1) Pequena (S), limitada por *buffer* de 30m (contado a partir da borda até uma largura de 30m – coincidente com largura determinada como área de proteção pelo Código Florestal Brasileiro para riachos de até 10m de largura); 2) Média (M), *buffer* de 60 m (contado a partir da margem até uma largura de 60m), 3) Grande (L), *buffer* de 90m (contado a partir da margem até uma largura de 90m) e 4) Microbacia (T), área total acima dos 150m de amostragem (Tabela 1 e Figura 2). Esses métodos foram baseados em estudos similares realizados em bacias de drenagem no mundo (Richards et al. 1996; Wang et al. 1997; Lammert and Allan 1999; Wang et al. 2001b).

Variáveis naturais da bacia hidrográfica

As variáveis naturais da bacia hidrográfica foram obtidas em microbacias e são constituídas da média da inclinação, e dos tipos e densidade do solo. A inclinação foi obtida de cada célula *raster* na superfície imagem SRTM de 30m de resolução (*Shuttle Radar Topography Mission*-GLCF, 2017). Os tipos de solo foram obtidos no site do SoilGrids250m (https://soilgrids.org/#/?layer=TAXNWRB_250m&vector=1), que calcula da superfície da terra (0.00 de profundidade): percentual de argila, fragmentos de rochas (% em volume), percentual de silte (2-50 μm), percentual de areia (50-2000 μm) e densidade do solo (Kg/m^3). Esta última indica que, quanto mais elevada for a densidade, o solo será menos argiloso, menos poroso e, conseqüentemente, maiores serão as restrições para o crescimento do sistema radicular e desenvolvimento das plantas e também maior será sua degradação, se submetido a alteração ambiental (Kemper and Rosenau 1986; Tormena et al. 1998; Cunha et al. 2001) (Tabela 1).

Tabela 1: Variáveis locais (características do habitat de riacho); variáveis naturais da bacia hidrográfica obtidas na microbacia; e variáveis do uso do solo obtidas em quatro escalas espaciais da microbacia coletadas em 79 riachos de quatro bacias hidrográfica da Amazônia oriental.

| Tipo de informação | Códigos | Variáveis (unidade) | Escala |
|--|----------------|---|---------------|
| Local | | | |
| Morfologia do canal | | | |
| | ME | Média Distância Margens Escavadas (m) | Local |
| | PT | Média Profundidade Talvegue (cm) | Local |
| | AM | Média ângulo Margens (graus) | Local |
| | L/P | Razão Largura & Profundidade Seção | Local |
| Substrato | | | |
| | CF | Cascalho Fino (%) | Local |
| | SUB>16mm | Substrato > 16mm Diâmetro (%) | Local |
| | AR | Areia (%) | Local |
| | FN | Finos (%) | Local |
| | RF | Raízes Finas (%) | Local |
| | SF | Serapilheira Fina (%) | Local |
| | BF | Banco de Folhas (%) | Local |
| | MD | Madeira (%) | Local |
| | IM | Média Imersão (Canal + Margens) (%) | Local |
| | MO | Matéria Orgânica (%) | Local |
| Tipos de fluxo | | | |
| | CO | Corredeiras (%) | Local |
| | FS | Fluxo Suave (%) | Local |
| | PI | Qualquer Tipo de Piscina | Local |
| Cobertura da vegetação ripária/estimativa e cobertura do dossel | | | |
| | CR | Média Cobertura rasteira | Local |
| | DO | Média Dossel Canal (%) | Local |
| Abrigo para peixes | | | |
| | AB-BF | Média Abrigo - Banco de Folhas | Local |
| Sinuosidade | | | |
| | SIN | Sinuosidade Trecho | Local |
| Química da água | | | |

| | | | |
|--------------------------|-----|---|---|
| | pH | pH | Local |
| | OD | OD (mg/L) | Local |
| Uso da terra | | | |
| Uso da terra | | | |
| | UR | Uso urbano (%) | Buffers com uso da terra_30 (S), Uso da terra_60 (M), uso da terra_90 (L), uso da terra na área da microbacia (T) |
| | PAS | Uso por pasto (%) | |
| | CRO | Uso por agricultura (%) | |
| Naturais da bacia | | | |
| Inclinação | | | |
| | IN | Média da inclinação | Área da microbacia |
| Solo | | | |
| | ARG | Média de argila (%) | Área da microbacia |
| | FRO | Média de fragmentos de rocha (%) | Área da microbacia |
| | SIT | Média de silte (%) | Área da microbacia |
| | ARB | Média de areia (%) | Área da microbacia |
| | DS | Média de densidade do solo (Kg/m ³) | Área da microbacia |

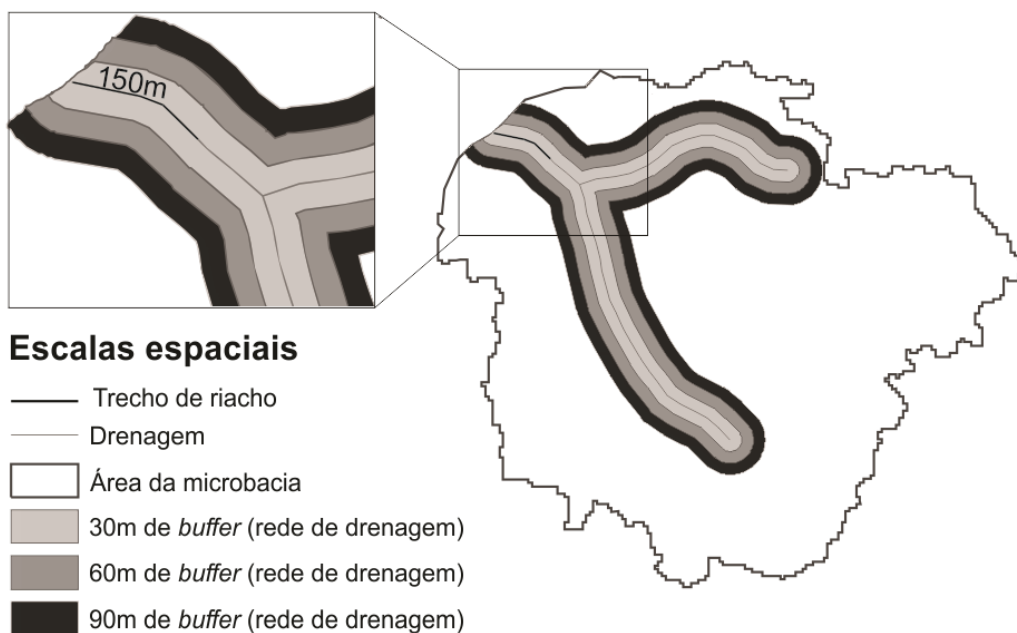


Figura 2 - Esquema que mostra as diferentes escalas espaciais de onde foram quantificados os tipos de uso da terra nas microbacias de quatro bacias hidrográficas da Amazônia Oriental.

Análises estatísticas

As variáveis locais passaram por um processo de seleção para obter aquelas mais representativas da heterogeneidade natural das microbacias e do uso da terra. Em uma primeira etapa foram retiradas as métricas (i) com baixa variação (coeficientes de variação $< 10\%$), (ii) que possuem valores iguais a zero em $> 80\%$ das amostras e (iii) e aquelas variáveis que possuem informações semelhantes, através de correlações de *Spearman* ($r \geq 0,70$). Na segunda etapa, foi realizada uma análise de componentes principais (PCA) com as variáveis locais restantes padronizadas, pois não estavam dimensionalmente homogêneas (Legendre and Legendre 2012), sendo selecionadas aquelas com maior associação a variação dos dados através de *loadings* acima de 25, até o terceiro eixo de variação acumulada.

Um particionamento de variância (baseado em RDA) foi realizado para tentar identificar qual é a influência da matriz de variáveis locais, uso do solo e variáveis naturais da bacia, sobre a estrutura de assembleia de peixes, considerando também o efeito da variação espacial e biogeográfica. Estes dois últimos fatores foram avaliados para verificar previamente os efeitos das variáveis naturais de larga escala sobre a distribuição das assembleias de peixes, uma vez que as bacias hidrográficas avaliadas são de centro de endemismos diferentes (Da Silva et al. 2005). Uma vez justificada estas influências naturais, esses efeitos serão retirados para restringir e melhor avaliar os efeitos das variáveis do uso da terra sobre a estrutura dessa biota.

A partição de variância foi utilizada para testar se existiram efeitos diferenciados (separado e compartilhado) de cada matriz ambiental e espacial sobre as variações da assembleia de peixes, descrita através de um R^2 ajustado (Peres-Neto et al. 2006). A influência do ambiente e espaço foram avaliados devido extensão espacial da Amazônia que influencia nas diferentes condições de distribuição das espécies. Cada matriz ambiental foi composta de: 1) variáveis explanatórias locais, 2) uso da terra, 3) variáveis naturais da bacia hidrográfica junto com fatores biogeográficos e 4) espaço, representado por filtros espaciais calculados pelo PCNM de dados da latitude e longitude de cada riacho, escolhidos pelo método *forward* (Legendre et al. 1997; Borcard et al. 2004; Dray et al. 2006; Legendre and Legendre 2012) (Figura 3). Para testar os níveis de significância dos componentes no modelo, foram aplicados testes de análises de variância (ANOVA) com 999 permutações. Eixos de PCs foram escolhidos como matrizes por retirar a colinearidade das variáveis (pressuposto do RDAP), e ainda conseguir representar os

padrões de dados das variáveis locais (variação acumulada até 3º eixo: 48,0%) e de uso da terra (variação acumulada até 3º eixo: 97,5%) (Figura 3).

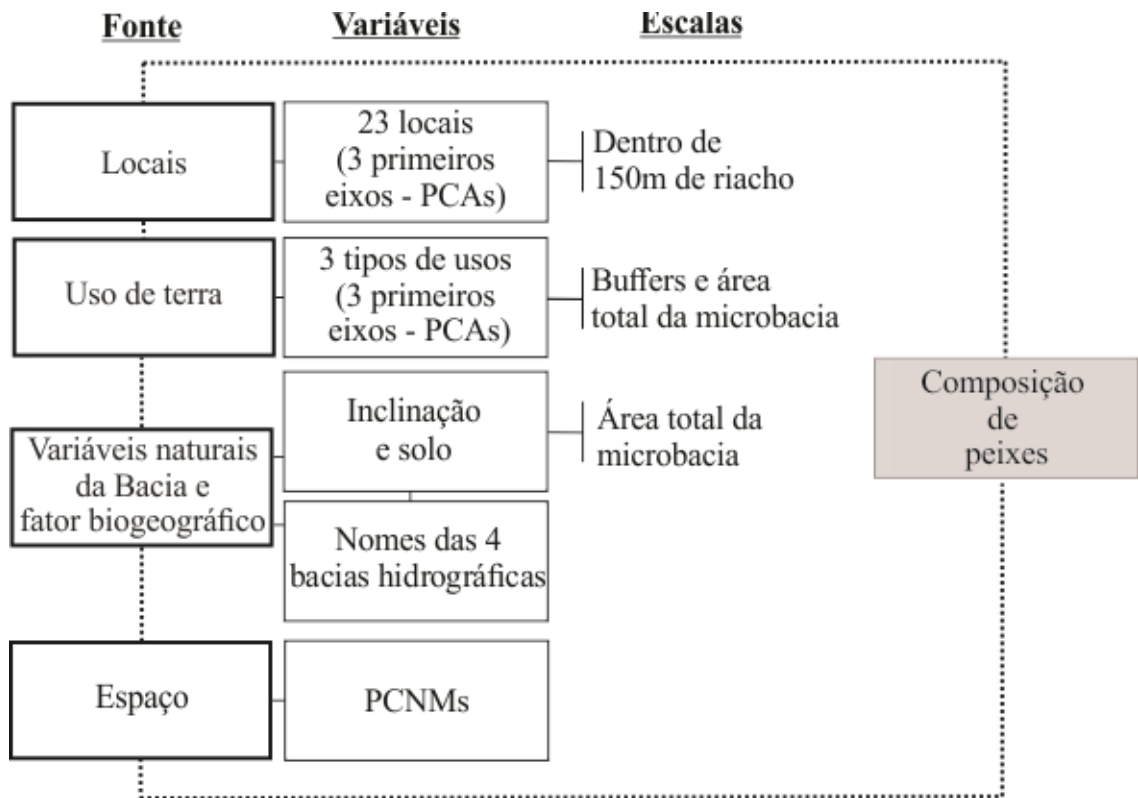


Figura 3: Modelo gráfico exibindo as variáveis ambientais que compuseram as quatro matrizes usadas no RDAP.

Com o interesse de verificar a influência restrita dos efeitos das variáveis ambientais (locais, uso da terra e da bacia) sobre estrutura das assembleias de peixes, foram retirados os resíduos do efeito do espaço e categorias biogeográficas. Para isso, uma ANOVA foi realizada para saber se informações da bacia hidrográfica (variáveis naturais da bacia e fatores biogeográficos) e os filtros espaciais apresentaram autocorrelação espacial, caso significativo, foram retirados os resíduos associados, restando uma matriz biótica que responde somente aos efeitos das variáveis ambientais desejadas.

Com essa nova matriz biótica, foi realizada uma regressão múltipla pela rotina distLM (*Distance-based linear model*) (Anderson et al. 2008) para verificar: 1) Qual é a influência das variáveis locais, da bacia e uso da terra sobre a estrutura de assembleia de

peixes? 2) Quais escalas detectaram a maior influência do uso da terra nessas assembleias? Essa rotina testou a hipótese nula de ausência de relação entre dados de composição de peixes com as variáveis ambientais juntas instaladas no modelo (local, uso e bacia). A matriz biótica foi composta de uma matriz de semelhança da composição usando o coeficiente *Bray-Curtis* de dados transformados ($\log X + 1$). A matriz ambiental foi composta de: 1) 16 variáveis locais escolhidas segundo os maiores *loadings* no PCA, junto com 2) 12 variáveis de uso da terra de todos os *buffers* e da área total da microbacia e 3) 7 variáveis da bacia hidrográfica (tipos de solo superficial, densidade do solo e inclinação). Para remover o efeito de diferentes unidades, as variáveis ambientais foram padronizadas (Legendre & Legendre, 2012).

Utilizamos o método de seleção *forward* (Blanchet et al. 2008) e os critérios de seleção de modelos AIC (Akaike 1973) para produzir um modelo que inclua as variáveis abióticas do maior poder explicativo da variação na composição das assembleias. O *distLM* apresenta o teste sequencial em que o resultado indica qual variável, em ordem (local, uso do solo ou da bacia), tem o poder de explicar a variação da composição do conjunto de dados, quando somada ao conjunto das variáveis preditoras ($p < 0,05$). Em seguida, foi realizada uma regressão multivariada baseada em *dbRDA* (*Distance-based redundancy analysis*), que é a ordenação na qual a figura apresenta o modelo reduzido descrito em *distLM*, produzindo eixos que são diretos, linear e significativamente relacionados a variáveis preditoras (Anderson et al. 2008). Foram exibidas também as espécies de peixes mais correlacionadas ($r > 0,50$) ao conjunto de dados ordenados.

Para verificar a influência do desmatamento na estrutura das assembleias de peixes dos riachos, foram determinados três níveis de desmatamento das microbacias dentro do intervalo de 0 a 100%, exibidos nos agrupamentos formados no *dbRDA*. Os grupos foram divididos em microbacias “florestadas”; “intermediárias” e “desmatadas”, dessa forma: microbacias entre 80 e 100% de floresta na área total foram consideradas “Florestadas”; microbacias entre 50 a 80% de floresta foram consideradas “intermediárias”; e microbacias entre 0 a 50% de floresta foram consideradas “desmatadas”.

RESULTADOS

Ictiofauna

Os 76 riachos das quatro bacias apresentaram um total 125 espécies de peixes (29.261 espécimes), distribuídas em sete ordens, com maior riqueza para Characiformes (29), Siluriformes (27) e Gymnotiformes (22); e 29 famílias, com maior riqueza para Characidae (22), Cichlidae e Hypopomidae (13) (Tabela S2).

Seleção de variáveis

Na primeira etapa de seleção de métricas locais, restaram 23 variáveis características da estrutura do habitat de riachos. Em uma segunda etapa foram escolhidas 16 através dos PCs com *loadings* acima de 25, presentes até o terceiro eixo (variação acumulada: 48%) (Tabela 2 e 3).

Tabela 2: PCs até o 3° eixo mostrando o autovalor, o percentual de variação individual e acumulado para as 23 variáveis locais e de uso da terra das quatro escalas espaciais. **Negrito:** Maior valor de variação acumulada até o 3° eixo. Os escores até o terceiro eixo foram usados como matriz ambientais para variáveis locais e de uso da terra nas análises de RDAP e usado como critérios limite de escolha das variáveis locais usados nas análises de distLM e dbRDA.

| | PC | Autovalores | % Variação | % Variação Acumulada |
|---------------------|----|-------------|------------|----------------------|
| Local | 1 | 5,1 | 22,2 | 22,2 |
| | 2 | 3,76 | 16,3 | 38,5 |
| | 3 | 2,18 | 9,5 | 48,0 |
| Uso da terra | 1 | 10,3 | 85,5 | 85,5 |
| | 2 | 0,985 | 8,2 | 93,8 |
| | 3 | 0,444 | 3,7 | 97,5 |

Tabela 3: Resultados do PCA com 23 variáveis locais (primeira etapa de seleção). Em negrito estão as 16 variáveis locais (segunda etapa) com os *loadings* acima de 25.

| Variáveis | PC1 | PC2 | PC3 |
|--------------------|---------------|---------------|--------|
| CF | -0,004 | 0,255 | -0,255 |
| SUB>16mm | -0,046 | 0,264 | -0,129 |
| AR | -0,273 | 0,160 | -0,059 |
| FN | -0,054 | -0,129 | -0,048 |
| RF | 0,040 | 0,183 | 0,185 |
| SF | -0,102 | -0,134 | 0,147 |
| BF | 0,352 | 0,086 | -0,019 |
| MD | 0,228 | -0,304 | -0,103 |

| | | | |
|------------------|---------------|---------------|---------------|
| IM | -0,241 | -0,096 | -0,069 |
| MO | 0,398 | 0,070 | -0,007 |
| AB-BF | 0,396 | 0,009 | -0,012 |
| ME | -0,061 | 0,175 | -0,470 |
| PT | 0,069 | -0,349 | -0,232 |
| AM | -0,043 | -0,020 | -0,581 |
| L/P | 0,230 | 0,303 | -0,006 |
| CO | -0,279 | 0,070 | -0,139 |
| FS | 0,252 | -0,173 | 0,013 |
| PI | 0,005 | 0,259 | 0,375 |
| SIN | 0,257 | 0,261 | -0,150 |
| DO | 0,157 | 0,074 | -0,210 |
| CR | 0,077 | -0,246 | 0,004 |
| pH | 0,176 | -0,342 | -0,039 |
| OD (mg/L) | -0,162 | -0,244 | -0,004 |

Variáveis locais, da bacia, uso da terra e estrutura da biota

O particionamento da variância mostrou que as variáveis preditoras explicaram 39% da variação da composição de peixes (Figura 4). As variáveis naturais da bacia foram as que mais explicaram essa variação (Bacia = 0,07, $p = 0,001$), seguida das variáveis locais (Local = 0,02, $p = 0,001$), e espaço (PCNMs = 0,02, $p = 0,001$). O uso da terra não apresentou uma explicação significativa na estruturação das assembleias de peixes (uso da terra = 0,01, $p > 0,05$). O espaço e características da bacia (espaço e bacia) explicam mais as características locais do que o uso da terra (Figura 4).

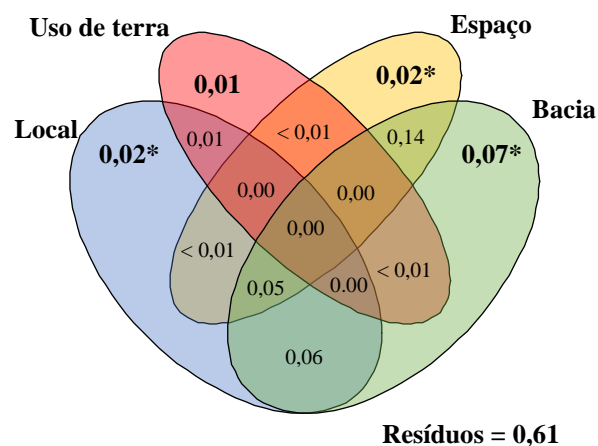


Figura 4: Diagrama de *Venn* exibiu a explicação exclusiva e compartilhada das variáveis ambientais (local, bacia e uso da terra) e do espaço na estruturação das assembleias de peixes em quatro bacias da Amazônia Oriental. Onde, Local - variação explicada pela matriz local (variáveis características da estrutura do habitat de riachos); Uso da terra -

variação explicada pela matriz de uso da terra (agricultura, pasto e urbanização de *buffers* de drenagem e da microbacia); espaço - Variação explicada pela matriz de espaço (filtros ambientais); bacia - Variação explicada pela matriz das variáveis naturais da bacia (características de solo e categorias de bacias hidrográficas); e Resíduo - Variação não explicada. * $p < 0,05$.

O modelo distLM selecionou 19 variáveis com maior poder de explicação da variação dos dados de peixes. Essas variáveis explicam a metade da variação dos dados ($R^2 = 0,50$ do modelo ajustado). Destas, quatro são usos da terra presente em distintas escalas (p. ex. PAS_S: pasto no *buffer* de 30m, PAS_L: pasto no *buffer* de 60m, UR_T : urbanização na escala da microbacia total e AGR_T: agricultura na escala de microbacia total), quatro são naturais da bacia (ARG: média de argila, DS: média da densidade do solo, ARB: média do percentual de areia, INB: média de inclinação) e 11 são locais (p. ex. ME: Média da distância das margens escavadas; MO: matéria orgânica (%); SIN: Sinuosidade do trecho; PT: Média profundidade talvegue (cm); AR: Areia (%); FS: Fluxo suave (%); INR: Inclinação do riachos; BF: Banco de Folhas (%); AM: Média do ângulo das margens; CO: Corredeiras e MD: Madeira (%)(Tabela 4).

Tabela 4: Teste sequencial do modelo ajustado do distLM para obter as variáveis das distintas escalas espaciais, naturais e antrópicas, com maior poder preditivo de explicação na estrutura das assembleias de peixes de quatro bacias da Amazônia Oriental. AIC = 574 e $R^2 = 0,50$. Prop = Proporção de explicação individual da variável; Cumul = Proporção de explicação acumulada. Onde Local: variáveis locais, Bacia: variáveis da bacia e Uso: uso da terra; * $p < 0,05$.

| Grupo | Variáveis | AIC | SS (trace) | Pseudo-F | P | Prop. | Cumul. |
|-------|-----------|-----|------------|----------|-------|-------|--------|
| Local | ME | 586 | 13551 | 6,229 | 0,00* | 0,08 | 0,08 |
| Local | MO | 583 | 11302 | 55,118 | 0,00* | 0,06 | 0,14 |
| Bacia | ARG | 581 | 6520 | 32,792 | 0,00* | 0,04 | 0,18 |
| Local | SIN | 580 | 5777 | 29,853 | 0,00* | 0,03 | 0,21 |
| Local | PT | 579 | 5012 | 26,505 | 0,00* | 0,03 | 0,24 |
| Bacia | DS | 579 | 4382 | 23,621 | 0,00* | 0,03 | 0,27 |
| Uso | PAS_L | 578 | 4679 | 25,799 | 0,00* | 0,03 | 0,29 |
| Local | AR | 577 | 4337 | 24,421 | 0,00* | 0,02 | 0,32 |
| Bacia | ARB | 577 | 3891 | 22,312 | 0,01* | 0,02 | 0,34 |
| Bacia | INB | 576 | 3274 | 19,032 | 0,02* | 0,02 | 0,36 |
| Local | FS | 576 | 3234 | 19,061 | 0,01* | 0,02 | 0,38 |

| | | | | | | | |
|-------|-------|-----|------|--------|-------|------|------|
| Local | INR | 576 | 3247 | 19,418 | 0,02* | 0,02 | 0,40 |
| Local | BF | 575 | 3450 | 20,991 | 0,01* | 0,02 | 0,42 |
| Uso | PAS_S | 575 | 2926 | 18,034 | 0,07 | 0,02 | 0,43 |
| Local | AM | 575 | 2931 | 18,312 | 0,03* | 0,02 | 0,45 |
| Uso | AGR | 575 | 2783 | 17,606 | 0,06 | 0,02 | 0,47 |
| Local | CO | 574 | 2734 | 1,752 | 0,05 | 0,02 | 0,48 |
| Uso | UR_S | 574 | 2489 | 16,121 | 0,07 | 0,01 | 0,50 |
| Local | MD | 574 | 2447 | 16,011 | 0,08 | 0,01 | 0,51 |

Os dois eixos do dbRDA explicaram 48,1% da variação do modelo ajustado e 19,9% do total da variação da composição de peixes dos riachos das quatro bacias. O primeiro eixo apresentou o maior poder de explicação do modelo (23,8% do modelo ajustado e 16,64% da variação total), seguido do segundo eixo (17,3% da explicação do modelo e 8,8% da variação total) (Figura 5).

Em relação ao percentual de desmatamento na microbacia total, os riachos se separaram em três grupos: O Grupo 1 (quadrante inferior direito), com microbacias mais florestadas (80-100% de floresta na microbacia). O Grupo 2 (quadrante inferior esquerdo) com microbacias mais florestadas (80-100% de floresta na microbacia) e intermediárias (80-100%) e o Grupo 3 (quadrante superior direito) com riachos de microbacias mais desmatadas (>50% desmatada) (Figura 5).

O Grupo 1 (microbacias florestadas) foi composto por riachos da Bacia do Capim e Acará que apresentaram menor densidade do solo (DS). Foram configurados por uma estrutura do habitat de canal mais sinuoso (SIN) e de margens angulosa (AM) e escavada (ME). Estes riachos foram mais relacionados a *Denticetopsis epa* (*Dent*) (Figura 5).

O Grupo 2 foi composto por todos os riachos da Bacia do Tapajós (microbacias florestadas), e da Bacia de Anapu (microbacias florestadas e intermediárias), além de alguns riachos do Capim e Acará (microbacias florestadas e intermediárias). Em geral, apresentam características da estrutura do habitat influenciados por uma microbacia mais argilosa (ARG), menor densidade do solo (DS), menor ângulo das margens (AM), menos margens escavadas (ME) e de substratos com mais bancos de folhas (BF), detritos de madeira (MD) e matéria orgânica (MO). Esse grupo foi oposto a presença de uso da terra das distintas escalas (Figura 5).

Oposta a essas características do Grupo 1) e 2), o Grupo 3) foi constituído, principalmente por riachos de microbacias desmatadas (0-50% de floresta na microbacia) (Figura 5). Composto principalmente por riachos da bacia do Capim, que apresentam microbacias com maior densidade do solo (DS), riachos com margens mais inclinadas

(AM) e canais menos sinuosos (SIN), e mais arenosos (AR), com menos detritos de madeiras (MD) e bancos de folhas (BF). Esses riachos foram associados ao uso da terra de diferentes escalas espaciais da microbacia. Em ordem de maior influência, foram mais associados ao uso por pasto no buffer de 90m e ao urbano e agricultura de toda a área da microbacia. Esse grupo foi muito correlacionado as espécies como *Nannostomus trifasciatus* (Ntri) e *Gymnorhamphichthys petiti* (Gpet), *Pyrrhulina aff. brevis* (Pbre), *Iguanodectes rachovii* (Irac) (Figura 5).

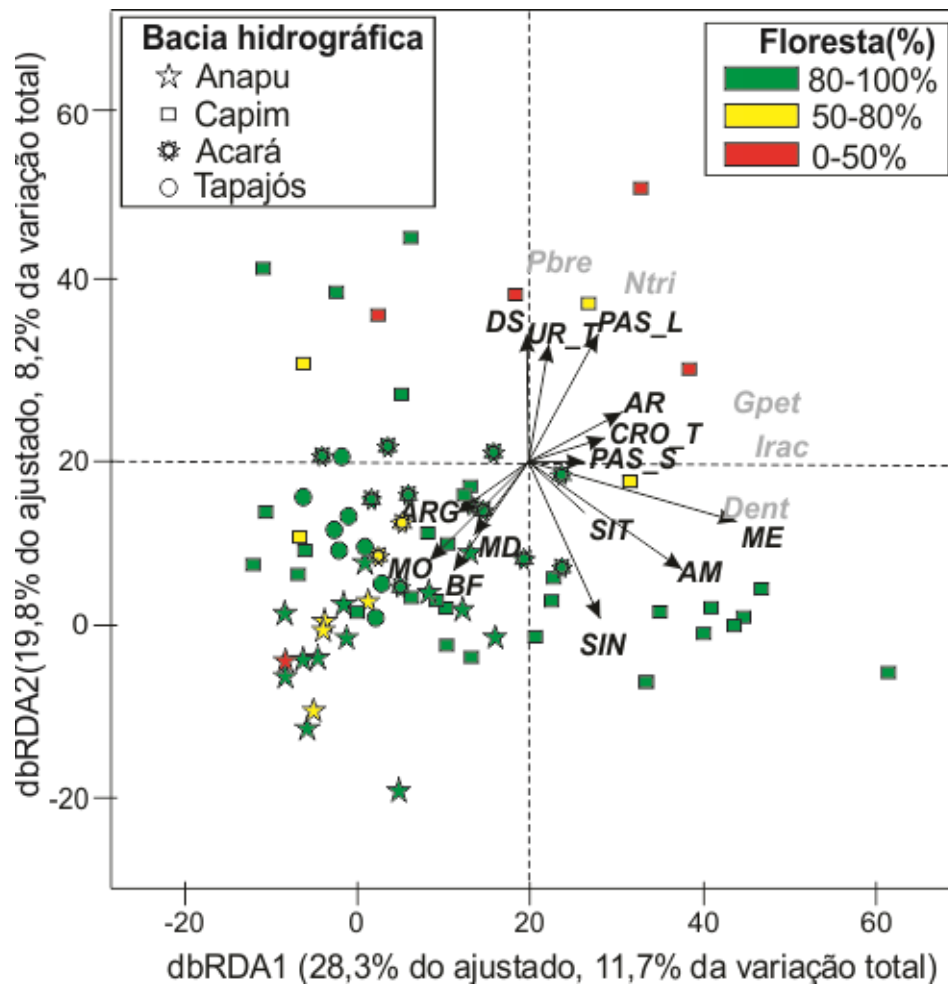


Figure 5: O gráfico do dbRDA exibe a distribuição dos dados de peixes de acordo com as variáveis (locais, da bacia hidrográfica e de uso da terra) de maior poder explicativo selecionadas no modelo distLM. Variáveis ambientais foram escolhidas pelo *Forward* e melhor modelo pelo AIC. Código das espécies: *Pyrrhulina aff. brevis* (Pbre), *Nannostomus trifasciatus* (Ntri), *Gymnorhamphichthys rondoni* (Gpet), *Iguanodectes rachovii* (Irac), *Denticetopsis epa* (Dent).

DISCUSSÃO

Variáveis locais, da bacia, uso da terra e estrutura da biota

Ao considerar o efeito do espaço e de aspectos biogeográficos, vimos que o efeito do uso da terra não apresenta força para interferir na estrutura das assembleias. Além disso, verificamos que tanto o espaço quanto os aspectos biogeográficos são os maiores estruturadores das variáveis locais. Tudo isso ocorre pois em ampla escala espacial, a distribuição dessas espécies é afetada mais por barreiras geográficas de dispersão e diferentes condições ambientais naturais elevando o *turnover* nessa região (Dambros et al. 2017) do que pela distribuição e a magnitude do uso da terra destas bacias. Como consequência disso, em geral, as variáveis locais e assembleia de peixes associadas têm mais influência de características naturais da bacia do que antropogênicas. Porém, quando retirados esses efeitos biogeográficos e espaciais, verificamos no dbRDA que além da influência de algumas características naturais da bacia, foi identificada também a atuação do uso da terra em riachos que apresentam microbacias muito desmatadas. Portanto, sem os efeitos espaço-biogeográficos, foi corroborada nossa hipótese de que as assembleias de peixes estão estruturadas, intermediadas pela configuração do habitat local, por influências de características naturais das bacias hidrográficas e pelo uso da terra de diferentes escalas espaciais.

Isso nos indica que, dependendo das condições ambientais da bacia hidrográfica, o ecossistema de riacho pode ser influenciado por diferentes fatores (naturais e antrópicos), devendo ser avaliado as condições particulares de cada bacia para se ter respostas específicas que serviriam para o manejo e conservação de cada região. Por exemplo, em bacias hidrográficas conservadas da Amazônia, foi identificada a influência de características naturais da bacia de ampla escala espacial (p. ex. altitude e inclinação) sobre as variáveis locais do riachos (p. ex. velocidade da água, sedimento e morfologia do canal) (Benone et al. 2017), enquanto que em bacias alteradas foi identificado a influência do uso da terra de diferentes escalas espaciais nas variáveis locais (p. ex. morfologia do canal) e na estrutura funcional e riqueza de peixes (Leitão et al. 2018).

Nessa configuração diferenciada de distintas influências ambientais, vimos que a estrutura das assembleias de peixes das bacias Capim e Acará foram as que mais variaram sob a influência desse conjunto de características. Com diferentes níveis de desmatamento, essas bacias apresentaram a estrutura das características locais associadas, às vezes, mais por influências naturais da bacia, outras vezes, mais por influências do uso da terra de diferentes escalas, tendo riachos presentes nos três grupos. Quando presentes

no Grupo 1 (microbacias mais florestadas), os riachos dessas bacias tiveram espécie mais associadas (p. ex. *Denticetopsis epa*), que também já foi relacionada a riachos florestados em outros estudos (Ferreira et al. 2018), sugerindo que a estrutura dessas assembleias avaliadas aqui ainda está sob influência de uma paisagem florestada.

A montante dos riachos desse grupo, embora apresente uso na faixa de mata ciliar protegida por lei (30 metros), não contribuiu significativamente na estruturação local e das assembleias de peixes, que foram mais influenciadas por características naturais da bacia, como se espera em microbacia pouco desmatada, onde pequenas alterações ripárias são atenuadas pela maior conservação a montante (Steel et al. 2010). A interação das características naturais da bacia e locais se complementam para explicar essa estruturação natural da paisagem. Tal como o solo menos denso, ou seja, mais poroso, que melhora a infiltração e a aeração da água, capaz de reduzir a quantidade de escoamento e, portanto, a erosão (Jankauskas et al. 2008). Além disso, canais mais sinuosos, geralmente, são de áreas mais elevadas que, conseqüentemente, apresentam maior ângulo de margens e energia de fluxo. Isso pode explicar a maior presença de margens escavadas, favorecidas mais pela atuação natural da hidrodinâmica do riacho do que pelo uso (Galloway and Hobday 1996; Allan and Castillo 2007).

O Grupo 2 (riachos de microbacias florestadas e com desmatamento intermediário) embora tenha riachos com algum desmatamento na microbacia, a maioria são florestadas, como todas as microbacias do Tapajós, que estão dentro da Floresta Nacional de Tapajós, portanto, apresentando riachos mais conservados. A similaridade dos riachos de Tapajós com de outras bacias hidrográficas (p. ex. Capim, Acará e Anapu), sugere que embora estas tenham alterações, apresentam características locais ainda não perturbada, como por apresentar maior heterogeneidade de habitats para peixes (Harmon et al. 2004). Por exemplo, conter mais madeiras no canal que desempenham a função de dissipar a energia do fluxo, estabilizar as margens, formar piscinas, criando e mantendo a complexidade do habitat capaz de suportar grande biodiversidade (Benson and Magnuson 1992; Junqueira et al. 2016). Parte dessa estrutura local também pode ser um reflexo da influência geomorfológica em microbacias florestadas (p. ex. Anapu), onde a menor inclinação e sinuosidade do canal é relacionada a menor elevação da bacia que, geralmente, apresenta menor energia da água (Vannote 1980), favorecendo o aumento do aporte e acúmulo de folhas e madeira no riacho.

Dentro do Grupo 3 (riachos de microbacias desmatadas), os riachos do Capim e Acará foram associados mais a urbanização, pastagem e agricultura. Estudos em outras

bacias indicam que sem o manejo adequado, essas atividades removem a cobertura ripária da rede de drenagem e a floresta a montante na bacia, capazes de refletir na estrutura do habitat local (Allan 2004; Leal et al. 2016) e consequentemente na diferente estrutura de assembleia de peixes (Junqueira et al. 2016). O desmatamento diminui a quantidade de aporte de madeira e folhas no canal (Paula et al. 2011), e é capaz de aumentar o escoamento ao longo da bacia, desestabilizar e erodir margens, aumentar a sedimentação, homogeneizando a estrutura do riacho (Wang et al. 2001a; Allan and Castillo 2007; Haygarth et al. 2012; Hughes et al. 2014; Leitão et al. 2018). A sedimentação é um processo que altera a estrutura das assembleias de peixes, capaz de ameaçar até grupos funcionais (Bryce et al. 2010; Leitão et al. 2018). A maior densidade do solo pode estar contribuindo para essa degradação, uma vez que esse tipo de solo é susceptível a erosão quando exposto ao uso (Jankauskas et al. 2008). Essa medida deveria ser um dos aspectos para determinar áreas prioritárias para conservação em bacias hidrográficas, pois em uma mesma bacia hidrográfica (p. ex: Capim), o solo apresentou diferente capacidade de degradação. Roberts et al. (2016) dizem que como bacias hidrográficas apresentam diferentes características do solo capazes de promoverem a mobilização e o transporte de sedimentos e nutrientes, para diferentes práticas de uso do solo, deve-se considerar diferentes medidas de manejo da terra.

Não foi possível individualizar o causador específico de qual uso da terra está alterando as características locais dos riachos do Grupo 3, porém nossos resultados indicam que a concentração dessas atividades pode estar contribuindo para modificar a estrutura do habitat (p. ex. mais areia no canal, baixa heterogeneidade do habitat), favorecendo espécies mais adaptadas. A exemplo das espécies associadas a esse grupo, outros estudos encontraram *Nannostomus trifasciatus* (*Ntri*) mais abundante em riachos margeados por cultivos de palma do que em riachos florestados (Ferreira et al. 2018). Amplamente distribuída na América do Sul, *Gymnorhamphichthys rondoni* (*Gpet*), são espécies que vivem associadas ao substrato de areia, como outros do mesmo gênero, realizando forrageamento de presas (Zuanon et al. 2006), portanto dependente fortemente dos fundos arenosos para se alimentar (Tesk et al. 2014). *Iguanodectes rachovii* (*Irac*) apresentou maior constância (50% das amostras) em riachos de microbacias dominadas por agricultura na Amazônia Oriental (Corrêa et al. 2012). *Pyrrhulina aff. brevis* (*Pbre*), são espécies generalistas (Cardoso 2004), ou seja, em condições de alterações são capazes de retirar o máximo proveito dos recursos naturais disponíveis e tendo um amplo nicho ecológico. As condições ambientais desse Grupo 3, unidos aos aspectos de vida dessas

espécies e onde tipicamente foram encontradas, sugerem um habitat local menos complexo favorecido pelo uso da terra e as características da bacia.

Escalas espaciais e uso da terra

Nós encontramos evidências de que existe efeito do uso da terra na estrutura de assembleia de peixes que são dependentes das escalas espaciais em que o uso se encontra (Dala-Corte et al. 2016). As microbacias muito desmatadas apresentaram maior influência sobre a estrutura das assembleias de peixes através do uso presentes em diferentes escalas, mas com menor influência em *buffers* de 30m observados no dbRDA. Isso sugere que os usos acumulados dos *buffers* subsequentes têm maior variação de explicação na estrutura das assembleias do que somente nos *buffers* desmatados de 30m. Assim, acreditamos que nem os *buffers* de 30m, tão pouco de 60m ou 90m são suficientes para proteção desses ecossistemas de riacho. Portanto, é necessário para as bacias alteradas avaliar a influência do uso a nível de microbacia. Além disso, levar em consideração as várias dimensões dos *buffers* de influência para cada região, e também a magnitude e o tipo de usos. Como por exemplo, Frimpong et al. (2005), avaliando a influência do uso em diferentes larguras e comprimento de *buffers* sobre assembleias de peixes, identificaram que em riachos da região da Indiana-EUA, *buffers* de 30m por 600m foram os que mais predisseram essa biota. Van Sickle and Johnson (2008), identificaram na bacia do Rio Willamette (Oregon-EUA) que o uso da terra ao longo da rede de drenagem influenciou assembleias de peixes até 10km de drenagem, diminuindo aproximadamente a zero, quando próximo de 30m do canal. Portanto, como nossas bacias mais alteradas fazem parte de uma região intensamente desmatada da Amazônia, o “arco do desmatamento” (Valeriano et al. 2012), é necessário maior atenção para distribuição e magnitude de impacto do uso e consequentes alterações sobre os riachos e sua fauna.

Vimos que a distribuição dos usos foi desigual ao longo dessas microbacias, sendo encontrados a atuação deles em diferentes escalas. Dentre os usos mais atuantes, a agricultura e urbanização mostrou que tem maior influência, quando distribuída em toda microbacia, e pasto quando presente em *buffers* de 60m. Isso sugere que critérios de delimitação de áreas de proteção de riachos da Amazônia poderiam considerar a influência diferenciada dos tipos de uso por tamanho da área, ressaltando ser inapropriado a generalização de faixa de proteção ripária de 30m para proteger esses riachos e a sua biota. Leal et al. (2018) sugerem a reavaliação nas legislações brasileiras sobre proteção dos riachos e sua fauna, devendo considerar a influência do uso da terra sobre a biota de

riachos não somente na zona ripária, mas em toda bacia hidrográfica, pois foi encontrado alta taxa de *turnover* entre bacias e na mesma bacia influenciada pelo uso da terra, e também porque verificaram que pressões na escala da microbacia tiveram importância compatível como pressões na escala de drenagem sobre assembleias de peixes de bacias hidrográficas amazônicas.

CONCLUSÃO

A estrutura de assembleias de peixes de riachos que tem microbacias florestadas está sendo influenciada por características locais mais conservadas, influenciadas por aspectos naturais da bacia (p. ex. solo). Já a estrutura das assembleias de riachos com microbacias desmatadas apresentam influência de diferentes usos da terra de distintas escalas da microbacia, que interagem com características naturais da bacia, como a densidade do solo, e podem estar favorecendo a alteração da estrutura local.

A Amazônia apresenta bacias hidrográficas intensamente desmatadas que estão influenciando a estrutura local e biótica de riachos com longo histórico de uso da terra, como riachos da bacia do Capim. Através desses exemplos, corroborados por estudos recentes da região (Leal et al. 2016, Leitão et al. 2018), é sugerido que para proteger o habitat de pequenos riachos em bacias da Amazônia oriental, deve-se avaliar a influência de distintos usos de terra em diferentes partes da bacia, não apenas em faixas de 30m de drenagem como determinado pelo CFB.

AGRADECIMENTOS

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela bolsa de doutorado. Aos financiadores de projetos e provedores de logísticas: Fundação Amazônia de Amparo a Estudos e Pesquisas (FAPESPA) (003/2011, 085/2014 e 128/2014), CNPq (475611/2012-8 e 481015/2011-6), Fundação de Amparo e Desenvolvimento da Pesquisa (FADESP), Cikel e grupo Agropalma.

REFERÊNCIAS

- Akaike H (1973) Information theory and an extension of the maximum likelihood principle. *Int Symp Inf theory* 267–281. doi: 10.1007/978-1-4612-1694-0
- Allan J, Johnson L (1997) Catchment-scale analysis of aquatic ecosystems. *Freshw Biol* 37:107–111. doi: 10.1046/j.1365-2427.1997.00155.x
- Allan JD (2004) Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream

- ecosystems. *Annu Rev Ecol Evol Syst* 35:257–284. doi: 10.1146/annurev.ecolsys.35.120202.110122
- Allan JD, Castillo MM (2007) *Stream Ecology*. Springer Netherlands, Dordrecht
- Allan JD, Erickson DL, Fay J (1997) The influence of catchment land use on stream integrity across multiple spatial scales. *Freshw Biol* 37:149–161.
- Allan JD, Erickson DL, Fay J (1997) The influence of catchment land use on stream integrity across multiple spatial scales. *Freshw Biol* 37:149–161.
- Anderson MJ, Gorley RN, Clarke KR (2008) *PERMANOVA+ for PRIMER: Guide to Software and Statistical Methods*. 2008 214.
- Arnold CL, Gibbons CJ (1996) Impervious Surface Coverage: The Emergence of a Key Environmental Indicator. *J Am Plan Assoc* 62:243–258. doi: 10.1080/01944369608975688
- Behling H, da Costa ML (2000) Holocene Environmental Changes from the Rio Curuá Record in the Caxiuana Region, Eastern Amazon Basin. *Quat Res* 53:369–377. doi: 10.1006/qres.1999.2117
- Benone NL, Esposito MC, Juen L, et al (2017) Regional Controls on Physical Habitat Structure of Amazon Streams. *River Res Appl* 33:766–776. doi: 10.1002/rra.3137
- Benson BJ, Magnuson JJ (1992) Spatial heterogeneity of littoral fish assemblages in lakes - relation to species-diversity and habitat structure. *Can J Fish Aquat Sci* 49:1493–1500. doi: 10.1139/f92-165
- Blanchet FG, Legendre P, Borcard D (2008) Forward selection of explanatory variables. *Ecology* 89:2623–2632. doi: 10.1890/07-0986.1
- Borcard D, Legendre P, Avois-Jacquet C (2004) Dissecting the spatial structure of ecological data at multiple scales. *Ecology* 85:1826–1832.
- Bryce SA, Lomnický GA, Kaufmann PR (2010) Protecting sediment-sensitive aquatic species in mountain streams through the application of biologically based streambed sediment criteria. *J North Am Benthol Soc* 29:657–672. doi: 10.1899/09-061.1
- Bunn SE, Davies PM, Mosisch TD (1999) Ecosystem measures of river health and their response to riparian and catchment degradation. *Freshw Biol* 41:333–345.
- Burdon FJ, McIntosh AR, Harding JS (2013) Habitat loss drives threshold response of benthic invertebrate communities to deposited sediment in agricultural streams. *Ecol Appl* 23:1036–1047. doi: 10.1890/12-1190.1
- Burrell TK, O'Brien JM, Graham SE, et al (2014) Riparian shading mitigates stream eutrophication in agricultural catchments. *Freshw Sci* 33:73–84. doi:

10.1086/674180

- Callisto M, Alves CBM, Lopes JM, Castro MA (2014) Condições ecológicas em bacias hidrográficas de empreendimentos hidroelétricos. Companhia Energética de Minas Gerais (Cemig), Brasil, pp. 1–264.
- Cardoso VT (2004) A dieta de *Pyrrhulina brevis* (Characiformes : Lebiasinidae) varia entre igarapé e poças temporárias? *J Trop Ecol* 40:99–102.
- Carvalho FG, de Oliveira Roque F, Barbosa L, et al (2018) Oil palm plantation is not a suitable environment for most forest specialist species of Odonata in Amazonia. *Anim Conserv*. doi: 10.1111/acv.12427
- Conselho Nacional de Controle de Experimentação Animal. CONCEA. 2013. Diretrizes da prática de eutanásia do CONCEA, Brasília, Distrito Federal. http://www.mctic.gov.br/mctic/export/sites/institucional/institucional/concea/arquivos/legislacao/resolucoes_normativas/Resolucao-Normativa-n-37-Diretriz-da-Pratica-de-Eutanasia_site-concea.pdf Accessed 20 October 2018
- Corrêa JM, Gerhard P, Figueiredo. R de O (2012) Ictiofauna de igarapés de pequenas bacias de drenagem em área agrícola do Nordeste Paraense, Amazônia Oriental. *Rev Ambient Agua-An Interdiscip J Appl Sci* 4:57–65. doi: 10.4136/1980-993X
- Costa ML; Kern DC; Behling H & Borges MS (2002). *Geologia In: LISBOA, P. L. B. (Org). Caxiuanã: populações tradicionais, meio físico e diversidade biológica.* Belém, PA: Museu Paraense Emílio Goeldi, 179-205.
- Cunha TJF, Macedo JR, Ribeiro LP, et al (2001) Impacto Do Manejo Convencional Sobre Propriedades Físicas E Substâncias Húmicas De Solos Sob Cerrado. *Ciência Rural* 31:27–36. doi: 10.1590/S0103-84782001000100005
- Cunico AM, Ferreira EA, Agostinho AA, et al (2012) The effects of local and regional environmental factors on the structure of fish assemblages in the Pirapó Basin, Southern Brazil. *Landsc Urban Plan* 105:336–344. doi: 10.1016/j.landurbplan.2012.01.002
- Da Silva JMC, Rylands AB, Da Fonseca GAB (2005) The fate of the Amazonian areas of endemism. *Conserv. Biol.* 19:689–694.
- Dala-Corte RB, Giam X, Olden JD, et al (2016) Revealing the pathways by which agricultural land-use affects stream fish communities in South Brazilian grasslands. *Freshw Biol* 61:1921–1934. doi: 10.1111/fwb.12825
- Dambros CS, Morais JW, Azevedo RA, Gotelli NJ (2017) Isolation by distance, not rivers, control the distribution of termite species in the Amazonian rain forest.

- Ecography (Cop) 40:1242–1250. doi: 10.1111/ecog.02663
- Dray S, Legendre P, Peres-Neto PR (2006) Spatial modeling: a comprehensive framework for principal coordinate analysis of neighbor matrices ({PCNM}). *Ecol Modell* 196:483–493. doi: 10.1016/j.ecolmodel.2006.02.015
- Albuquerque FM, Souza BE, Oliveira CF M, Souza Júnior AJ (2010) Precipitação nas mesorregiões do estado do Pará: climatologia, variabilidade e tendências nas últimas décadas (1978-2008). *Rev Bras Climatol* 6:151–168. doi: 10.5380/abclima.v6i0.25606
- Embrapa, Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (2005). Documentos 230. Caracterização e Classificação dos Solos do Município de Tailândia, Estado do Para. Embapa, Amazônia Oriental.
- Ferreira MC, Begot TO, da Silveira Prudente B, et al (2018) Effects of oil palm plantations on habitat structure and fish assemblages in Amazon streams. *Environ Biol Fishes* 101:547–562. doi: 10.1007/s10641-018-0716-4
- Frimpong EA, Sutton TM, Lim KJ, et al (2005) Determination of optimal riparian forest buffer dimensions for stream biota; landscape association models using multimetric and multivariate responses. *Can J Fish Aquat Sci* 62:1–6. doi: 10.1139/f05-020
- Frissell CA, Liss WJ, Warren CE, Hurley MD (1986) A hierarchical framework for stream habitat classification: Viewing streams in a watershed context. *Environ Manage* 10:199–214. doi: 10.1007/BF01867358
- Harding JS, Benfield EF, Bolstad P V, et al (1998) Stream biodiversity: the ghost of land use past. *Proc Natl Acad Sci U S A* 95:14843–14847. doi: 10.1073/pnas.95.25.14843
- Harmon ME, Franklin JF, Swanson FJ, et al (2004) Ecology of Coarse Woody Debris in Temperate Ecosystems. *Adv. Ecol. Res.* 34:59–234.
- Hawkins CP, Kershner JL, Bisson PA, et al (1993) A Hierarchical Approach to Classifying Stream Habitat Features. *Fisheries* 18:3–12. doi: 10.1577/1548-8446(1993)018<0003:ahatcs>2.0.co;2
- GLCF (2017) *Shuttle Radar Topography Mission (SRTM)* <http://glcf.umd.edu/data/srtm/>
Accessed November 2018
- Haygarth PM, Page TJC, Beven KJ, et al (2012) Scaling up the phosphorus signal from soil hillslopes to headwater catchments. *Freshw Biol* 57:7–25. doi: 10.1111/j.1365-2427.2012.02748.x
- Hughes RM, Dunham S, Maas-Hebner KG, et al (2014) A Review of Urban Water Body Challenges and Approaches: (1) Rehabilitation and Remediation. *Fisheries* 39:18–

29.

- Hyatt TL, Naiman RJ (2001) The Residence Time of Large Woody Debris in the Queets River, Washington, USA. *Ecol Appl* 11:191. doi: 10.2307/3061066
- Hynes HBN (1975) The stream and its valley. *Verhandlungen des Int. Verein Limnol.* 19:1–15.
- Jankauskas B, Jankauskienė G, Fullen MA (2008) Soil erosion and changes in the physical properties of Lithuanian Eutric Albeluvisols under different land use systems. *Acta Agric Scand Sect B - Plant Soil Sci* 58:66–76. doi: 10.1080/09064710701214379
- Junqueira NT, Macedo DR, Souza RCR de, et al (2016b) Influence of environmental variables on stream fish fauna at multiple spatial scales. *Neotrop Ichthyol.* doi: 10.1590/1982-0224-20150116
- Kaufmann PR, Levine P, Robison EG, et al (1999) Quantifying Physical Habitat in Wadeable Streams. EPA/620/R-99/003 US Environ Prot Agency, Washington, DC 130. doi: EPA/620/R-99/003
- Kemper WD and Rosenau RC (1986) Aggregate stability and size distribution. In: Klute, A. Ed., *Methods of soil analysis. Part 1. Agronomy Monograph 9. 2nd ed.*, Madison, Wisconsin, 425-442.
- Lammert M, Allan J (1999) Environmental auditing: Assessing Biotic Integrity of Streams: Effects of Scale in Measuring the Influence of Land Use/Cover and Habitat Structure on Fish and Macroinvertebrates. *Environ Manage* 23:257–270. doi: 10.1007/s002679900184
- Leal CG, Barlow J, Gardner TA, et al (2018) Is environmental legislation conserving tropical stream faunas? A large-scale assessment of local, riparian and catchment-scale influences on Amazonian fish. *J Appl Ecol* 55:1312–1326. doi: 10.1111/1365-2664.13028
- Leal CG, Pompeu PS, Gardner TA, et al (2016) Multi-scale assessment of human-induced changes to Amazonian instream habitats. *Landsc Ecol* 31:1725–1745. doi: 10.1007/s10980-016-0358-x
- Legendre P, Galzin RG, Harmelin-Vivien ML (1997) Relating behavior to habitat: Solutions to the fourth-corner problem. *Ecology* 78:547–562. doi: 10.1890/0012-9658(1997)078[0547:RBTHST]2.0.CO;2
- Legendre P, Legendre L (2012) *Numerical Ecology.*
- Leitão RP, Zuanon J, Mouillot D, et al (2018) Disentangling the pathways of land use

- impacts on the functional structure of fish assemblages in Amazon streams. *Ecography (Cop)* 41:219–232. doi: 10.1111/ecog.02845
- Lima AMM de, Ponte MX (2012) Dinâmica da Paisagem da Bacia do Rio Capim-PA. *Rev Bras Geogr Física* 01:127–142.
- Lorenz AW, Feld CK (2013) Upstream river morphology and riparian land use overrule local restoration effects on ecological status assessment. *Hydrobiologia* 704:489–501. doi: 10.1007/s10750-012-1326-3
- Marzin A, Verdonschot PFM, Pont D (2013) The relative influence of catchment, riparian corridor, and reach-scale anthropogenic pressures on fish and macroinvertebrate assemblages in French rivers. *Hydrobiologia* 704:375–388. doi: 10.1007/s10750-012-1254-2
- Mendonça FP, Magnusson WE, Zuanon J (2005) Relationships between Habitat Characteristics and Fish Assemblages in Small Streams of Central Amazonia. *Copeia* 2005:751–764. doi: 10.1643/0045-8511(2005)005[0751:RBHCAF]2.0.CO;2
- MMA-Ministério do Meio Ambiente (2016) Geo Catálogo. Acesso 2016 <http://geocatalogo.mma.gov.br/> Accessed June 2017
- Montag LFA, Barthem RB (2006). Estratégias de Conservação em comunidades de Peixes da Bacia de Caxiuanã (Melgaço/PA): Um Lago Antigo a ser Comparado com Represas Novas. *Bol Soc Bras Ictiol*
- Montag LF a, Freitas TMS, Wosiacki WB, Barthem RB (2008) Os peixes da Floresta Nacional de Caxiuanã (municípios de Melgaço e Portel , Pará - Brasil). *Bol Mus Para Emílio Goeldi, Ciências Nat* 3:11–34.
- Mori GB, de Paula FR, de Barros Ferraz SF, et al (2015) Influence of landscape properties on stream water quality in agricultural catchments in Southeastern Brazil. *Ann Limnol - Int J Limnol* 51:11–21. doi: 10.1051/limn/2014029
- Nava-López MZ, Diemont SAW, Hall M, Ávila-Akerberg V (2016) Riparian Buffer Zone and Whole Watershed Influences on River Water Quality: Implications for Ecosystem Services near Megacities. *Environ Process* 3:277–305. doi: 10.1007/s40710-016-0145-3
- Nerbonne BA, Vondracek B (2001) Effects of local land use on physical habitat, benthic macroinvertebrates, and fish in the Whitewater River, Minnesota, USA. *Environ Manage* 28:87–99. doi: 10.1007/s002670010209
- Oliveira LL, Fontinhas RL, Lima AMM, Lima RJS (2002) Mapas dos parâmetros

- climatológicos do Estado do Pará: umidade, temperatura e insolação, médias anuais. Anais do XIII Congresso Brasileiro de Meteorologia. Sociedade Brasileira de Meteorologia, Fortaleza <http://www.cbmet.com/cbmfiles/22-762cad766c70d3a4452c4afd29decb7b.doc> Accessed 05 Dec 2018
- Osmundson DB, Ryel RJ, Lamarra VL, Pitlick J (2002) Flow-sediment-biota relations: Implications for river regulation effects on native fish abundance. *Ecol Appl* 12:1719–1739. doi: 10.1890/1051-0761(2002)012[1719:FSBRIF]2.0.CO;2
- Parrotta J a, Francis JK, de Almeida RR (1995) Trees of the Tapajos: A photographic field guide. Gen Tech Rep - Int Inst Trop For USDA For Serv Gen. Tech.:370.
- Paula FR De, Ferraz SFDB, Gerhard P, et al (2011) Large woody debris input and its influence on channel structure in agricultural lands of Southeast Brazil. *Environ Manage* 48:750–763. doi: 10.1007/s00267-011-9730-4
- PCI Geomatics Enterprises (2009) Inc. EASI/PACE user's manual, version 10.2. PCI Geomatics Enterprises Inc., Richmond Hill, Ont. 2009.
- Peck D V, Herlihy BH, Hill RM, et al (2006) Environmental Monitoring and Assessment Program-Surface Waters Western Pilot Study: Field Operations Manual for Wadeable Streams. EPA/620/R-:275.
- Peel MC, Finlayson BL, McMahon TA (2007) Updated world map of the Koppen-Geiger climate classification. *Hydrol Earth Syst Sci Discuss* 4:439–473. doi: 10.1127/0941-2948/2006/0130
- Peres-Neto PR, Legendre P, Dray S, Borcard D (2006) Variation partitioning of species data matrices: Estimation and comparison of fractions. *Ecology* 87:2614–2625. doi: 10.1890/0012-9658(2006)87[2614:VPOSDM]2.0.CO;2
- Poff NL, Allan D, Bain MB, et al (1997) Natural Flow Regime.pdf. *Bioscience* 47:769–784.
- Rabeni CF, Smale MA (1995) Effects of siltation on stream fishes and the potential mitigating role of the buffering riparian zone. *Hydrobiologia* 303:211–219. doi: 10.1007/BF00034058
- Ribeiro AC (2006) Tectonic history and the biogeography of the freshwater fishes from the coastal drainages of eastern Brazil: An example of faunal evolution associated with a divergent continental margin. *Neotrop Ichthyol* 4:225–246. doi: 10.1590/S1679-62252006000200009
- Richards C, Johnson LB, Host GE (1996) Landscape-scale influences on stream habitats and biota. *Can J Fish Aquat Sci* 53:295–311. doi: 10.1139/f96-006

- Roberts WM, Fealy RM, Doody DG, et al (2016) Estimating the effects of land use at different scales on high ecological status in Irish rivers. *Sci Total Environ* 572:618–625. doi: 10.1016/j.scitotenv.2016.04.011
- Schobbenhaus C, Campos DA, Derze GR and Asmus HE (1984) *Geologia do Brasil. Texto explicativo do mapa geológico do Brasil e da área oceânica adjacente incluindo depósitos minerais. Escala 1:2 500000. Brasília, MME-DNPM. 501p.*
- Schlosser IJ (1991) Stream Fish Ecology: A Landscape Perspective. *Bioscience* 41:704–712. doi: 10.2307/1311765
- Silva JNM, de Carvalho JOP, Lopes J d. CA, et al (1995) Growth and yield of a tropical rain forest in the Brazilian Amazon 13 years after logging. *For Ecol Manage* 71:267–274. doi: 10.1016/0378-1127(94)06106-S
- Steel EA, Hughes RM, Fullerton AH, et al (2010) Are we meeting the challenges of landscape-scale riverine research? A review. *Living Rev. Landsc. Res.* 4:1–60.
- Tesk A, de Matos LS, Parisotto DC, et al (2014) Dieta do peixe elétrico *Gymnorhamphichthys petiti* Géry & VU-TNTU, 1964 (Rhamphichthyidae), em riachos da bacia do rio Teles Pires, Amazônia meridional. *Biosci J* 30:1573–1577.
- Tormena CA, Roloff G, Sá JCM (1998) Propriedades físicas do solo sob plantio direto influenciadas por calagem, preparo inicial e tráfego. *Rev Bras Ciência do Solo* 22:301–309. doi: 10.1590/S0100-06831998000200016
- Van Sickle J, Burch Johnson C (2008) Parametric distance weighting of landscape influence on streams. *Landsc Ecol* 23:427–438. doi: 10.1007/s10980-008-9200-4
- Valeriano DM et al (2012) Dimensões do desmatamento na Amazônia brasileira. In: George Martine, *População e Sustentabilidade na era das mudanças ambientais Globais: Contribuições para uma Agenda Brasileira.* p. 223-238, Inprint. Junho 2012.
- Vannote R. (1980) The river continuum concept 1980. *Acta Psychiatr Scand* 71:130–137. doi: 10.112/1.421275
- Veloso HP, Filho A Lourenço RR, Lima JC Alves (1991) *Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema Universal.*
- Wahl CM, Neils A, Hooper D (2013) Impacts of land use at the catchment scale constrain the habitat benefits of stream riparian buffers. *Freshw Biol* 58:n/a–n/a. doi: 10.1111/fwb.12211
- Wang L, Lyons J, Kanehl P (2002) Effects of watershed best management practices on

- habitat and fish in Wisconsin streams. *J Am Water Resour Assoc* 38:663–680. doi: 10.1111/j.1752-1688.2002.tb00988.x
- Wang L, Lyons J, Kanehl P, Bannerman R (2001a) Impacts of urbanization on stream habitat and fish across multiple spatial scales. *Environ Manage* 28:255–266. doi: 10.1007/s0026702409
- Wang L, Lyons J, Kanehl P, Gatti R (1997) Influences of Watershed Land Use on Habitat Quality and Biotic Integrity in Wisconsin Streams. *Fisheries* 22:6–12. doi: 10.1577/1548-8446(1997)022<0006:IOWLUO>2.0.CO;2
- Wang LZ, Lyons J, Kanehl P (2001b) Impacts on stream habitat and fish across multiple spatial scales. *Environ Manage* 28:255–266. doi: 10.1007/s002670010222
- Ward J V. (1998) The Four-Dimensional Nature of Lotic Ecosystems. *J North Am Benthol Soc* 8:2–8. doi: 10.2307/1467397
- Yu S, Xu Z, Wu W, Zuo D (2016) Effect of land use types on stream water quality under seasonal variation and topographic characteristics in the Wei River basin, China. *Ecol Indic* 60:202–212. doi: 10.1016/j.ecolind.2015.06.029
- Zuanon J, Bockmann FA, Sazima I (2006) A remarkable sand-dwelling fish assemblage from central Amazonia, with comments on the evolution of psammophily in South American freshwater fishes. *Neotrop Ichthyol* 4:107–118. doi: 10.1590/S1679-62252006000100012

MATERIAL SUPLEMENTAR

Tabela S1: Variáveis locais e metodologia de coleta segundo a versão adaptada de Callisto et al. (2014) do protocolo para avaliação de riachos da *US Environmental Protection Agency* (Kaufmann et al. 1999; Peck et al. 2006).

| Variáveis locais | Metodologia de amostragem |
|---|---|
| Morfologia do canal | |
| Média Distância Margens Escavadas (m) | Medida nas duas margens com o uso de fita métrica em 5 pontos equidistantes no trecho de 150m |
| Média Profundidade Talvegue (cm) | Medida com o uso de um cano graduado em 5 pontos equidistantes do trecho de 150m |
| Média ângulo Margens (graus) | Medido nas duas margens com o uso de um clinômetro e de um cano em 5 pontos equidistantes no trecho de 150m |
| Razão Largura & Profundidade Seção | Razão da largura e profundidade da seção longitudinal |
| Substrato | |
| Cascalho Fino (%) | Medidos em cinco pontos transversais equidistantes no 8º ponto da seção longitudinal. A classificação é feita em categorias determinadas a partir do tamanho do sedimento. A imersão do substrato no sedimento fino é estimada visualmente. |
| Substrato > 16mm Diâmetro (%) | |
| Areia (%) | |
| Finos (%) | |
| Raízes Finas (%) | |
| Serapilheira Fina (%) | |
| Banco de Folhas (%) | |
| Madeira (%) | |
| Média Imersão (Canal + Margens) (%) | |
| Matéria Orgânica (%) | |
| Tipos de fluxo | |
| Corredeiras (%) | Determinada a partir do tipo principal de fluxo do canal em uma linha transversal, variando de fluxo suave até cascata e queda d'água, podendo haver formação de tipos de piscinas. |
| Fluxo Suave (%) | |
| Qualquer Tipo de Piscina | |

Tabela S1. Continua.

| Variáveis locais | Metodologia de amostragem |
|--|---|
| Cobertura da vegetação ripária/estimativa e cobertura do dossel | |
| Média Cobertura rasteira | Estimativa visual da cobertura proporcionada pela zona ripária em ambas as margens. Inclui desde árvores de grande porte até plantas rasteiras e solo nu. Essa estimativa é feita considerando os 5 m anteriores e posteriores à transecção, e uma extensão de 10m a partir de cada margem, formando <i>plots</i> de 100 m ² . |
| Média Dossel Canal (%) | Medido em seis pontos (direita, centro direita, centro montante, centro jusante, centro esquerda e esquerda) com o uso de densiômetro em 5 pontos equidistantes do trecho de 150m |
| Abrigo para peixes | |
| Média Abrigo - Banco de Folhas | Estimativa visual de alguns componentes estruturais do riacho, como banco de folhas, algas filamentosas e matações. Essa estimativa é feita considerando os 5m anteriores e posteriores à transecção, cobrindo uma extensão de 10m |
| Sinuosidade | |
| Sinuosidade Trecho | Mensurada com a utilização de uma bússola ao longo das curvaturas do riacho no trecho de 150m |
| Química da água | |
| pH | Medido com um multiparâmetro em três pontos equidistantes da secção longitudinal. |
| OD (mg/L) | |

Tabela S2: Taxonomia e abundância de peixes coletados em quatro bacias da Amazônia Oriental.

| Taxon (Autor) | Tapajós | Anapu | Acará | Capim | Total |
|--|----------------|--------------|--------------|--------------|--------------|
| Beloniformes | | | | | |
| Belonidae | | | | | |
| <i>Potamorrhaphis eigenmanni</i> (Miranda Ribeiro, 1915) | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 |
| <i>Potamorrhaphis guianensis</i> (Jardine, 1843) | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 |
| Characiformes | | | | | |
| Acestrorhynchidae | | | | | |
| <i>Acestrorhynchus</i> sp | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 |
| Characidae | | | | | |
| <i>Bario steindachneri</i> (Eigenmann, 1893) | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 |
| <i>Bryconops</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 3 | 3 |
| <i>Gnathocharax steindachneri</i> (Fowler, 1913) | 0 | 24 | 6 | 0 | 30 |
| <i>Hemigrammus bellottii</i> (Steindachner, 1882) | 0 | 144 | 251 | 0 | 395 |
| <i>Hemigrammus</i> cf. <i>belottii</i> | 0 | 0 | 0 | 277 | 277 |
| <i>Hemigrammus</i> cf. <i>ocellifer</i> | 0 | 49 | 82 | 0 | 131 |
| <i>Hemigrammus</i> cf. <i>rohostomus</i> | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 |
| <i>Hemigrammus guyanensis</i> (Géry, 1959) | 0 | 425 | 0 | 0 | 425 |
| <i>Hemigrammus ocellifer</i> (Steindachner, 1882) | 25 | 0 | 0 | 64 | 89 |
| <i>Hemigrammus rodwayi</i> (Durbin, 1909) | 0 | 0 | 0 | 161 | 161 |
| <i>Hemigrammus schmardae</i> (Steindachner, 1882) | 16 | 0 | 0 | 0 | 16 |
| <i>Hemigrammus</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 10 | 10 |
| <i>Hemigrammus</i> sp2 | 48 | 0 | 0 | 0 | 48 |
| <i>Hemigrammus unilineatus</i> (Gill, 1858) | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Hyphessobrycon bentosi</i> (Durbin, 1908) | 0 | 0 | 92 | 1 | 93 |
| <i>Hyphessobrycon heterorhabdus</i> (Ulrey, 1894) | 5 | 699 | 395 | 4292 | 5391 |
| <i>Knodus</i> cf. <i>victoriae</i> | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 |
| <i>Moenkhausia</i> cf. <i>comma</i> | 0 | 0 | 2 | 3 | 5 |
| <i>Moenkhausia collettii</i> (Steindachner, 1882) | 40 | 0 | 1 | 2 | 43 |
| <i>Moenkhausia oligolepis</i> (Günther, 1864) | 0 | 0 | 0 | 10 | 10 |
| <i>Priocharax</i> sp1 | 0 | 4 | 0 | 0 | 4 |
| <i>Pristella maxillaris</i> (Ulrey, 1894) | 0 | 2 | 0 | 0 | 2 |
| Crenuchidae | | | | | |
| <i>Characidium</i> cf. <i>etheostoma</i> | 0 | 0 | 0 | 31 | 31 |
| <i>Characidium</i> sp | 0 | 0 | 107 | 0 | 107 |
| <i>Crenuchus spilurus</i> (Günther, 1863) | 1 | 1230 | 10 | 112 | 1353 |

Tabela S2. continua

| Taxon (Autor) | Tapajós | Anapu | Acará | Capim | Total |
|----------------------|----------------|--------------|--------------|--------------|--------------|
|----------------------|----------------|--------------|--------------|--------------|--------------|

| | | | | | |
|--|-----|------|------|-----|------|
| <i>Melanocharacidium dispilomma</i> (Buckup, 1993) | 0 | 0 | 45 | 0 | 45 |
| <i>Microcharacidium weitzmani</i> (Buckup, 1993) | 0 | 115 | 2005 | 986 | 3106 |
| Curimatidae | | | | | |
| <i>Curimatopsis crypticus</i> (Vari, 1982) | 0 | 0 | 0 | 12 | 12 |
| <i>Cyphocarax spilurus</i> (Günther, 1864) | 0 | 2 | 0 | 0 | 2 |
| Erythrinidae | | | | | |
| <i>Erythrinus erythrinus</i> (Bloch & Schneider 1801) | 7 | 5 | 17 | 310 | 339 |
| <i>Hoplerythrinus unitaeniatus</i> (Spix & Agassiz, 1829) | 0 | 2 | 0 | 1 | 3 |
| <i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794) | 0 | 23 | 6 | 30 | 59 |
| Gasteropelecidae | | | | | |
| <i>Carnegiella strigata</i> (Günther, 1864) | 0 | 517 | 50 | 1 | 568 |
| Iguanodectidae | | | | | |
| <i>Bryconops</i> aff. <i>caudomaculatus</i> | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 |
| <i>Bryconops</i> cf. <i>caudomaculatus</i> | 0 | 0 | 0 | 6 | 6 |
| <i>Bryconops munduruku</i> (Silva Olivera, Canto & Ribeiro, 2015) | 4 | 0 | 0 | 0 | 4 |
| <i>Iguanodectes rachovii</i> (Regan, 1912) | 0 | 5 | 86 | 782 | 873 |
| <i>Iguanodectes variatus</i> (Géry, 1993) | 19 | 0 | 0 | 0 | 19 |
| Lebiasinidae | | | | | |
| <i>Copeina guttata</i> (Steindachner, 1876) | 0 | 5 | 0 | 0 | 5 |
| <i>Copella arnoldi</i> (Regan, 1912) | 0 | 3961 | 366 | 510 | 4837 |
| <i>Copella nattereri</i> (Steindachner, 1876) | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Copella nigrofasciata</i> (Meinken, 1952) | 69 | 479 | 0 | 0 | 548 |
| <i>Nannostomus eques</i> (Steindachner, 1876) | 0 | 25 | 1 | 0 | 26 |
| <i>Nannostomus nitidus</i> (Weitzman, 1978) | 0 | 0 | 3 | 40 | 43 |
| <i>Nannostomus trifasciatus</i> (Steindachner, 1876) | 0 | 31 | 30 | 66 | 127 |
| <i>Pyrrhulina</i> aff. <i>brevis</i> | 0 | 0 | 44 | 551 | 595 |
| <i>Pyrrhulina semifasciata</i> (Steindachner, 1876) | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Pyrrhulina</i> sp1 | 0 | 9 | 0 | 0 | 9 |
| Cyprinodontiformes | | | | | |
| Cynolebiidae | | | | | |
| <i>Anablepsoides urophthalmus</i> (Günther, 1866) | 0 | 5 | 75 | 286 | 366 |
| <i>Laimosemion</i> cf. <i>strigatus</i> | 0 | 0 | 96 | 0 | 96 |
| <i>Laimosemion</i> cf. <i>dibaphus</i> | 124 | 0 | 0 | 0 | 124 |
| <i>Melanorivulus</i> cf. <i>modestus</i> | 79 | 0 | 0 | 0 | 79 |

Tabela S2. continua

| Taxon (Autor) | Tapajós | Anapu | Acará | Capim | Total |
|---|---------|-------|-------|-------|-------|
| Rivulidae | | | | | |
| <i>Rivulus</i> sp1 | 0 | 96 | 0 | 0 | 96 |
| Gymnotiformes | | | | | |
| Gymnotidae | | | | | |
| <i>Gymnotus carapo</i> (Linnaeus, 1758) | 1 | 0 | 0 | 6 | 7 |
| <i>Gymnotus</i> cf. <i>anguillaris</i> | 12 | 0 | 0 | 0 | 12 |
| <i>Gymnotus</i> cf. <i>coropinae</i> | 2 | 11 | 15 | 160 | 188 |
| <i>Gymnotus</i> gr. <i>carapo</i> | 0 | 0 | 4 | 0 | 4 |
| <i>Gymnotus</i> gr. <i>pantherinus</i> | 0 | 9 | 0 | 0 | 9 |
| <i>Gymnotus</i> sp. | 0 | 0 | 15 | 109 | 124 |
| Hypopomidae | | | | | |
| <i>Brachyhypopomus beebei</i> (Schultz, 1944) | 0 | 0 | 102 | 0 | 102 |
| <i>Brachyhypopomus brevirostris</i> (Steindachner, 1868) | 0 | 0 | 24 | 19 | 43 |
| <i>Brachyhypopomus bullocki</i> (Sullivan & Hopkins, 2009) | 0 | 0 | 9 | 0 | 9 |
| <i>Brachyhypopomus</i> cf. <i>brevirostris</i> | 0 | 79 | 0 | 0 | 79 |
| <i>Brachyhypopomus</i> sp."com pontos" | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 |
| <i>Brachyhypopomus</i> sp1 | 0 | 0 | 2 | 0 | 2 |
| <i>Brachyhypopomus</i> sp2 | 0 | 0 | 2 | 0 | 2 |
| <i>Brachyhypopomus</i> sp3 | 0 | 0 | 0 | 100 | 100 |
| <i>Hypopygus benoneae</i> (Peixoto, Dutra, de Santana & Wosiacki, 2013) | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Hypopygus lepturus</i> (Hoedeman, 1962) | 0 | 15 | 17 | 13 | 45 |
| <i>Microsternarchus bilineatus</i> | 0 | 10 | 26 | 36 | 72 |
| <i>Steatogenys elegans</i> (Steindachner, 1880) | 0 | 0 | 7 | 0 | 7 |
| <i>Steatogenys</i> sp1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 |
| Rhamphichthyidae | | | | | |
| <i>Gymnorhamphichthys petiti</i> (Géry & Vu Tân Tuê, 1964) | 0 | 4 | 92 | 347 | 443 |
| Sternopygidae | | | | | |
| <i>Eigenmannia aff trilineata</i> | 0 | 0 | 12 | 0 | 12 |
| <i>Sternopygus macrurus</i> | 0 | 0 | 1 | 2 | 3 |
| Perciformes | | | | | |
| Cichlidae | | | | | |
| <i>Acaronia nassa</i> (Heckel, 1840) | 0 | 9 | 0 | 0 | 9 |
| <i>Aequidens pallidus</i> (Heckel, 1840) | 17 | 0 | 0 | 0 | 17 |
| <i>Aequidens tetramerus</i> (Heckel, 1840) | 0 | 29 | 20 | 161 | 210 |

Tabela S2. continua

| Taxon (Autor) | Tapajós | Anapu | Acará | Capim | Total |
|--|----------------|--------------|--------------|--------------|--------------|
| <i>Apistogramma</i> gr. <i>agassizii</i> | 4 | 1546 | 0 | 0 | 1550 |
| <i>Crenicara punctulatum</i> (Günther, 1863) | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 |
| <i>Crenicara</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 2 | 2 |
| <i>Crenicichla</i> gr. <i>saxatilis</i> | 0 | 0 | 31 | 128 | 159 |
| <i>Crenicichla inpa</i> (Ploeg, 1991) | 6 | 0 | 0 | 0 | 6 |
| <i>Crenicichla labrina</i> (Spix & Agassiz, 1831) | 0 | 4 | 0 | 0 | 4 |
| <i>Crenicichla regani</i> (Ploeg, 1989) | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 |
| <i>Heros</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 |
| <i>Hypselecara temporalis</i> (Günther, 1862) | 0 | 0 | 2 | 0 | 2 |
| <i>Nannacara taenia</i> (Regan, 1912) | 0 | 923 | 56 | 92 | 1071 |
| <i>Satanoperca jurupari</i> (Heckel, 1840) | 0 | 0 | 0 | 4 | 4 |
| <i>Taeniacara candidi</i> (Myers, 1935) | 0 | 2 | 0 | 0 | 2 |
| Eleotridae | | | | | |
| <i>Microphilypnus ternetzi</i> (Myers, 1927) | 0 | 4 | 0 | 0 | 4 |
| Polycentridae | | | | | |
| <i>Monocirrhus polyacanthus</i> (Heckel, 1840) | 0 | 11 | 2 | 0 | 13 |
| Siluriformes | | | | | |
| Aspredinidae | | | | | |
| <i>Bunocephalus coracoideus</i> (Cope, 1874) | 0 | 0 | 23 | 0 | 23 |
| Auchenipteridae | | | | | |
| <i>Tetranematichthys barthemi</i> (Peixoto & Wosiacki, 2010) | 0 | 0 | 2 | 0 | 2 |
| <i>Tetranematichthys wallacei</i> (Vari & Ferraris, 2006) | 0 | 1 | 0 | 1 | 2 |
| Callichthyidae | | | | | |
| <i>Callichthys callichthys</i> (Linnaeus, 1758) | 0 | 32 | 1 | 1 | 34 |
| <i>Megalechis picta</i> (Müller & Troschel, 1849) | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 |
| <i>Megalechis thoracata</i> (Valenciennes, 1840) | 0 | 0 | 2 | 1 | 3 |
| Cetopsidae | | | | | |
| <i>Denticetopsis epa</i> (Vari, Ferraris & de Pinna, 2005) | 0 | 0 | 1 | 12 | 13 |
| <i>Helogenes marmoratus</i> (Günther, 1863) | 59 | 29 | 155 | 269 | 512 |
| Cisternarum | | | | | |
| <i>Phreatobius cisternarum</i> (Goeldi, 1905) | 0 | 0 | 2 | 0 | 2 |
| Doradidae | | | | | |
| <i>Acanthodoras cataphractus</i> (Linnaeus, 1758) | 0 | 1 | 0 | 1 | 2 |
| <i>Physopyxis ananas</i> (Sousa & Rapp Py Daniel, 2005) | 0 | 128 | 39 | 0 | 167 |

Tabela S2. continua

| Taxon (Autor) | Tapajós | Anapu | Acará | Capim | Total |
|--|----------------|--------------|--------------|--------------|--------------|
| Heptapteridae | | | | | |
| <i>Gladioglanis conquistador</i> (Lundberg, Bornbusch & Mago Leccia, 1991) | 0 | 0 | 77 | 1 | 78 |
| <i>Gladioglanis</i> sp1 | 0 | 43 | 0 | 0 | 43 |
| <i>Mastiglanis</i> cf. <i>asopos</i> | 0 | 0 | 8 | 7 | 15 |
| <i>Pimelodella</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 13 | 13 |
| <i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard, 1824) | 0 | 0 | 5 | 0 | 5 |
| <i>Rhamdia muelleri</i> (Gunther, 1824) | 0 | 0 | 0 | 5 | 5 |
| Loricariidae | | | | | |
| <i>Farlowella amazona</i> (Günther, 1864) | 0 | 0 | 29 | 0 | 29 |
| <i>Farlowella platoryncha</i> (Retzer & Page, 1997) | 0 | 0 | 0 | 11 | 11 |
| <i>Otocinclus mura</i> (Schaefer, 1997) | 0 | 0 | 8 | 0 | 8 |
| <i>Rineloricaria hasemani</i> (Isbrücker & Nijssen, 1979) | 0 | 0 | 2 | 0 | 2 |
| <i>Rineloricaria</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 2 | 2 |
| Pseudopimelodidae | | | | | |
| <i>Batrochoglanis raninus</i> (Valenciennes, 1840) | 0 | 0 | 2 | 4 | 6 |
| Trichomycteridae | | | | | |
| <i>Ituglanis amazonicus</i> (Steindachner, 1882) | 1 | 0 | 67 | 82 | 150 |
| <i>Paracanthopoma parva</i> (Giltay, 1935) | 0 | 0 | 6 | 0 | 6 |
| <i>Paracanthopoma</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 25 | 25 |
| <i>Trichomycterus hasemani</i> (Eigenmann, 1914) | 0 | 112 | 516 | 136 | 764 |
| Synbranchiformes | | | | | |
| Synbranchidae | | | | | |
| <i>Synbranchus marmoratus</i> (Bloch, 1795) | 2 | 2 | 0 | 17 | 21 |
| Total Geral | 630 | 11430 | 5743 | 11459 | 29262 |