



CAMPUS DE SÃO JOSÉ DO RIO PRETO

Escala espacial e histórico do desmatamento: respostas do índice de integridade biótica da ictiofauna em riachos amazônicos

MESTRADO

PÓS GRADUAÇÃO
EM BIOLOGIA ANIMAL





UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
“JÚLIO DE MESQUITA FILHO”

Campus de São José do Rio Preto

Camila Ortigossa

**Escala espacial e histórico do desmatamento: respostas do índice de
integridade biótica da ictiofauna em riachos amazônicos**

São José do Rio Preto
2020

Camila Ortigossa

Escala espacial e histórico do desmatamento: respostas do índice de integridade biótica da ictiofauna em riachos amazônicos

Dissertação apresentada como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Biologia Animal, junto ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, do Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Câmpus de São José do Rio Preto.

Financiadora: CAPES, CNPq e FAPESP – Proc.16/01535-3

Orientadora: Prof^a. Dr^a. Lilian Casatti

São José do Rio Preto
2020

O77e	Ortigossa, Camila Escala espacial e histórico do desmatamento: respostas do índice de integridade biótica da ictiofauna em riachos amazônicos / Camila Ortigossa. -- São José do Rio Preto, 2020 87 f. Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista (Unesp), Instituto de Biociências Letras e Ciências Exatas, São José do Rio Preto Orientadora: Lilian Casatti 1. Monitoramento biológico. 2. Desmatamento. 3. Ictiofauna. 4. Degradação ambiental. 5. Ecologia de água doce. I. Título.
------	--

Sistema de geração automática de fichas catalográficas da Unesp. Biblioteca do Instituto de Biociências Letras e Ciências Exatas, São José do Rio Preto. Dados fornecidos pelo autor(a).

Essa ficha não pode ser modificada.

Camila Ortigossa

Escala espacial e histórico do desmatamento: respostas do índice de integridade biótica da ictiofauna em riachos amazônicos

Dissertação apresentada como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Biologia Animal, junto ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, do Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Câmpus de São José do Rio Preto.

Financiadora: CAPES, CNPq e FAPESP – Proc.16/01535-3

Comissão Avaliadora

Prof^a. Dr^a Lilian Casatti

UNESP – Câmpus de São José do Rio Preto

Prof. Dr. Paulo dos Santos Pompeu

Universidade Federal de Lavras

Prof. Dr. Luciano Fogaça de Assis Montag

Universidade Federal do Pará – Instituto de Ciências Biológicas

São José do Rio Preto
31 de março de 2020

Dedico esse trabalho aos meus pais, minha irmã, e meus avós.

Pois só o amor faz florescer,

e deixa permanecer,

ainda que todo resto seja passageiro.

Agradecimentos

Agradeço aos meus pais, Valéria e Ideraldo, por me amarem incondicionalmente e me apoiarem diariamente. Vocês são meu exemplo de vida. Obrigada por valorizarem quem eu sou e o caminho que escolhi, por lutarem por isso e estarem comigo a cada passo. Vocês são a minha força, meu lar e tudo que tenho de bom hoje é reflexo de tudo que vocês são e do que me ensinaram. Admiro e amo vocês de todo coração.

A minha irmã, que sempre vai ser minha parceira pra tudo nesse mundo, agradeço por me amar de longe e de perto, me cuidar como se fosse uma mãe, e rir comigo como se fôssemos crianças. Obrigada por estar comigo nessa trajetória. Eu e você, sempre.

Agradeço a todos os professores que contribuíram para essa jornada e fizeram de mim uma profissional (e um ser humano) melhor, capaz de desenvolver este trabalho. Agradeço especialmente a professora Lilian Casatti, minha orientadora, por ter sido minha mentora e confiado em mim, e por ter estado me apoiando durante esses anos. Agradeço imensamente pela oportunidade que me deu em 2017 e por ter me ensinado tanto, esse período me trouxe vivências únicas e realizações que nem pensava conseguir atingir.

Aos meus colegas de laboratório, agradeço muito pela parceria, pelas conversas, pelos churrascos, pelas risadas e os surtos. Foi muito significativo estar perto de pessoas e pesquisadores incríveis, obrigada por todas as dicas e trocas de experiência.

Agradeço aos meus amigos, Guilherme Isadora e Luiz Fernando, por estarem sempre por perto e por compartilharmos tudo o que já compartilhamos. Também agradeço a Patrícia e a Carol, que permaneceram ao meu lado por todos esses anos, nos altos e baixos, ainda que de longe. O apoio de cada um fez toda a diferença nesse período. Amo todos vocês.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001, à qual agradeço. Por último, agradeço as agências de fomento FAPESP, pela concessão da bolsa de pesquisa, sob processo nº 2016/01535-3, Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP); e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico - CNPq, por viabilizarem a coleta do material biológico utilizado nesse estudo.

Resumo

O índice de integridade biótica (IBI) é um índice multimétrico, vastamente utilizado para avaliações de qualidade de corpos d'água, construído a partir das condições de comunidades-alvo de biomonitoramento, sobretudo a ictiofauna. No Brasil, o IBI vem sendo comum em estudos que relacionam a perda de diversidade taxonômica em assembleias aquáticas com as taxas de desmatamento e/ou uso atual do solo. Nesses estudos, a forma mais comum de abordar o desmatamento se restringe ao cenário atual, sem que a trajetória das transformações da paisagem seja considerada, ainda que a escala temporal tenha mostrado grande poder de explicação sobre as condições físicas locais dos riachos e na estrutura das comunidades. Na presente pesquisa, testamos o desempenho do índice de integridade biótica em riachos amazônicos recentemente desmatados. Três índices foram desenvolvidos para o mesmo conjunto de riachos, a partir das escalas local, de paisagem e temporal e seus resultados foram comparados. 77% dos riachos foram categorizados de forma igual nos três IBIs. Esse resultado deve-se principalmente pelo fato de os três IBIs terem selecionado, em sua maioria, as mesmas métricas. A variável temporal (calculada através do índice de intensidade do uso do solo - LUI) não foi capaz de explicar a grande variação de valores de integridade no conjunto de riachos degradados dentro dos três IBIs. A combinação das escalas local e temporal forneceu maior contextualização para os resultados do IBI desenvolvido a partir de LUI. Tais resultados indicam que uma única escala não é suficiente para explicar certos padrões encontrados em condições de desmatamento recente. Indica também que o LUI não é a melhor forma de incorporar a escala temporal no IBI, sendo necessário explorar outras formas de associar a trajetória do uso do solo com as avaliações do IBI.

Palavras chave: Biomonitoramento. Uso do solo. Pastagem. IBI. Índice multimétrico. Desmatamento.

Abstract

The Index of Biotic Integrity (IBI) is a multimetric index widely used for assessments of water bodies based on the conditions of target biomonitoring communities, especially ichthyofauna. In Brazil, IBI has been used mainly to relate the loss of taxonomic diversity of aquatic assemblages with the deforestation rates and/or land use. In these studies, the most common way of approach deforestation is restricted to the current scenario, without considering the landscape transformations trajectory, even though the time scale has shown high power of explanation on the local physical conditions of the streams and their communities. In this study, we tested the performance of the Index of Biotic Integrity in recently deforested Amazonian streams. Three indexes were developed for the same set of streams, based in local, landscape and temporal scales and their results were compared. 77% of the streams were equally categorized into these three IBIs. This result is mainly due to the fact that the three IBIs selected almost the same metrics. The temporal variable (calculated using the Land Use Intensity Index - LUI) was not able to explain the large variation in integrity values in the group of degraded streams in all three IBIs. The combination of local and temporal scales provided better contextualization for the IBI results developed from LUI. Those results indicates that one single scale is not sufficient to explain certain patterns found in recent deforestation scenarios. It also indicates that LUI is not the best way to incorporate the time scale into the IBI, and other ways to associate the land use trajectory with IBI assessments need to be explored.

Keywords: Biomonitoring. Land use. Pasture. IBI. Multimetric index. Deforestation.



(Alexandre Beck, 2019)

Sumário

1. INTRODUÇÃO.....	09
2. MATERIAL E MÉTODOS.....	14
2.1 ÁREA DE ESTUDO	14
2.2 COLETA DA ICTIOFAUNA.....	15
2.3 OBTENÇÃO DAS VARIÁVEIS AMBIENTAIS PARA DEFINIÇÃO DOS GRUPOS DE RIACHOS	16
2.3.1 Avaliação do uso do solo atual na microbacia	16
2.3.2 Avaliação das condições locais do hábitat	17
2.3.3 Avaliação da trajetória da mudança do uso do solo.....	17
2.4 DEFINIÇÃO DA CONDIÇÃO DE INTEGRIDADE DOS RIACHOS USANDO AS ESCALAS LOCAL, DE PAISAGEM E TEMPORAL	18
2.5 CONSTRUÇÃO DO IBI.....	23
2.5.1 Seleção das métricas	23
2.5.2 Teste de sensibilidade e direção.....	25
2.6 TESTAGEM DOS IBIs	29
2.7 ANÁLISES ESTATÍSTICAS	30
3. RESULTADOS	32
3.1 MÉTRICAS SELECIONADAS PELOS IBIs.....	32
3.2 DESEMPENHO DOS IBIs	33
3.3 RESULTADOS DOS IBIs	36
4. DISCUSSÃO	42
5. CONCLUSÃO.....	47
REFERÊNCIAS.....	48
APÊNDICE A – LISTA DE MÉTRICAS DO IBI COMPILADAS DA LITERATURA	55
APÊNDICE B – LISTA DE ESPÉCIES COLETADAS NAS BACIAS DO ARIPUANÃ E JURUENA E CARACTERIZAÇÃO DE ACORDO COM TRAÇOS SELECIONADOS	60
APÊNDICE C – “BOX-PLOTS” CONSTRUÍDOS PARA AS 39 MÉTRICAS TESTADAS INICIALMENTE NO PROTOCOLO PAISAGEM.....	67
APÊNDICE D – “BOX-PLOTS” CONSTRUÍDOS PARA AS 39 MÉTRICAS TESTADAS INICIALMENTE NO PROTOCOLO PHI	74
APÊNDICE E – “BOX-PLOTS” CONSTRUÍDOS PARA AS 39 MÉTRICAS TESTADAS INICIALMENTE NO PROTOCOLO LUI	81

1. INTRODUÇÃO

O Índice de Integridade Biótica (IBI) é um índice multimétrico desenvolvido por Karr (1981), que usa atributos da ictiofauna em seus diversos níveis – indivíduos, populações e suas relações com o ambiente – para avaliar e quantificar a integridade biótica de ecossistemas aquáticos inseridos num gradiente de degradação, quando comparados com uma condição referência. Essa integridade se refere a condições onde há mínima influência antrópica, reflete os processos naturais ecossistêmicos e está associado com a capacidade do ambiente de sustentação e automanutenção de uma comunidade integrada, adaptada e diversa (Karr & Dudley, 1981; Angermeier & Karr, 1994). Assim, o IBI, ao acessar a situação atual da comunidade e elementos chave de sua condição, oferece uma visão holística e fiel das condições do riacho (Fausch et al., 1990; Barbour et al., 1999; Buss et al., 2008).

Por conta dessas características, desde a sua criação, o IBI vem sendo usado e adaptado com sucesso a outros grupos, tais como invertebrados (Uzarski et al. 2010), anfíbios (Hughes et al. 2011) e aves (Glennon & Porter, 2005), bem como para diversas regiões e ecossistemas, em estudos ao redor do mundo. Tem-se como exemplo Oberdorff & Hughes (1992) e Kesminas & Virbickas (2000) na Europa, Lyons e colaboradores (1995) na América Central, Ganasan & Hughes (1998) na Ásia, Toham & Teugels (1999) na África, e Araújo e colaboradores (2003), Ferreira & Casatti (2006) e Petesse e colaboradores (2016) na América do Sul. No Brasil, o índice foi usado principalmente para avaliar as consequências das mudanças de uso do solo nas comunidades aquáticas (Casatti et al., 2009; Santos & Esteves, 2015; Polaz et al., 2017; Chen et al., 2017; Prudente et al., 2018), sobretudo como forma de entender os efeitos da grande supressão de floresta observada ao longo do tempo no país. De acordo com o Projeto MapBiomass (2019), 75 milhões de hectares de florestas foram transformados em áreas de pastagem no decorrer dos últimos 33 anos. A magnitude dessas mudanças tem encorajado o desenvolvimento de estudos com o IBI para avaliar o quanto a paisagem atual e/ou condições locais influenciam a saúde dos ecossistemas, refletindo no aumento de estudos científicos com a ferramenta nos últimos anos (Souza & Vianna, 2019).

Um dos aspectos mais evidentes sobre a ausência de saúde dos ecossistemas é a perda da biodiversidade aquática, uma vez que esta é consequência direta da perda de funções ecossistêmicas (Foley et al., 2007), decorrentes das transformações no uso e cobertura do solo. Dentre as perdas de funções ecossistêmicas em microbacias com predominância de pastagens, pode-se citar uma maior compactação da primeira camada do solo, aumento da temperatura,

absorção de 11% menos radiação solar, taxas menores de evapotranspiração, pH do solo alterado (Gash & Nobre, 1997) e maior acúmulo de carbono no solo (Moraes et al., 1999).

As condições da faixa ripária também devem ser levadas em conta para a saúde da comunidade aquática, pois desempenham importante papel ecossistêmico para os corpos d'água e, apesar de serem consideradas como áreas de preservação permanente (APP) pelo código florestal brasileiro (Lei de Proteção da Vegetação Nativa- Lei 12.651/2012), muitas vezes, a conversão de florestas em agrossistemas se estende também para esses locais. Com a perda parcial ou integral de floresta na faixa ripária, esta, além de não desempenhar mais funções como a regulação da temperatura e luminosidade (Lorion & Kennedy, 2009; Sweeney & Newbold, 2014), deixa de funcionar como um filtro entre as atividades na microbacia e o ambiente aquático (Horwitz et al. 2008). Assim, as condições físicas e químicas dos riachos são severamente alteradas (Tambosi et al., 2015), isso porque há entrada de sedimentos e contaminantes (Sweeney et al. 2004; Horwitz et al., 2008), a regulação do fluxo d'água e a condutividade é afetada (Duarte & Araújo, 2001), assim como a quantidade de partículas sólidas suspensas na água (Duarte & Araújo, 2001) advindas de erosão (Holomuzki & Biggs, 2000; Lima et al., 2013). Tais alterações resultam em instabilidade estrutural (Pusey & Arthington, 2003) assoreamento, perda de volume de água (Baron et al., 2002) e diminuição na disponibilidade de habitats e micro-habitats (Sweeney et al., 2004).

O meio abiótico não é o único componente do ecossistema a ser afetado frente a tais transformações. A dinâmica de aporte de materiais alóctones e de entrada de nutrientes e recursos é modificada (Webster et al., 1992). Na ausência de florestas ripárias, a inexistência de galhos e troncos, que habitualmente propiciariam maior diversidade de micro-habitats no canal (Wang et al., 1997; Dudgeon 2008), resulta na homogeneização do habitat aquático (Zeni & Casatti, 2014). Ademais, há registros que a disponibilidade de fontes de alimentos, como insetos terrestres, principalmente formigas, aumenta (Henry & Uieda, 1994) enquanto outras declinam ou desaparecem (Yoshimura, 2012).

A ictiofauna é sensível a mudanças do ambiente, apresentando mudanças de padrões nas assembleias mesmo com perdas mínimas de habitat (< 20%) (Brejão et al., 2018). O impacto, nesse contexto, age como um filtro para essa comunidade (Casatti et al., 2015), de forma que em locais degradados, as comunidades biológicas são resultado dos impactos sofridos ao longo do tempo e refletem tal histórico. Por exemplo, em locais impactados foi observado perda de biomassa (Ferreira & Casatti, 2006), alteração na composição de espécies com aumento de espécies oportunistas/generalistas (Zeni & Casatti, 2014), diminuição de espécies reofílicas

(Ferreira & Casatti, 2006) e maior número de espécies exóticas e espécies tolerantes (Casatti et al., 2006). Além disso, Ilha et al. (2018) demonstraram que, peixes em riachos desmatados na Amazônia, podem apresentar até 55% de redução no tamanho corporal, devido ao aumento de temperatura. No geral, nesses ambientes nota-se maior dominância (Casatti et al., 2009), redundância funcional (Zeni & Casatti, 2014) e homogeneização da comunidade (Ferreira & Casatti, 2006).

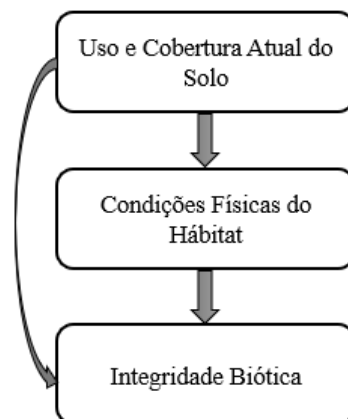
Assim, o uso e cobertura atual do solo influencia a integridade biótica que, por sua vez, também sofre influência direta do hábitat local, que igualmente responde ao uso e cobertura atual do solo (Figura 1). Contudo, todos esses aspectos são reflexo de uma história de transformações da paisagem ao longo do tempo (Figura 2), trazendo então a necessidade de incorporar esse fator histórico – a trajetória do uso do solo – ao IBI para avaliações mais completas das comunidades.

Segundo Leal e colaboradores (2016), as respostas do habitat local à degradação estão relacionadas ao padrão/trajetória do desmatamento local do corpo d'água. Dessa forma, a dimensão histórica pode vir a mudar a relação linear entre condição atual da paisagem e habitat local (paisagem íntegra = alta integridade física do habitat/ paisagem degradada = baixa integridade física do habitat), de forma que riachos inseridos em um local desmatado recentemente poderão apresentar maior integridade física – e possivelmente maior integridade biótica – que um local com desmatamento antigo, mesmo ambos tendo a mesma taxa de perda de floresta. O tempo de estabelecimento de cada uso do solo é importante nessas situações, pois quanto maior o tempo de estabelecimento de um determinado uso do solo no histórico do local, mais influência ele terá no arranjo da comunidade atual (Harding et al., 1998). Isso porque a comunidade não responde de forma linear à degradação (Allan, 2004). Tanto as mudanças no habitat (perda e homogeneização) quanto as mudanças na comunidade não acontecem imediatamente após o impacto. Assim, as espécies mais sensíveis, que apresentam respostas negativas à degradação, em geral entram em declínio apenas duas ou três gerações depois do início do impacto, quando as condições físicas do habitat começam a deteriorar (Brejão et al., 2018). Logo, o histórico do uso do solo pode ter maior influência na comunidade atual e seus padrões do que a conformação vigente da paisagem (Harding et al., 1998; Wang et al., 2001) e, consequentemente, influenciar na integridade biótica de um riacho.

Apesar disso, a maioria dos estudos com o IBI desconsidera essa trajetória de transformações da paisagem, pois quase sempre é um desafio incorporar a dimensão histórica nessas análises visto que muitas regiões vêm sendo alteradas há tanto tempo (p. ex., mais de 200 anos), de

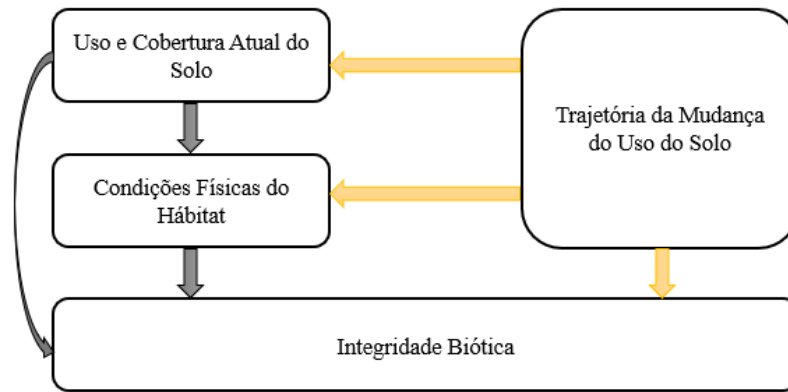
forma que não há como recuperar o gradiente de transformações do passado. Embora algumas áreas nos trópicos já estejam degradadas há bastante tempo, ainda há locais – sobretudo no bioma Amazônico - em que é possível observar bacias totalmente florestadas e outras em processo recente de desmatamento. Essa diversidade de condições gera um gradiente quantificável que possibilita incorporar a dimensão histórica ao IBI. Uma dessas regiões situa-se no norte do estado do Mato Grosso, no arco do desmatamento do bioma Amazônico, e constitui uma importante área modelo para integrar a camada temporal do desmatamento em análises de monitoramento, pois, além do histórico relativamente recente de desmatamento (em torno de 40 anos), essa área ainda possui condições distintas de cobertura florestal, em diferentes microbacias, podendo variar de 0 a 100% quanto à quantidade de cobertura pristina remanescente.

Figura 1. Esquema indicando as relações de influência do uso atual do solo e condições físicas do habitat na integridade biótica. As setas cinzas indicam a direção das relações.



Fonte: Acervo do Autor.

Figura 2. Esquema indicando as relações de influência de cada escala do desmatamento na integridade biótica com a adição da informação sobre a ‘trajetória da mudança do uso do solo’. As setas cinzas indicam a direção das relações já conhecidas e as setas amarelas indicam a direção das novas relações quando adicionada à dimensão histórica.



Fonte: Acervo do Autor.

Considerando a influência das três escalas (habitat local, uso atual do solo e trajetória do uso do solo) meio biótico e abiótico dos riachos e a necessidade de desenvolver ferramentas robustas e práticas para avaliar a integridade desses ecossistemas, o presente estudo buscou responder as seguintes perguntas: Usar apenas uma escala para agrupar as unidades amostrais é o suficiente para uma avaliação de IBI? IBIs baseados em diferentes escalas – espaciais e temporais - levariam a diferentes classificações de Integridade Biótica em um mesmo riacho? O uso de apenas uma escala espacial consegue refletir as complexas condições de um riacho inserido em desmatamento recente? Para isso, um IBI foi desenvolvido para cada uma das três escalas de influência do desmatamento: condição do habitat local, uso do solo atual em escala de paisagem e trajetória do desmatamento. Uma vez que as escalas do desmatamento aqui discutidas se influenciam mutuamente em diferentes graus, espera-se que haja certa congruência no desempenho dos IBIs e que o uso de uma escala demonstre conter informações suficientes para um resultado robusto. Entretanto, espera-se que para riachos com alto grau de desmatamento num período recente, a escala temporal seja necessária para explicar resultados de integridade biótica alta.

2. MATERIAL E MÉTODOS

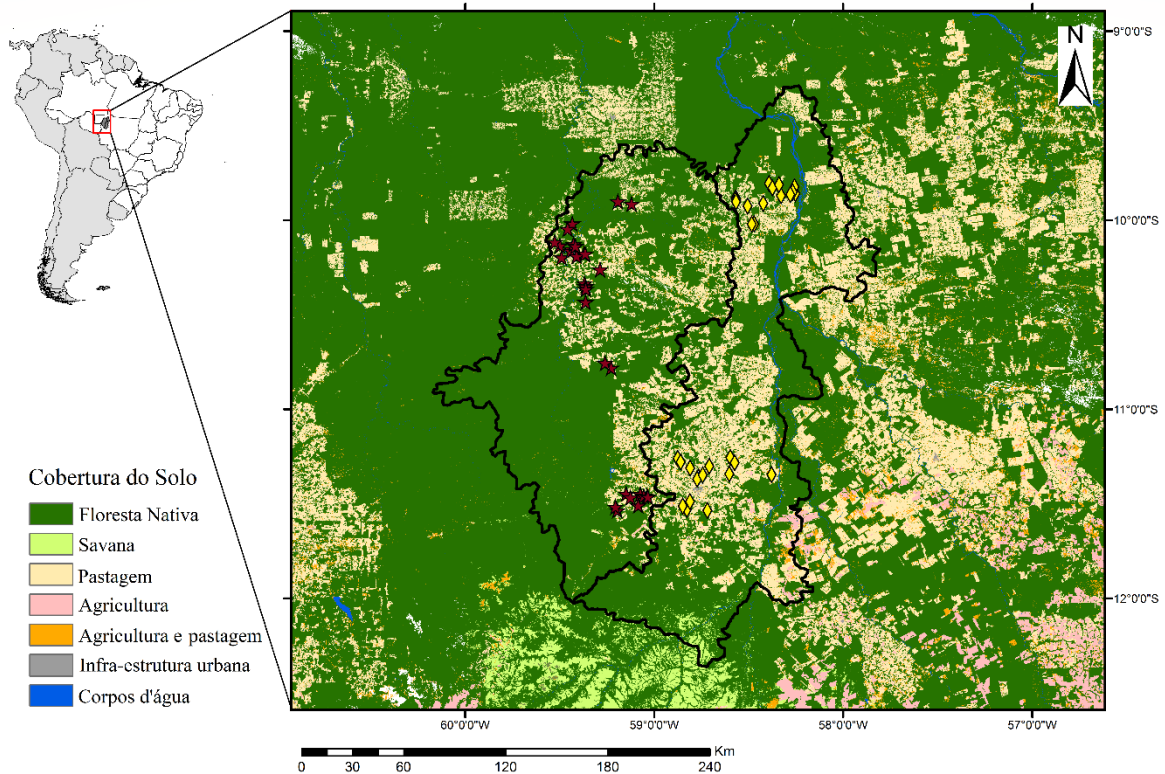
2.1 Área de estudo

A área de estudo (Figura 3) compreende as bacias dos rios Aripuanã e Juruena, ambas localizadas ao noroeste do estado do Mato Grosso, Brasil, numa região que apresenta perdas de 68,9% da floresta nativa em decorrência do avanço da pecuária, totalizando 4.2 milhões de hectares convertidos em pastagem em 33 anos (MapBiomas, 2019). Tais bacias pertencem a região hidrográfica amazônica (segundo a divisão hidrográfica do Conselho Nacional de Recursos Hídricos - CNRH), integrando a parte meridional da bacia amazônica. O clima da região é equatorial úmido (classificação de Strahler – Strahler & Strahler, 2005), com grande quantidade de precipitação anual, sendo o maior volume entre os meses de novembro e março e um período de estação de estiagem bem definido, que ocorre nos meses de maio a setembro (Figueiroa & Nobre, 1990). As taxas de maior incidência solar coincidem com o período seco (Feitosa et al., 1998). A temperatura média anual fica em torno de 24 a 26°C, com amplitude térmica considerável, devido a ocasionais frentes frias (Fish et al., 1998). A composição do solo é primariamente de argissolos e latossolos (Couto & Oliveira, 2003), caracterizados por textura argilosa e drenagem deficiente.

A região norte do estado do Mato Grosso começou a ser explorada no início dos anos 70 (Fearnside, 2005), inicialmente com a abertura das estradas BR-163 e BR-158 e posteriormente com a ocupação de vilarejos (Fearnside, 2006; Soares-Filho, 2005). Incentivos fiscais, especulação de terra e a retirada de madeira foram fatores importantes para o desmatamento da região (Fearnside, 2005); mas a principal causa de perda de floresta foi devido a atividades pecuárias (Rivero et al., 2009) de latifúndio - a partir do final da década de 80 (Fearnside, 2005). Tal modelo de ocupação criou um padrão retangular de desmatamento (Arima et al., 2016), com grande fragmentação do hábitat.

Na Figura 4 é possível observar o aumento do desmatamento na região de estudo ao longo do tempo. O pico de perda de floresta nessa região ocorreu entre os anos de 1995 e 1998 (Casatti et al., em preparação). No período de 1985 a 2017 (intervalo analisado nesse estudo), as bacias dos rios Aripuanã e Juruena perderam, respectivamente, uma média de 45,4% e 52,1% de cobertura de floresta e em média 41% e 53% de mata na faixa ripária (Casatti et al., em preparação).

Figura 3. Mapa indicando os 60 pontos de coleta. Em amarelo os 30 pontos coletados na bacia do Rio Juruena e em vermelho os 30 pontos coletados na bacia do Rio Aripuanã, ambas localizadas na região norte do Mato Grosso – Brasil.



Fonte: Acervo do Laboratório de Ictiologia, IBILCE/UNESP.

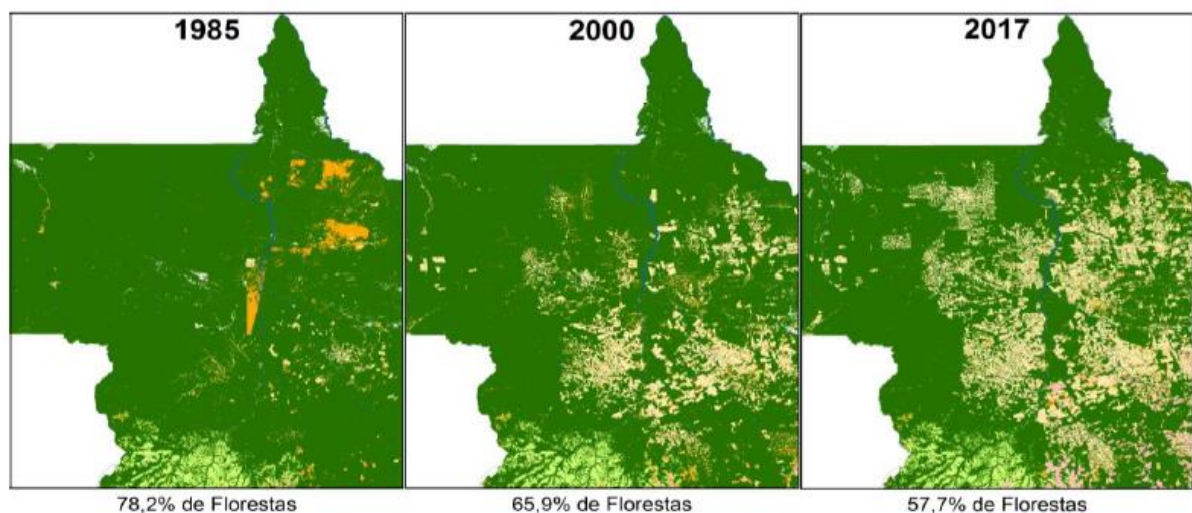
2.2 Coleta da ictiofauna

Os possíveis pontos de coleta foram inicialmente identificados em imagens do satélite Landstat, a fim de obter-se um gradiente de desmatamento. Em campo, foram amostrados 60 riachos de primeira a terceira ordem (Autorização #11435, ICMBio), sendo 30 na bacia do rio Aripuanã e 30 na bacia do rio Juruena (Figura 3), não havendo diferenças regionais no pool das duas bacias. As coletas ocorreram na estação seca dos anos de 2017 e 2018, para evitar a coleta de indivíduos temporários, evento típico na estação chuvosa, que conecta diversos corpos d'água por conta dos eventos de inundação (Benone et al., 2018).

O material biológico foi coletado com rede tipo picaré e peneira, em trechos de 80 metros de extensão, isolados à montante e jusante por redes de bloqueio, com esforço amostral de 1 hora em cada riacho. Os peixes foram eutanasiados em dose letal de eugenol, fixados e

posteriormente triados e identificados no Laboratório de Ictiologia da Universidade Estadual Paulista (UNESP) em São José do Rio Preto – São Paulo. Esse material encontra-se atualmente depositado na Coleção de Peixes do Departamento de Zoologia da mesma instituição (DZSJRP 21469-22629). A determinação taxonômica foi confirmada por especialistas (Francisco Langeani Neto e Fernando Rogério de Carvalho).

Figura 4. Percentual de cobertura de floresta na região norte do Mato Grosso entre os anos de 1985 e 2017. A imagem ilustra a grande perda e fragmentação do hábitat na região ao longo do tempo.



Fonte: Acervo do Laboratório de Ictiologia, IBILCE/UNESP.

2.3 Obtenção das variáveis ambientais para definição dos grupos de riachos

2.3.1 Avaliação do uso do solo atual na microbacia

Os limites e a rede de drenagem das microbacias foram gerados utilizando o modelo hidrológico ArcSWAT e imagens de satélite do Modelo Digital de Elevação do Terreno (MDET) SRTM (resolução de 90 x 90 m) gerados pela *National Aeronautics and Space Administration* (NASA) e disponibilizados pelo *United States Geological Survey* (USGS). As informações do uso e cobertura do solo foram obtidas do projeto MapBiomas (2019). Tais dados foram processados com o programa ArcGIS (versão 10.5.1). Com ele foram quantificados a proporção de floresta na microbacia (a partir de 1000 ha) e a proporção de floresta no “buffer” ripário (i.e., faixa ripária) da microbacia (100 m de largura) (Tabela 1).

2.3.2 Avaliação das condições locais do habitat

Foram coletadas as variáveis ambientais locais (citadas abaixo) para caracterizar as condições físicas de cada riacho e, com essas informações, foi calculado o Índice do Hábitat Físico (“Physical Habitat Index”, PHI), para avaliar a integridade física do hábitat em escala local (Tabela 1). O PHI é um método de avaliação visual da qualidade do hábitat dos riachos adaptado de protocolos internacionais (Barbour et al., 1999; Kazyak, 2001) por Casatti et al. (2006), em que cada característica avaliada recebe uma pontuação de 0 a 20. São consideradas nove características físicas: estabilidade do substrato, variabilidade de velocidade e profundidade, estabilidade de fluxo, deposição de sedimentos finos, variabilidade de poços e corredores, alterações artificiais no canal, cobertura lateral, estabilidade vegetativa dos barrancos e estabilidade geral dos barrancos. A soma das pontuações dos nove atributos é o valor final de integridade física daquele local, assim, quanto maior o valor do PHI, melhor a integridade física do ponto. Para minimizar a discrepância de avaliação, todas as avaliações de condições físicas foram feitas pela mesma pessoa (Casatti et al., 2009).

2.3.3 Avaliação da trajetória da mudança do uso do solo

A trajetória da mudança do uso do solo foi analisada ano a ano, no intervalo de tempo de 1985 a 2017 (33 anos) para que todas as imagens de satélite usadas fossem padronizadas, com 30 metros de resolução espacial, feitas pelo programa de satélites Landsat. O histórico do uso de solo foi acessado a partir da ferramenta de Mudança de Uso do Solo (“Land-use Change Analysis Tool”, LUCAT), por meio do Índice de Intensidade do Uso do Solo (“Land Use Intensity”, LUI) (Tabela 1), desenvolvido por Ferraz et al., (2009). O LUI permite acessar a informação histórica da mudança do uso do solo, medindo o intervalo de tempo entre o(s) evento(s) do desmatamento e o momento atual (Ferraz et al., 2009), integrando assim o tempo desde o início do distúrbio com a intensidade com que ele aconteceu. A partir dele é possível identificar diferentes curvas de desmatamento (Figura 5), derivadas de diferentes processos de mudança de uso do solo que levaram ao retrato atual da paisagem, resultando assim, na quantificação do tempo de estabelecimento de cada uso do solo.

O LUI é calculado a partir da expressão:

$$LUI = 100 \sum_{i=1}^{n-1} \frac{[(DA_{i-1} - DA_i)(Y_n - Y_i)]}{[(n-1)CS]}$$

Onde: DA_i = área desmatada em 1 ano; i = ha

Y = ano

n = número de anos de estudo

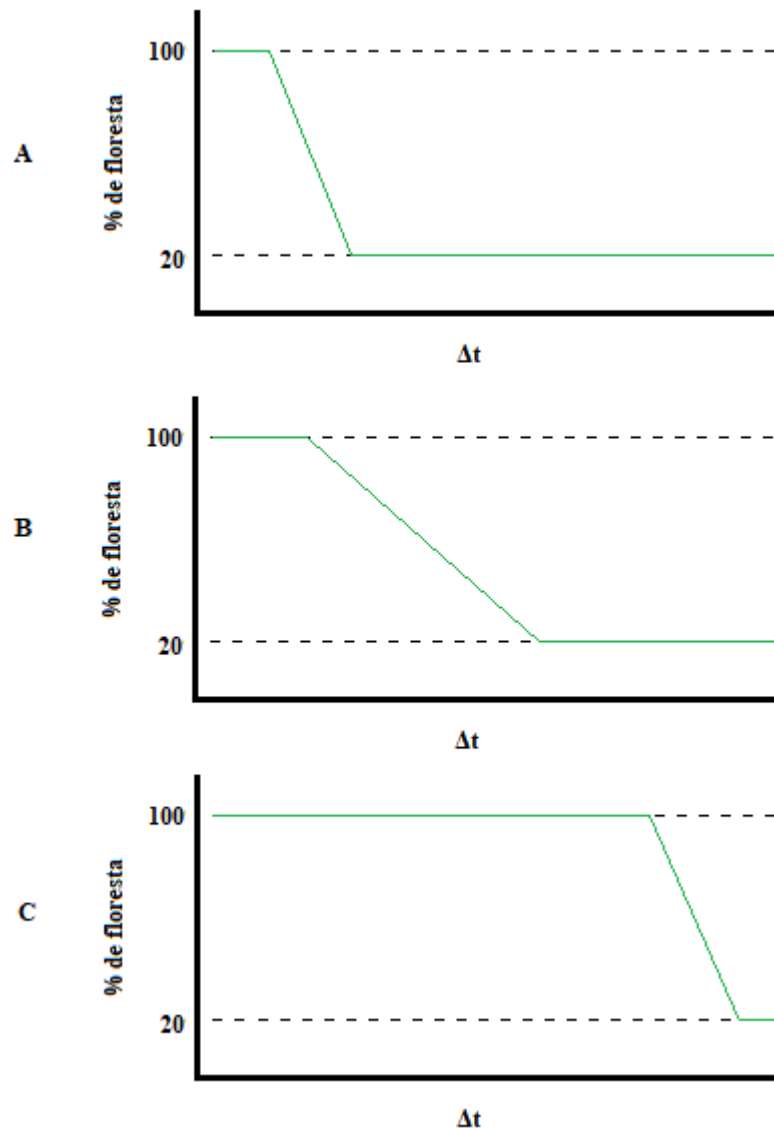
CS = tamanho da bacia

Sua unidade de medida é dada por % de novo uso do solo presente na microbacia/ano (nesse estudo foi usado como medida a conversão em pastagem, por ser a fonte de distúrbio presente na região). O valor resultante do índice varia de 0 a 1, sendo que desmatamentos recentes ou mais gradativos levam a valores próximos a 0; e desmatamentos mais antigos na linha do tempo estudada e/ou que ocorreram com maior intensidade inicial levam a valores próximos a 1. Essas informações são importantes pois a dimensão temporal é um fator que pode intensificar os efeitos do desmatamento na comunidade (Ferraz et al., 2009).

2.4 Definição da condição de integridade dos riachos usando as escalas local, de paisagem e temporal

Há diversas formas de cálculo do IBI, mas todas elas requerem a existência de um gradiente ambiental, em que exista um grupo que indique a condição referência (mais íntegra possível) na região, para fins de comparação com condições degradadas. Assim, admitimos os valores de porcentagem atual de floresta na bacia e valores de PHI e LUI, detalhadas no tópico anterior (2.3), como forma de criar os gradientes de desmatamento nas escalas requeridas - paisagem atual, condições locais do hábitat, e trajetória da mudança uso do solo, respectivamente - para o desenvolvimento dos IBIs. Para cada escala foi adotado então um protocolo (Protocolo Paisagem, PHI e LUI) de classificação da condição de integridade dos riachos, onde estes foram considerados íntegros, intermediários ou regulares (ver Figura 6).

Figura 5. Exemplos de curva do desmatamento adaptados a partir de Ferraz et al., 2009. Δt representa o tempo observado no estudo. Linhas verdes representam a trajetória da mudança do uso do solo ao longo de Δt . Nos três exemplos as áreas analisadas começam com 100% de cobertura de floresta e ao final possuem 20%, entretanto, o LUI do exemplo A seria mais próximo a 1; o LUI do exemplo B seria próximo a 0,5; e o LUI do exemplo C seria próximo a 0.



Fonte: Acervo do autor.

Protocolo Paisagem. Esse protocolo aborda apenas o critério de conformação atual da paisagem. Tanto os dados de proporção de floresta na microbacia quanto os no “buffer” ripário

obtidos foram divididos em quartis. Os riachos que apresentaram maior proporção de floresta na microbacia e na faixa ripária ($>75\%$ da distribuição) foram considerados como riachos referência (FLO). Os riachos que ficaram no terceiro quartil ($50\% < x < 75\%$) foram considerados intermediários (INT), e os riachos que ficaram abaixo do segundo quartil ($<50\%$ da distribuição) foram considerados degradados (DEF) (Tabela 1). Quinze riachos apresentaram proporção de floresta na microbacia num quartil diferente da proporção de floresta na faixa ripária. Nesses casos os riachos foram avaliados de acordo com a distribuição da floresta na paisagem.

Protocolo PHI. No protocolo de qualidade do habitat local, os valores obtidos do PHI também foram divididos em quartis, de modo que os riachos com valores de PHI acima de 131 ($>75\%$ da distribuição) foram considerados conservados (BOM). Riachos com valores no terceiro quartil ($104 < x < 131$) foram classificados como intermediários (REGULAR) e riachos com valores abaixo de 50% da distribuição (menores que 104) foram considerados degradados ('RUIM') (Tabela 1).

Protocolo LUI. Para os valores do LUI, foi seguido o mesmo critério de divisão em quartis. Os riachos com valor de LUI de 0 a 0,18 ($< 25\%$) foram considerados conservados (G1), riachos com valores de 0,19 a 0,44 ($25\% < x < 75\%$) foram considerados intermediários (G2), e riachos com valores acima de 0,45 ($> 75\%$) foram considerados degradados (G3) (Tabela 1). Nesse protocolo, foi decidido deixar que o maior intervalo de variação (2 quartis) corresponderia aos riachos intermediários, pois a variação de valores de LUI não foi tão ampla (nenhum valor chegou a 1). Dessa forma foi possível distanciar os valores máximos do grupo referência dos outros grupos. Esse aumento do intervalo intermediário garante que apenas valores extremos de LUI (próximos a 0/1) sejam considerados como valores referência/degradação.

Dos 60 riachos coletados, 34 foram usados para a fase construção do IBI. Desses, seis foram selecionados por terem sido classificados como 'íntegros' nos três protocolos usados. Os outros 28 riachos foram selecionados com o objetivo de obter uma amostra com a maior homogeneidade de distribuição espacial possível nas bacias. Assim, de forma aleatória, foi determinado que todos os riachos nomeados com números pares (ex. A02, J24) seriam usados na construção dos IBIs, já que a ordem numérica dos riachos representa que riachos com numerações mais próximas possuem menor distância espacial entre si.

Foram usados apenas os riachos classificados como íntegros e como degradados para construção do IBI de cada protocolo. Como cada Índice foi baseado na classificação de

integridade de um único protocolo, o número total de riachos usados para o desenvolvimento de cada um dos IBIs foi diferente. Para o Protocolo Paisagem foi usado 12 riachos FLO e 17 riachos DEF. No Protocolo PHI o IBI foi desenvolvido com 11 riachos BOM e 16 riachos RUIM. Por último, no Protocolo LUI, foram considerados os 11 riachos G1 e 8 riachos G2. Na tabela 1 pode-se averiguar a classificação de integridade dos riachos em cada um dos protocolos e os riachos selecionados para o desenvolvimento dos índices.

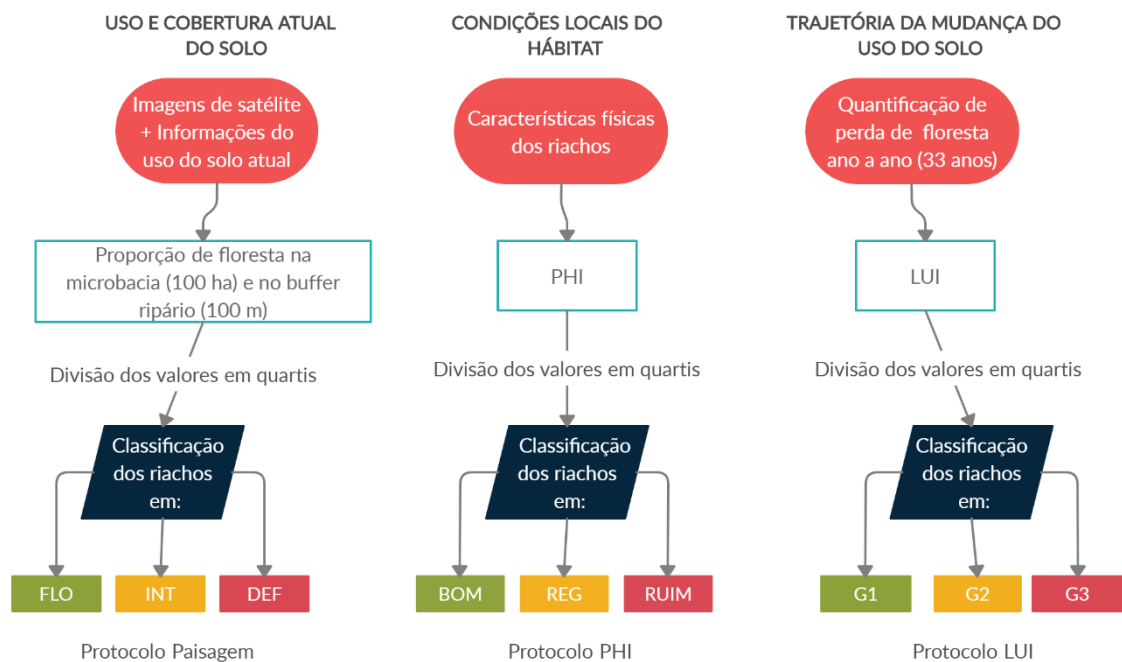
Tabela 1. Dados de proporção de floresta na microbacia e no “buffer”, valores de PHI e LUI dos 60 pontos coletados e subsequentes classificações em cada um dos protocolos. (Riachos de A01 a A30 são referentes aos coletados em Aripuanã e riachos de J01 a J30 referentes a coleta em Juruena). Em negrito está indicado os 34 riachos usados para a construção do IBI. “Prop.” = Proporção; “PHI” = Índice de Habitat Físico; “LUI” = Índice de Intensidade do Uso do Solo.

Riachos	Prop. floresta microbacia	Prop. floresta buffer	Protocolo Paisagem	PHI	Protocolo PHI	LUI	Protocolo LUI
A01	0.434	0.531	INT	152	BOM	0.38	G2
A02	0.263	0.304	DEF	61	POBRE	0.39	G2
A03	0.18	0.518	INT	116	REGULAR	0.30	G2
A04	0.315	0	DEF	23	POBRE	0.48	G3
A05	0.301	0.369	INT	50	POBRE	0.37	G2
A06	0.375	0.293	DEF	123	REGULAR	0.28	G2
A07	0.999	0.985	FLO	93	POBRE	0.00	G1
A08	0.541	1	FLO	142	BOM	0.23	G2
A09	0.692	0.869	FLO	131	REGULAR	0.15	G1
A10	0.635	0.75	FLO	119	REGULAR	0.21	G2
A11	0.312	0.39	INT	112	REGULAR	0.32	G2
A12	0.682	0.252	INT	114	REGULAR	0.19	G2
A13	0.796	0.957	FLO	139	BOM	0.15	G1
A14	0.412	0.425	INT	139	BOM	0.32	G2
A15	0.657	0.439	INT	102	POBRE	0.21	G2
A16	0.371	0.106	DEF	49	POBRE	0.31	G2
A17	0.769	0.808	FLO	140	BOM	0.13	G1
A18	0.358	0.156	DEF	145	BOM	0.39	G2
A19	0.669	0.707	FLO	58	POBRE	0.16	G1
A20	0.976	1	FLO	161	BOM	0.01	G1
A21	0.693	0.775	FLO	148	BOM	0.12	G1
A22	0.14	0.037	DEF	99	POBRE	0.53	G3
A23	0.113	0.248	DEF	112	REGULAR	0.47	G3
A24	0.365	0.259	DEF	112	REGULAR	0.38	G2
A25	0.474	0.496	INT	73	POBRE	0.26	G2
A26	0.688	0.812	FLO	161	BOM	0.11	G1

A27	0.207	0.256	DEF	146	BOM	0.45	G3
A28	0.607	0.718	FLO	161	BOM	0.17	G1
A29	0.465	0.403	INT	64	POBRE	0.27	G2
A30	0.495	0.366	INT	109	REGULAR	0.32	G2
J01	0.103	0.31	DEF	131	REGULAR	0.47	G3
J02	0.169	0.297	DEF	49	POBRE	0.28	G2
J03	0.245	0.12	DEF	105	REGULAR	0.38	G2
J04	0.297	0.426	INT	67	POBRE	0.47	G3
J05	0.168	0.156	DEF	63	POBRE	0.45	G3
J06	0.131	0.161	DEF	78	POBRE	0.44	G2
J07	0.399	0.299	DEF	80	POBRE	0.42	G2
J08	0.067	0.241	DEF	63	POBRE	0.68	G3
J09	0.076	0.084	DEF	51	POBRE	0.67	G3
J10	0.193	0.19	DEF	128	REGULAR	0.52	G3
J11	0.133	0.08	DEF	115	REGULAR	0.55	G3
J12	0.067	0	DEF	71	POBRE	0.62	G3
J13	0.117	0.063	DEF	123	REGULAR	0.34	G2
J14	0.415	0.119	DEF	74	POBRE	0.45	G3
J15	0.221	0.092	DEF	70	POBRE	0.62	G3
J16	0.385	0.218	DEF	76	POBRE	0.42	G2
J17	0.296	0.284	DEF	93	POBRE	0.21	G2
J18	1	1	FLO	106	REGULAR	0.00	G1
J19	0.519	0.503	INT	72	POBRE	0.20	G2
J20	0.579	0.239	DEF	91	POBRE	0.17	G1
J21	0.778	0.654	FLO	139	BOM	0.19	G2
J22	0.975	0.978	FLO	75	POBRE	0.02	G1
J23	0.379	0.319	DEF	83	POBRE	0.40	G2
J24	0.255	0.242	DEF	93	POBRE	0.52	G3
J25	0.369	0.613	INT	104	POBRE	0.06	G1
J26	0.993	1	FLO	163	BOM	0.01	G1
J27	0.919	0.995	FLO	157	BOM	0.02	G1
J28	0.442	0.58	INT	103	POBRE	0.21	G2
J29	0.493	0.371	INT	116	REGULAR	0.22	G2
J30	0.33	0.194	DEF	83	POBRE	0.40	G2

Fonte: Acervo do autor.

Figura 6. Etapas dos procedimentos adotados para a criação dos protocolos Paisagem, PHI e LUI.



Fonte: Acervo do autor.

2.5 Construção dos IBIs

2.5.1 Seleção das métricas

O IBI foi originalmente desenvolvido para ser uma ferramenta de aplicação fácil, que incorpora informações de múltiplos indicadores em um único índice (Karr, 1991), facilitando a compreensão dos dados. As informações advêm de atributos diagnósticos que são sensíveis a um gradiente de alterações, capazes de distinguir variações naturais das causadas por estressores (Angermeier & Karr, 1994). Para identificar esses atributos diagnósticos é necessária uma certa compreensão prévia da comunidade estudada e de possíveis métricas que responderão naquele local. Para encontrar atributos sensíveis para esse trabalho, foi realizada extensa pesquisa bibliográfica quanto as métricas usadas em estudos com o IBI desde sua descrição em 1981. A partir desse levantamento bibliográfico foram reunidas 186 métricas (ver Anexo 1) que abrangem fatores de composição da assembleia, utilização do habitat, composição trófica, reprodução e saúde individual (ie. deformações, doenças).

A seleção das métricas a serem testadas para compor os IBIs desse estudo seguiu os seguintes critérios: (I) facilidade de obtenção da métrica - pois o intuito do IBI é que seja de fácil execução

e que possa estar pronto num período relativamente curto de tempo, assim é importante que os dados para as métricas não sejam de difícil obtenção; (II) métricas quantitativas; (III) métricas funcionais; e por último (IV) métricas que reflitam diferentes hábitos de vida, afim de representar a maior quantidade de informação possível.

Na literatura, há uma grande variação de métricas (p.ex.: número de indivíduos, porcentagem de indivíduos, número de espécies, porcentagem de espécies) baseado num mesmo aspecto da comunidade (p.ex.: tolerância). Assim, para fins de padronização, foram calculadas as quatro variações de métricas citadas acima para todas as métricas selecionadas que possuíam sentido biológico para tal padronização.

Decidiu-se também acrescentar as métricas “Número de grupos funcionais”, “Número de indivíduos na amostra excetuando *Knodus*”, “Número de indivíduos Characidae e Loricariidae”, “Porcentagem de indivíduos Characidae e Loricariidae”, “Número de *Knodus*”, “Porcentagem de *Knodus*”, “Número de indivíduos raros”, “Porcentagem de indivíduos raros”, “Número de espécies raras” e “Porcentagem de espécies raras” devido a características específicas da comunidade local, totalizando então 39 métricas testadas (Tabela 2).

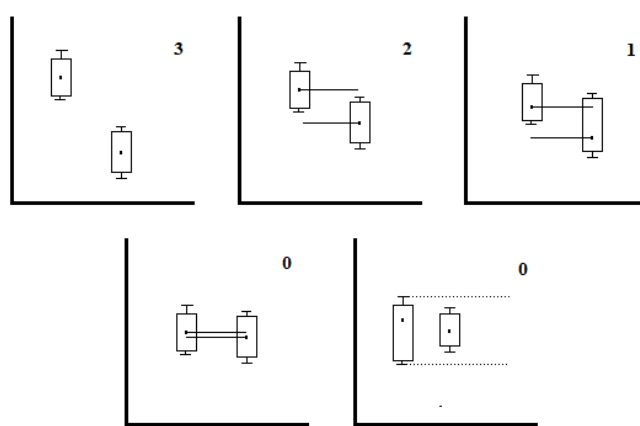
A métrica “Número de grupos funcionais foi admitida, pois locais considerados degradados tendem a apresentar número menor de variedade funcional (Zeni & Casatti, 2014). As métricas referentes ao gênero “*Knodus*” foram incluídas pois esses indivíduos fortemente são favorecidos (aumento da abundância) em situações de degradação (Casatti et al., 2015), na região Amazônica (Brejão et al., 2018). Métricas relacionadas às famílias Characidae e Loricariidae foram incorporadas, pois acreditamos que em locais degradados nessa região há perda e substituição de espécies e essas famílias são favorecidas, já que não houve ainda entrada de espécies não-nativas no “pool” regional. Métricas referentes a espécies raras consideraram apenas espécies com um único indivíduo (“singletons”). Assim, a quantidade de “singletons” foi inclusa, pois essas espécies normalmente dependem de habitats especializados, e por isso sofrem grande influência das variáveis ambientais em escala local (Pérez-Mayorga, 2017), que tendem a serem homogeneizadas com a degradação (Ferreira & Casatti, 2006). O uso de métricas relacionadas à quantidade de indivíduos e espécies não-nativas demonstrou ser responsiva em outros trabalhos (ex. Carvalho et al., 2017; Ortigossa et al. dados não publicados) e é recomendada para trabalhos na região que encontrem valores expressivos de indivíduos não nativos (atualmente, uma espécie foi encontrada, representada por apenas dois indivíduos).

As espécies coletadas nesse estudo (Anexo II) foram caracterizadas de acordo com as métricas a serem testadas. Assim, inicialmente, elas foram caracterizadas taxonomicamente (gênero e família); quanto à origem (nativo e não-nativo); ao uso do habitat (bentônico/nectônico/nectobentônico; reofílico e não reofílico; usuária das margens dos riachos ou não); ao hábito alimentar (carnívoro -excetuando insetívoros -, insetívoro, herbívoro, detritívoro, onívoro); à tolerância à hipóxia; à presença de respiração aérea facultativa e ao grupo funcional. Foram utilizados 18 grupos funcionais descritos por Brejão et al. (2013), além do grupo “diurnal invertebrates picker”, criado sob os mesmos critérios neste estudo, para incluir a espécie *Elachocharax pulcher*. De hábitos diurnos, essa espécie é encontrada em bancos de folhas flutuantes ou bancos de folhiços no fundo dos riachos, onde pegam invertebrados, sobretudo insetos (Buckup, 2003; Carvalho, 2013). As informações sobre as espécies foram compiladas a partir da literatura e de informações de campo. Assim, estabeleceram-se dados quantitativos para cada métrica em todos os riachos.

2.5.2 Teste de sensibilidade e direção

Nos 3 IBIs, as métricas selecionadas foram testadas quanto à capacidade de discriminar os riachos mais degradados dos menos degradados, por meio do teste de sensibilidade (Baptista et al., 2007) e se responderam na direção esperada. Para o teste de sensibilidade de cada protocolo, gráficos “box-plot” foram construídos para cada métrica com os respectivos dados dos riachos referência e degradados (Anexo II A, B, C). O teste de sensibilidade permite analisar visualmente a sensibilidade e força de resposta da métrica ao impacto na região de estudo, por meio da variação e da sobreposição de dados entre as condições referência e as condições degradadas (Baptista et al., 2007). Dessa forma, escores de 0 a 3 foram atribuídos para cada métrica, dependendo da relação vista entre o grupo referência e o grupo degradado: métricas que não apresentaram nenhuma sobreposição de dados receberam o escore 3. O escore 2 foi atribuído para casos onde havia certa sobreposição, mas ambas medianas encontravam-se fora dos interquartis do outro grupo comparativo. Métricas que apresentaram sobreposição de uma mediana receberam o escore 1. Por último, foi atribuído o escore 0 para métricas com sobreposição de medianas dos dois grupos ou quando a variância de dados de um dos grupos compreendeu a variação total do outro (Figura 7). Todas as métricas que receberam o escore de sensibilidade 1 ou 0 foram descartadas. As métricas remanescentes em cada protocolo foram avaliadas de acordo com a direção da resposta. Foi avaliado se a métrica demonstra aumento ou diminuição em relação ao aumento do distúrbio, e essa resposta foi comparada com as respostas esperadas segundo a literatura (ver Tabela 2).

Figura 7. Escores de sensibilidade admitidos nesse trabalho, baseado em Baptista et al. (2007). Valores no canto superior direito indicam o valor de sensibilidade atribuído para as diferentes situações obtidas entre os grupos comparativos – “grupo conservado” x “grupo degradado”. As caixas ilustram os dois quartis intermediários da variação dos dados de cada grupo. As linhas verticais nas extremidades das caixas correspondem ao valor mínimo e máximo da variação de dados. O quadrado preto dentro da caixa indica o valor mediano dos dados. Linhas horizontais e pontilhadas ilustram os graus de sobreposição usados como critério para cada score.



Fonte: Acervo do autor.

As métricas que responderam como o esperado na literatura foram mantidas e compuseram os IBIs de seus respectivos protocolos (Tabela 3). As métricas que tiveram uma resposta diferente da esperada foram descartadas, pois acredita-se que essas poderiam diminuir a precisão do índice. Para simplificar os IBIs, quando duas ou mais métricas baseadas em um mesmo aspecto da comunidade (p. ex., tolerância e quantidade de reofílicos) passaram no teste de sensibilidade e de direção, os valores de sensibilidade foram usados como critério de exclusão, permanecendo apenas a métrica com maior escore de sensibilidade. Em caso de empate, optou-se pelas métricas comuns entre os índices.

Tabela 2. Métricas testadas neste estudo e a resposta esperada de cada uma delas em relação ao impacto, segundo a literatura. Estão indicados também os valores de sensibilidade (S) obtidos nos três protocolos e quais métricas responderam na direção esperada (indicadas com um “x”).

Atributo	Resposta esperada ao impacto	Prot. Paisagem		Prot. PHI		Prot. LUI	
		Sens.	Direção da resposta	Sens.	Direção da resposta	Sens.	Direção da resposta
Número total de espécies na amostra	Decréscimo	0		1		0	
Número de espécies necessário para atingir 90% de indivíduos na amostra	Decréscimo	0		0		1	
Número de espécies de Characiformes e Siluriformes	Decréscimo	0		2		0	
Porcentagem de espécies de Characiformes e Siluriformes	Decréscimo	0		0		0	
Número de indivíduos de Characiformes e Siluriformes	Decréscimo	3		3		0	
Porcentagem de indivíduos de Characiformes e Siluriformes	Decréscimo	0		0		3	
Número de espécies nectônicas	Decréscimo	0		0		0	
Porcentagem de espécies nectônicas	Decréscimo	0		0		0	
Número de indivíduos nectônicos	Decréscimo	2		3		3	
Porcentagem de indivíduos nectônicos	Decréscimo	0		0		2	
Número de espécies reofílicas	Decréscimo	0		0		0	
Porcentagem de espécies reofílicas	Decréscimo	0		2	x	0	
Número de indivíduos reofílicos	Decréscimo	0		0		0	
Porcentagem de indivíduos reofílicos	Decréscimo	1		2	x	3	x
Número de espécies que se abrigam em vegetação marginal	Aumento	0		0		0	
Porcentagem de espécies que se abrigam em vegetação marginal	Aumento	0		0		1	
Número de indivíduos que se abrigam em vegetação marginal	Aumento	2	X	3	x	2	x
Porcentagem de indivíduos que se abrigam em vegetação marginal	Aumento	0		1		0	
Número de espécies tolerantes	Aumento	1		1		0	
Porcentagem de espécies tolerantes	Aumento	2	X	1		0	
Número de indivíduos tolerantes	Aumento	2	x	3	x	3	x
Porcentagem de indivíduos tolerantes	Aumento	0		0		0	
Número de espécies com respiração facultativa de ar atmosférico	Aumento	0		0		0	

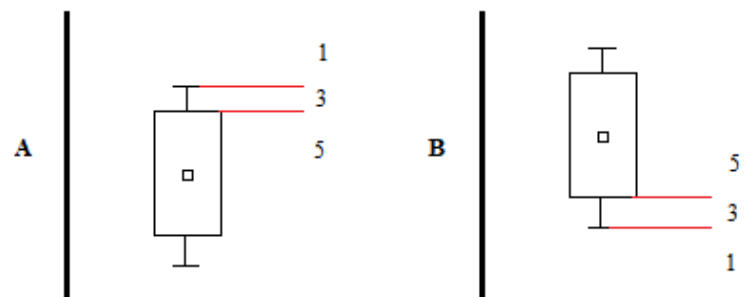
Porcentagem de espécies com respiração facultativa de ar atmosférico	Aumento	0		0		2	
Número de indivíduos com respiração facultativa de ar atmosférico	Aumento	0		0		0	
Porcentagem de indivíduos com respiração facultativa de ar atmosférico	Aumento	0		2		2	
Número de espécies raras	Decréscimo	0		0		0	
Porcentagem de espécies raras	Decréscimo	0		0		0	
Número de indivíduos de espécies raras	Decréscimo	0		0		0	
Porcentagem de indivíduos raros	Decréscimo	3	x	1		2	x
Número de grupos funcionais	Decréscimo	0		0		0	
Número de guildas tróficas	Decréscimo	0		0		2	
Número de espécies na amostra excetuando tolerantes	Decréscimo	0		0		0	
Número de indivíduos na amostra excetuando tolerantes	Decréscimo	0		0		0	
Número de indivíduos na amostra excetuando Knodus	Decréscimo	2		3		2	
Número de indivíduos Characidae e Loricariidae	Aumento	2	x	3	x	3	x
Porcentagem de indivíduos Characidae e Loricariidae	Aumento	0		0		1	
Número de knodus	Aumento	0		0		1	
Porcentagem de knodus	Aumento	0		0		0	

Fonte: Acervo do autor.

2.6 Testagem dos IBIs

Para testar os IBIs foi utilizado os 28 riachos remanescentes do banco de dados. Foram atribuídos escores 1, 3 e 5, para todas as métricas selecionadas em cada um dos IBIs (Tabela 3), conforme o estado da métrica em comparação com a condição referência. Os intervalos dos escores foram determinados a partir da variação de dados do grupo referência de cada protocolo na métrica em questão: para métricas que aumentam com o distúrbio (Figura 8-A), todos os valores abaixo do 75% da distribuição recebem o escore 5. Todos os valores compreendidos no intervalo do desvio padrão ($75\% < x \leq 100\%$) recebem o escore 3 e todos os pontos que estiverem acima do maior valor do grupo referência recebe o escore 1. Para métricas que decrescem com o aumento do distúrbio (Figura 8-B), atribui-se o escore 5 para todos os valores acima de 25% da distribuição, o escore 3 para os valores compreendidos no primeiro quartil (até 25%), e os valores que estiverem abaixo desse intervalo recebem o escore 1 (modificado a partir de Baptista, 2007). Os intervalos numéricos de cada escore podem ser observados na Tabela 3.

Figura 8. Ilustração do método adotado para definir os intervalos dos escores 1, 3 e 5 do IBI a partir dos dados do grupo referência. Em (A) está representado o método para métricas que aumentam com o distúrbio; as linhas vermelhas delimitam os intervalos de cada escore, a partir do o quarto quartil do “box-plot”; em (B) está indicada a classificação para métricas que decrescem com o distúrbio, linhas vermelhas delimitam o intervalo de cada score, a partir do primeiro quartil do “box-plot”. As caixas ilustram os dois quartis intermediários da variação dos dados de cada grupo. As linhas verticais nas extremidades das caixas correspondem ao primeiro e quarto quartis (linha inferior e superior, respectivamente). O quadrado dentro da caixa corresponde a mediana dos dados.



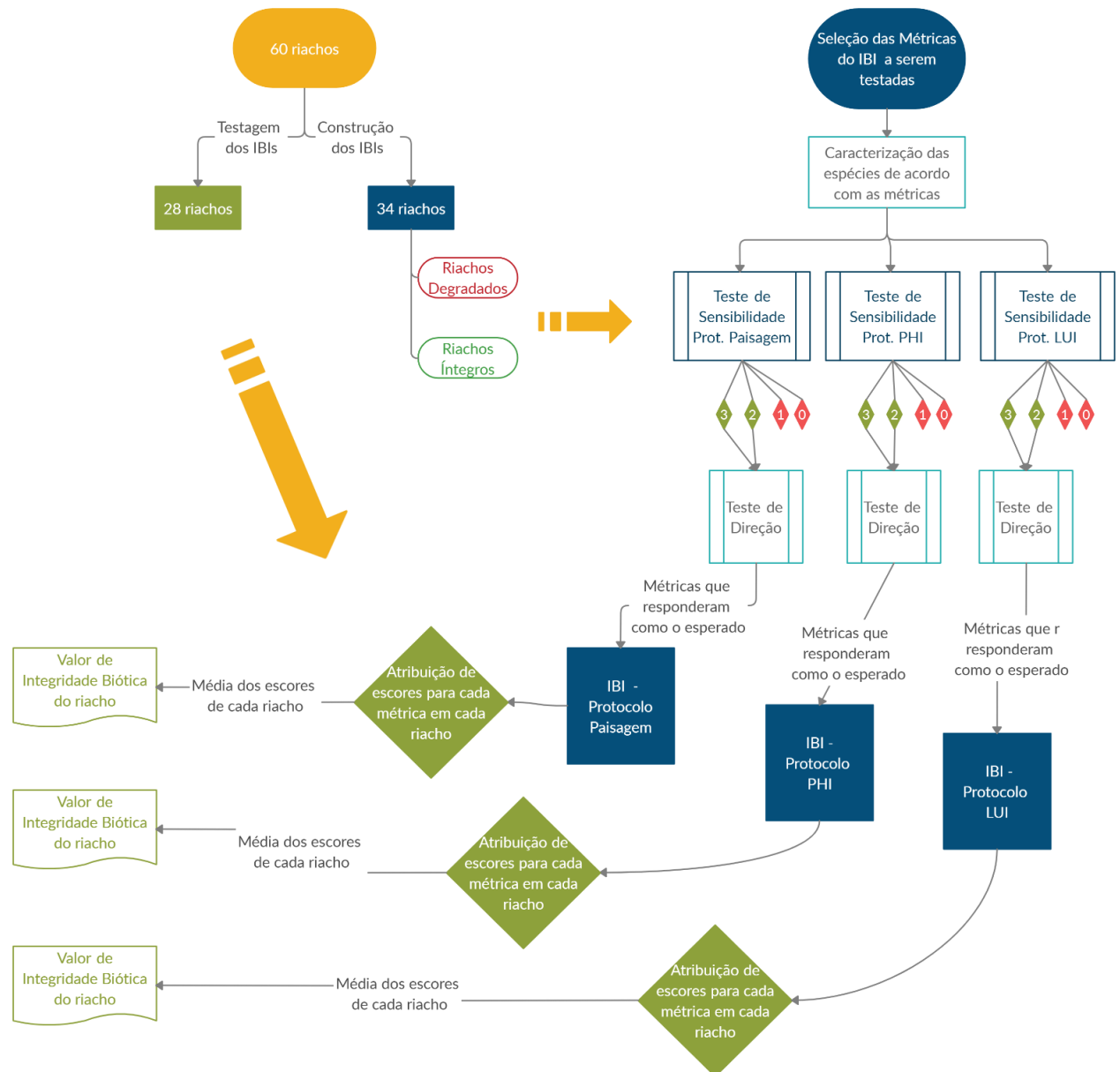
Fonte: Acervo do autor.

Nos três protocolos, o valor final de integridade biótica de cada riacho correspondeu a média obtida dos escores das métricas. O valor final de integridade biótica de cada grupo foi obtido pela média de valores de integridade de seus riachos. Cada riacho/grupo foi enquadrado em uma das quatro classes de IBI, de acordo com Karr (1981): valores de IBI menores que 1,9 indicam integridade biótica MUITO POBRE; entre 2,0 e 2,9 correspondem a integridade biótica POBRE; entre 3,0 a 3,9 são considerados REGULARES e acima de 4 considerados BONS (as etapas para a construção do IBI estão ilustradas na Figura 9).

2.7 Análises estatísticas

Foi calculado a diferença da variação quantitativa de integridade biótica entre protocolos e a diferença de valores de IBI entre os grupos intermediário e degradado de cada protocolo. Para ambos foi usado o teste não paramétrico Kruskal-Wallis e, posteriormente, um gráfico “box-plot” foi construído. Também foram feitas regressões lineares com (I) os valores dos IBIs de cada protocolo e os valores de suas respectivas escalas – valores de IBI do Protocolo Paisagem com valores de proporção de floresta na paisagem/buffer; valores de IBI do Protocolo PHI com valores de PHI; e valores de IBI do Protocolo LUI com LUI -; (II) valores de IBI dos protocolos com valores brutos de LUI, e (III) valores de IBI do Protocolo LUI com os valores de PHI e proporção de floresta, a fim de entender a influência das escalas na variação de dados de cada protocolo. Usou-se o cálculo de regressão linear simples, exceto em ocasiões onde foi usado os dados de paisagem. Por essa variável ser a combinação da proporção de floresta em duas escalas, nesses casos usou-se o método de regressão linear múltipla. Um gráfico de dispersão com a diferença dos valores entre protocolos (resíduos) foi plotado para facilitar a visualização a variação de valores em cada riacho entre protocolos. Todos os testes estatísticos e gráficos foram executados no programa R (Versão 3.5.3) (R Core Team, 2019).

Figura 9. Resumo ilustrado das etapas adotadas nesse trabalho para o desenvolvimento dos IBIs de cada Protocolo.



Fonte: Acervo do autor.

3. RESULTADOS

3.1 Métricas selecionadas pelos IBIs

O teste de sensibilidade selecionou 8 métricas no P.P. (Protocolo Paisagem), 10 no P.PHI (Protocolo PHI) e 12 métricas no P.LUI (Protocolo LUI). Destas, o teste de direção selecionou 5 atributos para cada um dos IBIs. Três métricas – “Número de indivíduos Characiformes e Siluriformes”, “Número de indivíduos nectônicos” e “Número de indivíduos na amostra excetuando *Knodus*” – foram sensíveis nos três protocolos, mas apresentaram aumento com o acréscimo da degradação, ao contrário do esperado.

Ao fim, foram selecionadas quatro métricas para compor o IBI dos protocolos Paisagem e PHI e cinco métricas para P.LUI (Tabela 3). As métricas “Número de indivíduos que se abrigam em vegetação marginal” “Número de indivíduos tolerantes” e “Número de indivíduos Characidae e Loricariidae” foram comuns entre os três protocolos, enquanto a métrica “Porcentagem de indivíduos raros” demonstrou-se robusta para P.Paisagem e P.LUI. Os IBIs de P.PHI e P.LUI também compartilharam uma métrica entre si, referente a “Porcentagem de indivíduos reofilicos”.

Tabela 3. Métricas que compuseram o IBI de cada protocolo e os intervalos numéricos que compreendem os escores 1, 3 e 5 de cada respectiva métrica.

Métricas	1	3	5
Protocolo Paisagem			
Número de indivíduos que se abrigam em vegetação marginal	$x > 174$	$174 \leq x \leq 140$	$x < 140$
Número de indivíduos tolerantes	$x > 158$	$134 \leq x \leq 158$	$x < 134$
Porcentagem de indivíduos raros	$x < 1.61$	$1.61 \leq x \leq 2.56$	$x > 2.56$
Número de indivíduos Characidae e Loricariidae	$x > 210$	$171 \leq x \leq 210$	$x < 171$
Protocolo PHI			
Porcentagem de indivíduos reofilicos	$x < 13.98$	$13.98 \leq x \leq 14.84$	$x > 14.84$
Número de indivíduos que se abrigam em vegetação marginal	$x > 174$	$138 \leq x \leq 174$	$x < 138$
Número de indivíduos tolerantes	$x > 150$	$133 \leq x \leq 150$	$x < 133$
Número de indivíduos Characidae e Loricariidae	$x > 231$	$173 \leq x \leq 231$	$x < 173$
Protocolo LUI			
Porcentagem de indivíduos reofilicos	$x < 7.76$	$7.76 \leq x \leq 14.39$	$x > 14.39$
Número de indivíduos que se abrigam em vegetação marginal	$x > 235$	$143 \leq x \leq 235$	$x < 143$
Número de indivíduos tolerantes	$x > 257$	$150 \leq x \leq 257$	$x < 150$
Porcentagem de indivíduos raros	$x < 1.61$	$1.61 \leq x \leq 2.27$	$x > 2.27$
Número de indivíduos Characidae e Loricariidae	$x > 293$	$185 \leq x \leq 293$	$x < 185$

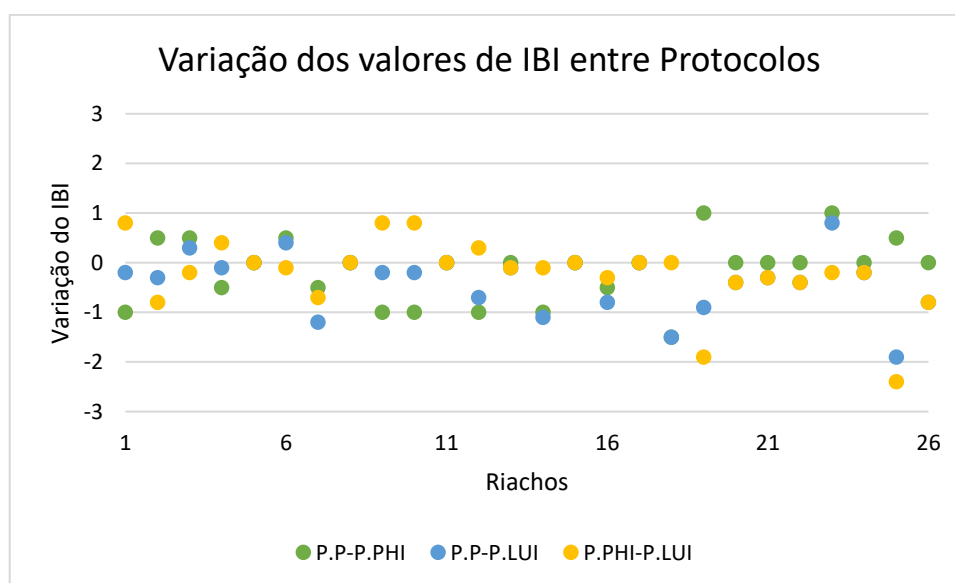
Fonte: Acervo do autor.

3.2 Desempenho dos IBIs

Quando comparada a variação quantitativa dos valores de IBI em um mesmo riacho, a maior variação entre protocolos em um único riacho foi vista entre P.PHI e P.LUI (2.4 no riacho J25) (Figura 10). A maior mediana de variação de dados entre protocolos foi observada entre P.P e P.PHI (mediana = 0.5), enquanto a mediana de variação de dados entre P.P e P.LUI, e P.PHI e P.LUI foi de 0.3 (Figura 11). Estatisticamente, não há diferenças entre as variações de IBI entre protocolos ($p = 0,87$) e, apesar dessas variações encontradas, nem toda mudança quantitativa refletiu em alteração de categoria do IBI.

Ao considerar então as classificações finais dos riachos nas categorias do IBI, pôde-se observar que, apesar de não haver uniformidade de resultados entre os três protocolos em cem por cento dos casos, em sua maioria (77% - 20 riachos), os resultados dos três IBIs foram concordantes e alocaram os riachos nas mesmas categorias (Tabela 4). Dos demais, 19,2% (5 riachos) variou entre duas categorias do IBI. Em dois desses casos a mudança de categoria se deu no P.LUI, que avaliou os riachos de forma melhor que os outros dois protocolos. Nos outros três casos, a mudança de categoria foi observada no P.P, onde os riachos foram pior avaliados. Apenas 1 riacho (3,8%) recebeu uma categorização de IBI diferente em cada protocolo.

Figura 10. Variação de valores de IBI em cada riacho entre protocolos. As cores indicam entre quais Protocolos a variação foi observada.



Fonte: Acervo do autor.

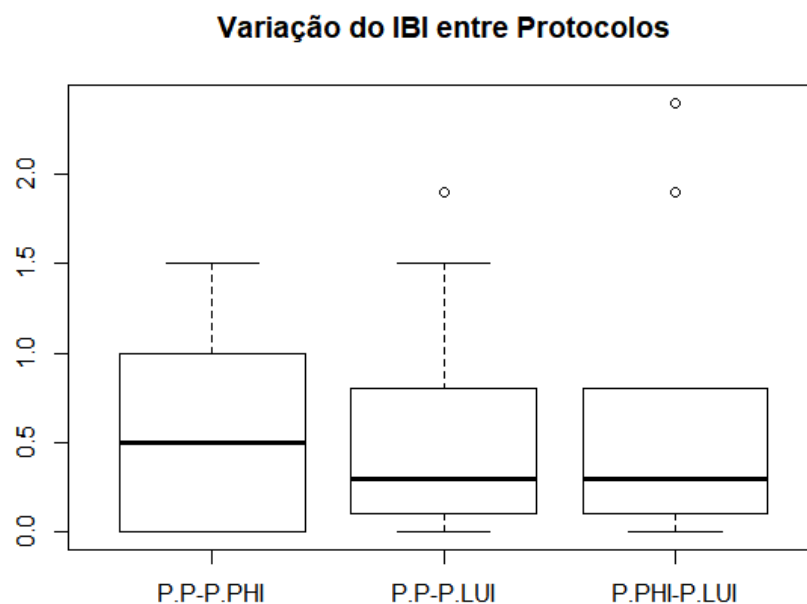
Tabela 4. Valores do IBI e correspondentes categorias de integridade biótica de cada riacho nos três protocolos. “N de variações entre protocolos” corresponde a quantas vezes um riacho mudou de categoria do IBI. 0 = nenhuma vez; 1 = Houve uma mudança de categoria, logo, o riacho foi classificado em duas categorias diferentes; 2 = houve duas mudanças de categoria, de forma que o riacho foi classificado em três diferentes categorias de integridade biótica.

Riachos	Protocolo			Valores do IBI			Categoria do IBI			N de variações entre protocolos
	Paisagem	PHI	LUI	Paisagem	PHI	LUI	Paisagem	PHI	LUI	
A01	INT	BOM	2	4.3	4.6	4.3	Bom	Bom	Bom	0
A03	INT	REGULAR	2	3.3	3.3	3.6	Regular	Regular	Regular	0
A05	INT	RUIM	2	3.3	2.3	3.3	Pobre	Pobre	Pobre	0
A07	FLO	RUIM	1	4.3	4.3	4.3	Bom	Bom	Bom	0
A09	FLO	REGULAR	1	5	5	5	Bom	Bom	Bom	0
A11	INT	REGULAR	2	5	4	4.6	Bom	Bom	Bom	0
A15	INT	RUIM	2	3	3.6	4	Regular	Regular	Bom	1
A19	FLO	RUIM	1	4.3	4.3	5	Bom	Bom	Bom	0
A23	DEF	REGULAR	3	3.3	4.3	4.3	Bom	Bom	Bom	0
A25	INT	RUIM	2	4	4.6	4.3	Bom	Bom	Bom	0
A27	DEF	BOM	3	4.6	5	5	Bom	Bom	Bom	0
A29	INT	RUIM	2	2.3	2.6	2.6	Muito Pobre	Pobre	Pobre	1
J01	DEF	REGULAR	3	4.3	4.6	4	Bom	Bom	Bom	0
J03	DEF	REGULAR	2	1.6	3	2.3	Muito Pobre	Pobre	Pobre	1
J05	DEF	RUIM	3	1.6	1	1.3	Muito Pobre	Muito Pobre	Muito Pobre	0
J07	DEF	RUIM	2	1.6	2	1.6	Muito Pobre	Muito Pobre	Muito Pobre	0
J09	DEF	RUIM	3	1.3	1.3	1	Muito Pobre	Muito Pobre	Muito Pobre	0
J11	DEF	REGULAR	3	1.6	3	2.3	Muito Pobre	Regular	Regular	1
J13	DEF	REGULAR	2	2.3	3	2.3	Pobre	mt pobre	Regular	2
J15	DEF	RUIM	3	1.3	2	2	Muito Pobre	Muito Pobre	Muito Pobre	0

J17	DEF	RUIM	2	2	2	1.3	Muito Pobre	Muito Pobre	Muito Pobre	0
J19	INT	RUIM	2	2.3	1.6	2.6	Muito Pobre	Muito Pobre	Muito Pobre	0
J21	FLO	BOM	2	5	4.3	4.3	Bom	Bom	Bom	0
J23	DEF	RUIM	2	2	2.6	2	Pobre	Pobre	Pobre	0
J25	INT	RUIM	1	2	2	3.3	Muito Pobre	Muito Pobre	Regular	1
J29	INT	REGULAR	2	1.6	1.6	1.3	Muito Pobre	Muito Pobre	Muito Pobre	0

Fonte: Acervo do autor.

Figura 11. Boxplot indicando a variação de valores de IBI encontradas em cada riacho, entre os Protocolos.



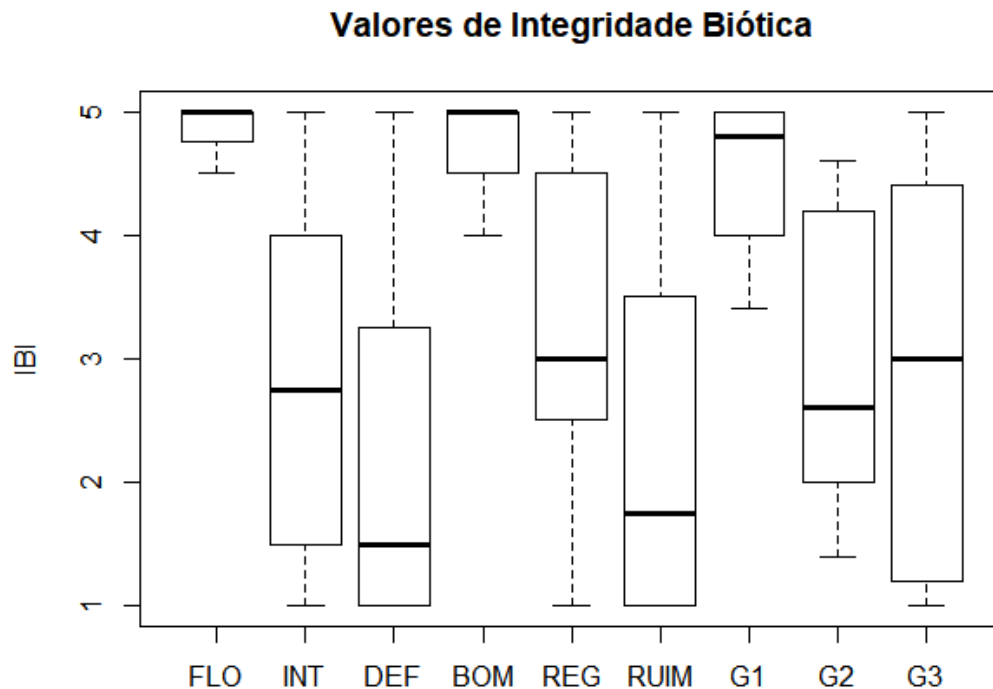
Fonte: Acervo do autor.

3.3 Resultados dos IBIs

Os três IBIs desenvolvidos desempenharam de forma satisfatória, considerando a queda do valor de integridade biótica entre os grupos, com o aumento da degradação. Os grupos considerados íntegros (FLO, BOM, G1) obtiveram as maiores médias de IBI (4.87, 4.67 e 4.45, respectivamente) e foram considerados com boa integridade biótica. Os grupos intermediários, obtiveram médias de IBI intermediárias dentro de cada protocolo (INT = 2.27, REGULAR = 3.33, e G2 = 2.97). No P.P e P.LUI os grupos intermediários foram considerados com integridade biótica pobre, enquanto em P.PHI o grupo foi considerado regular. Por fim, as menores médias de integridade (2.21, 2.36 e 2.86) foram apresentadas pelos grupos degradados (DEF, RUIM e G3, respectivamente), e todos foram enquadrados na categoria “pobre” do IBI. Não houve diferenças significativas, dentro de cada protocolo, entre os grupos intermediários e degradados, assim como não houve diferenças significativas entre os grupos intermediários dos três protocolos, apesar da diferença de categoria do IBI.

Apesar das diferenças nas médias de IBI entre grupos no mesmo protocolo, pode-se notar que, de forma geral, houve grande variação de valores de IBI dentro dos grupos intermediários e degradados - sobretudo nos degradados. (Figura 12).

Figura 12. Boxplot dos valores de IBI obtidos nos grupos conservado (FLO, BOM, G1), intermediário (INT, REG, G2) e degradado (DEF, RUIM, G3) de cada protocolo. Os grupos FLO, INT e DEF correspondem ao Protocolo Paisagem; BOM, REG (REFULAR) e RUIM correspondem ao Protocolo PHI e G1 G2 e G3 correspondem ao Protocolo LUI. As linhas horizontais em negrito dentro das caixas indicam a mediana do grupo.

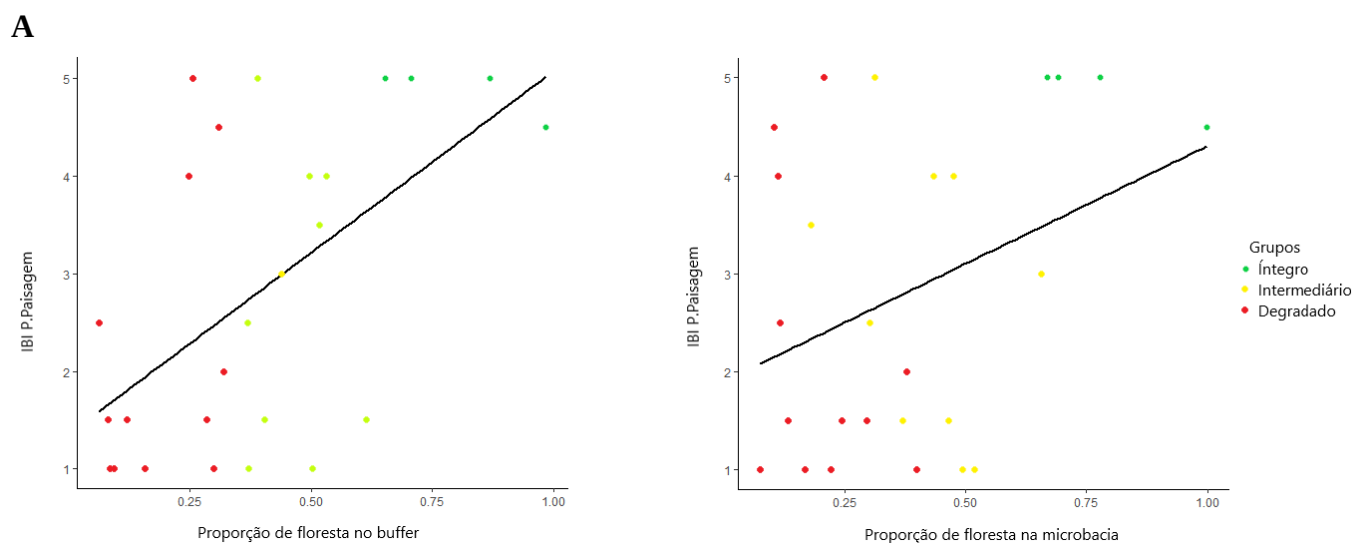


Fonte: Acervo do autor.

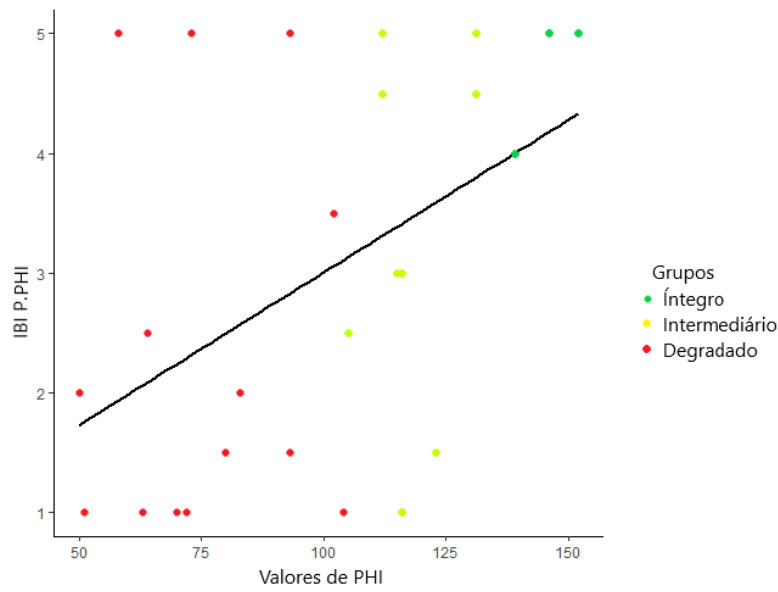
Analisando as relações entre variáveis ambientais e IBI foi visto que há certa correlação positiva entre os valores de IBI obtidos no P.Paisagem e os valores brutos de proporção de floresta na microbacia + buffer de cada riacho (r^2 ajustado = 0.31; $p < 0,05$)(Figura 13 A); assim como foi observada correlação positiva entre valores do IBI do P.PHI e dados brutos do PHI (r^2 ajustado = 0.18; $p < 0,05$)(Figura 13 B). Em contra partida, não houve interdependência entre os valores de LUI e os valores resultantes do IBI de P.LUI (r^2 ajustado = 0.10; $p > 0,05$) (Figura 13 C).

Também não houve correlação significativa entre os valores brutos de LUI e os resultados do IBI de P.P (r^2 ajustado = 0.05; $p > 0,05$) e P.PHI (r^2 ajustado = 0.005; $p > 0,05$) (Figura 13 D, E). Entretanto, foi vista correlação entre os valores de IBI de P.LUI e as variáveis de paisagem (i.e. proporção de floresta) (r^2 ajustado = 0.30; $p < 0,05$) e de condição do habitat local (PHI) (r^2 ajustado = 0.33; $p < 0,05$) (Figura 13 F, G).

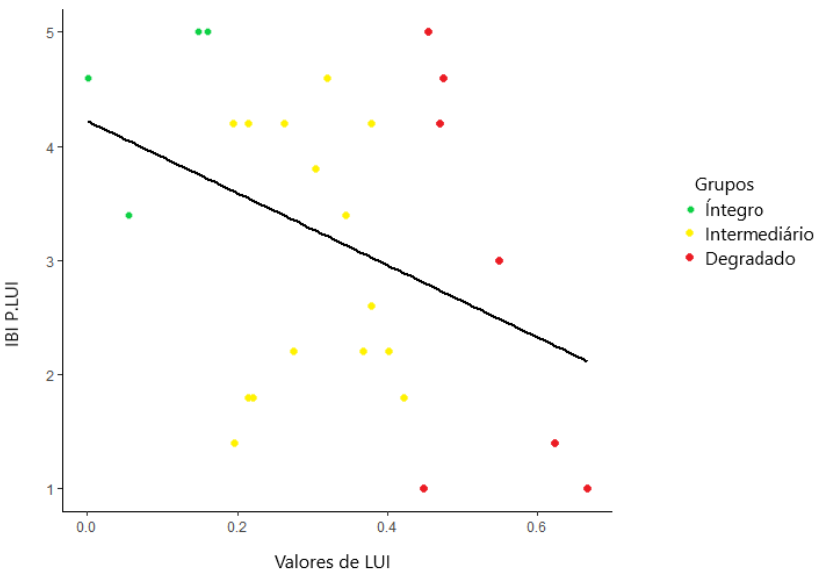
Figura 13. Gráficos ilustrando a relação entre os valores de IBI encontrados para cada riacho em cada Protocolo e valores brutos de suas respectivas escalas. As figuras A B e C são referentes aos Protocolos Paisagem, PHI e LUI, respectivamente. Assim, o eixo X indica em A) proporções de floresta na microbacia e no buffer; em B) valores de PHI; e em C) valores de LUI. D) Indica a relação entre valores de IBI do P.P e seus respectivos valores de LUI; E) Indica Valores de IBI do P.PHI e seus respectivos valores de LUI; F) Indica valores de IBI do P.LUI e a proporção de floresta no buffer; G) Indica valores de IBI do P.LUI e respectivos valores de PHI. A linha preta indica a relação linear encontrada entre as variáveis. Pontos verdes indicam condições íntegras dentro de cada protocolo, pontos amarelos indicam condições intermediárias e pontos vermelhos indicam condições degradadas. Na figura A, apesar de os dados de floresta na microbacia e no buffer estarem em gráficos separados, o cálculo da correlação considerou ambos os dados de forma conjunta. Na figura G, pontos indicados com círculos representam relações adversas entre as variáveis.



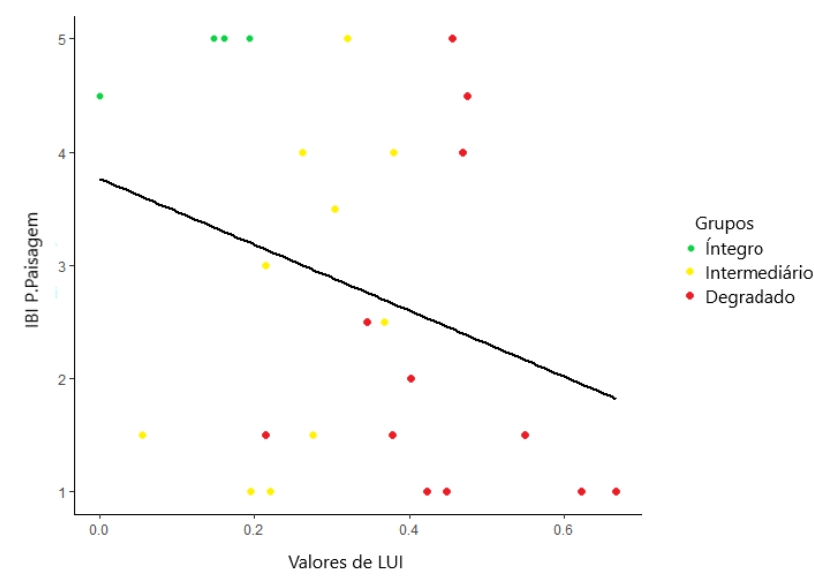
B



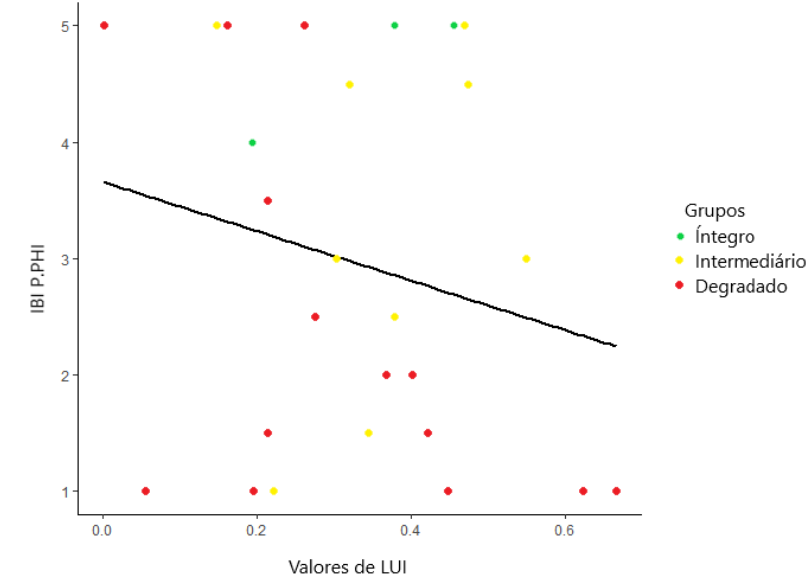
C

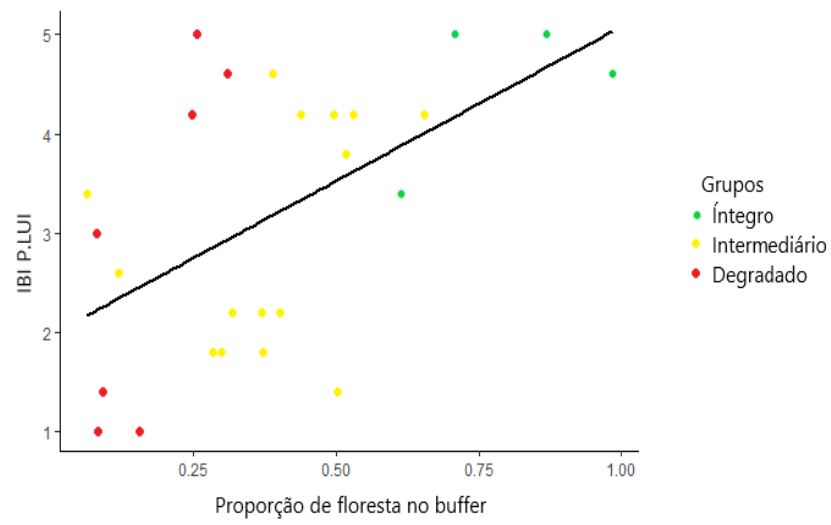
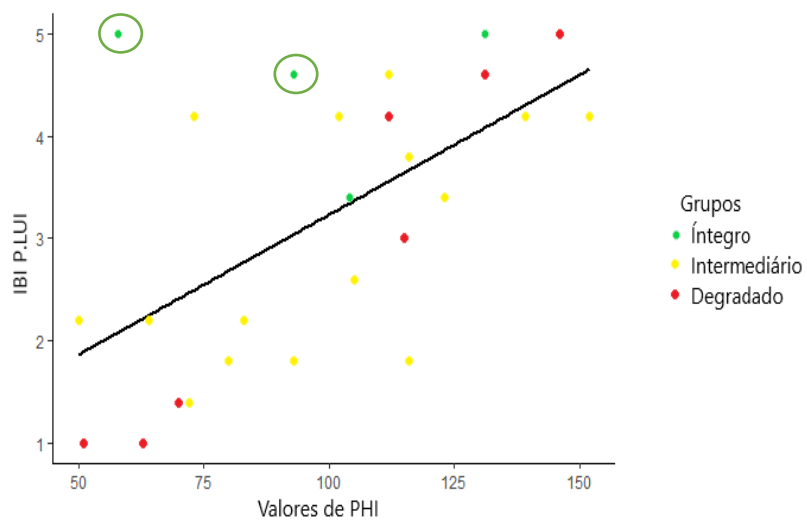


D



E



F**G**

Fonte: Acervo do autor.

4. DISCUSSÃO

O processo de construção dos IBIs, tal como conduzido neste estudo, indica que o uso de apenas uma escala para a categorização dos grupos referência e degradado é suficiente para definir os parâmetros do índice de forma satisfatória. Isso porque os IBIs construídos a partir dos três diferentes protocolos, que incluem a paisagem, as condições do hábitat local e o histórico de transformações da paisagem, em sua maioria, compartilharam as mesmas métricas, de forma que os três índices obtiveram, ao fim de sua construção, parâmetros muito parecidos para a avaliação de integridade dos riachos. Assim, o uso de uma única escala reflete, de maneira geral, critérios de caracterização de integridade de outras escalas.

Antes de discutir as implicações do desempenho dos IBIs construídos, é importante discutir um aspecto fundamental para a construção do índice e seu resultado final: os critérios de seleção das métricas. As respostas padrão esperadas da comunidade são um grande pilar do funcionamento do IBI, entretanto, o padrão dessas respostas difere entre regiões e biomas, de forma que não se pode esperar que a ictiofauna do bioma amazônico apresente exatamente as mesmas respostas ao desmatamento encontradas em outras regiões do Brasil e do mundo.

De fato, três métricas testadas nesse estudo (“Número de indivíduos na amostra excetuando tolerantes”, “Número de indivíduos Characiformes e Siluriformes” e “Número de indivíduos nectônicos”) não tiveram o comportamento esperado, aumentando com a degradação ao invés de apresentar declínio. Neste cenário recente de degradação, como o pool de espécies da região ainda não sofreu grandes alterações, as espécies favorecidas são nativas (Scott & Helfman, 2011) e pertencentes às ordens Characiformes e Siluriformes, sobretudo pelo fato de terem mais exemplares de hábitos de vida plásticos, como pode-se ver a partir da caracterização das espécies feitas nesse estudo. A maioria das espécies da ordem Characiformes encontradas são de hábito nectônico, de forma que, nessas condições, essas métricas - “Número de indivíduos na amostra excetuando tolerantes”, “Número de indivíduos Characiformes e Siluriformes” e “Número de indivíduos nectônicos” - são codependentes da abundância total de indivíduos, que também aumentou com a degradação.

Assim, seria razoável evitar o uso de atributos muito gerais que sejam codependentes à abundância em cenários de degradação recente, sendo mais apropriado utilizar métricas relacionadas a características mais específicas (p. ex., “Número de indivíduos Characidae + Loricariidae”), pois esses atributos se mostraram mais sensíveis.

Paralelamente, três métricas foram sensíveis nos três protocolos, indicando que estas são sensíveis à mais de uma escala do desmatamento e por isso são métricas robustas que podem ser usadas em outros estudos no mesmo bioma, em regiões com padrões similares. O uso de tais métricas pode resultar em valores refinados de integridade biótica sem a necessidade da obtenção das informações de todas as escalas do desmatamento, que demandam tempo e técnicas específicas. Isso porque, as três métricas em questão abrangem informações de padrões da comunidade regional, que estão sob ação simultânea de filtros ambientais relacionados tanto com condições da paisagem, quanto com as condições do hábitat local e pela trajetória do uso do solo.

Considerando o desempenho e os resultados dos IBIs, os valores de IBI de cada riacho calculados pelos três protocolos não foram totalmente coincidentes. Entretanto, levando em conta a grande quantidade de informações que o IBI retém em seu valor final (Karr, 1991), seria impossível não encontrar certa variação entre os valores e, por essa mesma razão, considera-se que a variação de valores de IBI encontrada entre protocolos não é expressiva a ponto de comprometer o desempenho do índice. Isso reflete na uniformidade de categorização dos riachos encontrada entre os três protocolos (77%), que indica que há equivalência entre resultados em um mesmo riacho o suficiente para dizer que IBIs construídos com escalas diferentes não levam a diferentes classificações de integridade biótica. Assim, a classificação da integridade de um riacho como “bom” ou “pobre” por uma determinada escala é confiável, tem grande significado biológico e reflete as outras escalas. A execução de IBIs a partir de valores contínuos tem demonstrado ser mais apurada (Ruaro et al., 2020), e pode ser uma forma de diminuir a discrepância de resultados em um mesmo riacho e evitar a mudança de categoria de IBI, vista nos outros 22% riachos avaliados.

Quando comparamos os protocolos, a grande uniformidade entre os resultados finais de IBI e o fato de que as variações de valores entre eles não foram diferentes estatisticamente, permite dizer que não há uma escala mais adequada que a outra para o desenvolvimento de um IBI, assim como não há protocolos com respostas mais similares entre si. Os três protocolos foram capazes de distinguir condições íntegras (i.e. com menores valores de desmatamento) de condições não íntegras (intermediárias e degradadas) de forma clara, num cenário de desmatamento recente. Um período curto (30 anos) de exposição a novas condições foi suficiente para que as assembleias exibissem alterações e o índice mostrou-se eficiente em captar essas mudanças iniciais, desde que usadas as métricas apropriadas. Os riachos com menores valores de desmatamento (íntegros) em cada protocolo apresentaram os melhores

valores de integridade biótica, corroborando outros trabalhos (Casatti et al., 2006; Horwitz et al., 2008; Roa – Fuentes & Casatti, 2017; Ortigossa et al., não publicado) que associam a maior qualidade do habitat com a maior capacidade de manter uma comunidade mais diversa e com maior uniformidade.

Riachos com maiores valores de desmatamento (não íntegros) obtiveram valores de integridade menores. Alguns, inclusive, sendo classificados como ‘muito pobre’. Pensando na considerável abundância e diversidade encontrada nesses riachos, o que implica categorizar um riacho como “muito pobre”, nessas circunstâncias? Os riachos não íntegros com valores baixos de IBI não apresentaram perdas importantes de riqueza ou abundância, sendo que a mudança foi, primariamente, na composição das comunidades. Condições de degradação refletem menor variabilidade de recursos (Casatti et al., 2006), que, nesse caso, levou a perda de espécies raras - geralmente sensíveis e de hábitos específicos - e ao aumento de espécies mais plásticas/tolerantes. Assim, os riachos de baixa integridade biótica na Amazônia não refletem condições de mudanças drásticas, com grande perda do pool de espécies e baixa ocorrência de indivíduos, mas sim refletem condições já afastadas (i.e. diferentes) de uma situação referência.

Dentre os grupos considerados não íntegros, não houve diferenças significativas entre os riachos intermediários e degradados dentro de cada protocolo, apesar da mudança de categoria do IBI (visto no P.PHI), indicando que apesar dessa diferença de classificação, as comunidades possuem padrões e condições equivalentes. Isso provavelmente se deve ao fato de que o desmatamento no norte do Mato Grosso é consideravelmente recente, comparado com outras áreas do Brasil onde há atividades agropastoris (Por exemplo, o estado de São Paulo possui áreas que o desmatamento inicial data de 250 anos (Victor et al., 2005)) e, por conta disso, os processos desencadeados pela degradação ainda estão em curso, assim como as respostas das comunidades.

A grande variação de valores de IBI em riachos não íntegros, esperada em um cenário de desmatamento recente, foi encontrada nos três protocolos, entretanto não foi explicada de forma satisfatória por nenhuma das escalas utilizadas individualmente. O contexto dessa variação não ficou mais claro com a associação da escala temporal aos três protocolos. De fato, o LUI não foi capaz de explicar os valores de integridade biótica resultantes de seu próprio protocolo, sendo esses correlacionados com valores de PHI e proporção de floresta na microbacia. Isso indica que uma única escala não é suficiente para explicar e associar todos os diferentes cenários de desmatamento encontrados em uma região de desmatamento recente e seus respectivos valores de IBI. Indica também que a escala temporal e as condições do habitat local e paisagem

estão associadas, mas o LUI não é a melhor abordagem para incluir a escala temporal no IBI. Provavelmente, essa associação entre escala local de paisagem e temporal foi um fator importante para que os riachos do protocolo LUI fossem categorizados de forma parecida com os outros protocolos.

É curioso, porém, que os valores de integridade obtidos pelo P.LUI foram os valores que refletiram maior variação dentro de seus grupos não íntegros e, ao mesmo tempo, as variações dentro desses grupos foram melhores contextualizadas que em qualquer outro protocolo, pela interação entre “valores de integridade biótica” x “valores de PHI” e “valores de LUI” de cada riacho. Os valores de integridade biótica que estão pouco correlacionados com os valores de PHI são explicados pela trajetória do uso do solo, por exemplo: riachos que apresentam boa integridade biótica apesar da baixa integridade física são riachos com desmatamento mais recente na linha do tempo estudada.

Entretanto, encontrar um valor baixo de PHI em um riacho degradado recentemente e com alta integridade biótica indica que, apesar da escala temporal ser importante, não é a única variável que influencia a relação entre degradação x integridade biótica. Visto que o LUI é um índice que resume diferentes informações em um número, provavelmente atribuir um único valor de LUI à uma microbacia inteira ocultou informações em escala local e outras variáveis como o local específico do desmatamento e a direção em que este ocorreu em relação ao corpo d'água. Informações importantes da trajetória do uso do solo que também refletem no PHI/IBI, pois um desmatamento concentrado ao longo da faixa ripária terá um peso diferente para o PHI em relação a um desmatamento mais afastado do corpo d'água, por exemplo.

Quando se analisa os riachos discrepantes (citado acima e exemplificado na Figura 13G), outro fator que se mostra importante quantificar na escala temporal é a intensidade em que a área foi desmatada. A causa de condições ruins do habitat local em situações de IBI e LUI bons, está provavelmente relacionada com a grande intensidade em que as microbacias em questão foram desmatadas. Grande parte do desmatamento no estado do Mato Grosso é ilegal (Prodes, 2018) e por conta disso ocorrem de maneira rápida e agressiva - podendo envolver técnicas como o popular ‘correntão’, por exemplo -, que causam grande desestabilidade em riachos de pequena ordem, de modo que a integridade física muda drasticamente em pouco tempo. Por conta disso, as comunidades nesses locais ainda contam com uma fauna residual, resistente, e por isso, apresentam alto valor de integridade biótica.

Mesmo reconhecendo as limitações do LUI como forma de quantificar a escala temporal, fica clara a importância de incluir a trajetória do uso do solo nos estudos de IBI, pois, seja pela intensidade ou pelo tempo de desmatamento, a dimensão histórica auxilia a compreensão de padrões específicos, principalmente para riachos com desmatamento recente.

5. CONCLUSÃO

Muito se discute sobre os critérios iniciais para a seleção das métricas a serem testadas para compor o IBI. Para esta etapa, devem ser priorizadas as métricas sensíveis a mais de uma escala do desmatamento. Ademais, encontrar um grupo de métricas que funcione para condições e/ou regiões específicas é um grande passo para entender as condições de conservação em larga escala dos corpos d'água, assim, as métricas encontradas nesse estudo podem ser vistas como um passo inicial para um índice extrapolável a situações comparáveis dentro da mesma ecorregião.

A principal reflexão que emerge desse estudo talvez seja: “Estou englobando a quantidade de informações suficientes quando considero apenas as condições locais do habitat?”, já que avaliar a integridade biótica a partir das condições atuais da paisagem tornou-se o método mais difundido em análises de IBI. Todas as escalas aqui testadas foram capazes de englobar uma grande quantidade de informações do ponto de vista de equivalência entre escalas, de forma que índices baseados em apenas uma escala retornam valores de IBI com bom significado biológico. Na prática isso significa que um riacho considerado ‘íntegro’ pelo índice, é um riacho biologicamente íntegro. Entretanto, quando consideramos a relação entre Integridade Biótica e as demais variáveis do desmatamento, nenhuma escala, sozinha, foi suficiente para contextualizar/explicar todas as condições encontradas em desmatamento recente. Assim, a combinação de mais de uma escala, de preferência a escala temporal e local juntas, demonstra ser um bom caminho para o desenvolvimento de futuros IBIs, visto que a associação dessas escalas foi capaz de abranger e explicar uma maior diversidade de situações criadas por diferentes padrões de desmatamento.

Por fim, a trajetória do uso do solo é importante para o entendimento do contexto das condições de integridade de uma comunidade e os riachos do norte do Mato Grosso são um ótimo exemplo da necessidade de incluir essa escala nos estudos. Assim, é fundamental que comecemos a explorar formas de incluir a dimensão temporal em futuros trabalhos com índices bióticos, seja no aprimoramento da ferramenta oportunizada pelo LUI, seja pela busca de novas ferramentas.

REFERÊNCIAS

- Allan, J.D., 2004. Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. *Annual Review on Ecology, Evolution and Systematics*, 35: 257-284.
- Angermeier, P.L., Karr, J.R., 1994. Biological integrity versus biological diversity as policy directives: protecting biotic resources. *Ecosystem Management*, 264-275.
- Araujo, F.G.; Fichberg, I.; Pinto, B.C.T., Peixoto, M.G., 2003. A preliminary index of biotic integrity for monitoring the condition of the Rio Paraíba do Sul, southeast Brazil. *Environmental Management*, 32(4): 516-526.
- Arima, E.Y., Walker, R.T., Perz S., Souza Jr, C., 2016. Explaining the fragmentation in the Brazilian Amazonian forest. *Journal of Land Use Science*, 11(3): 257-277.
- Baptista, D.F., Buss, D.F., Egler, M., Giovanelli, A., Silveira, M.P., Nessimian, J.L., 2007. A multimetric index based on benthic macroinvertebrates for evaluation of Atlantic Forest streams at Rio de Janeiro State, Brazil. *Hydrobiologia*, 575(1): 83-94.
- Barbour, M.T., Gerritsen, J., Snyder, B.D., Stribling, J.B., 1999. Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish (339). Washington, DC: US Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, D.C.
- Baron, J.S., Poff, N.L., Angermeier, P.L., Dahm, C.N., Gleick, P.H., Hairston, N.G., Jackson, R.B., Johnston, C.A., Richer, B.D., Steinman, A.D., 2002. Meeting ecological and societal needs for freshwater. *Ecological Applications*, 12: 1247-1260.
- Benone, N.L., Ligeiro, R., Juen, L., Montag, L.F.A., 2018. Role of environmental and spatial processes structuring fish assemblages in streams of the eastern Amazon. *Marine and Freshwater Research*, 69(2): 243-252.
- Brasil. Lei n.º 12.651, 2012. Código Florestal. Através do link: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/12651.htm
- Brejão, G.L., Gerhard, P., Zuanon, J., 2013. Functional trophic composition of the ichthyofauna of forest streams in eastern Brazilian Amazon. *Neotropical Ichthyology*, 11(2): 361-373.
- Brejão, G.L., Hoeinghaus, D.J., Pérez-Mayorga, M.A., Ferraz, S.F., Casatti, L., 2018. Threshold responses of Amazonian stream fishes to timing and extent of deforestation. *Conservation Biology*, 32(4): 860-871.
- Bozzetti, M., Schulz, U. H. 2004. An index of biotic integrity based on fish assemblages for subtropical streams in southern Brazil. *Hydrobiologia*, 529: 133-144.
- Buckup, P.A. 2003. Family Crenuchidae (South American darters). In: Reis, R.E., Kullander, S.O., Ferraris, C. J. (Eds.). *Check List of the Freshwater Fishes of South and Central America*, Porto Alegre, Edipucrs, 729p.

- Buss, D.F., Oliveira, R.B., Baptista, D.F., 2008. Monitoramento biológico de ecossistemas aquáticos continentais. *Oecologia Brasiliensis*, 12(3): 339-345.
- Casatti, L., Langeani, F., Silva, A.M., Castro, R.M.C., 2006. Stream fish, water and habitat quality in a pasture dominated basin, southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 66(2B): 681-696.
- Casatti, L., Ferreira, C. P., Langeani, F. 2009. A fish-based biotic integrity index for assessment of lowland streams in southeastern Brazil. *Hydrobiologia*, 623(1): 173-189.
- Casatti, L., Teresa, F.B., Zeni, J.O., Ribeiro, M.D., Brejao, G.L., Ceneviva-Bastos, M., 2015. More of the same: high functional redundancy in stream fish assemblages from tropical agroecosystems. *Environmental Management*, 55(6): 1300-1314.
- Casatti, L., Brejão, G.L., Pérez-Mayorga, M.A., Zeni, J.O. Stream fish assemblages respond differently to the deforestation patterns in Amazon. *Em preparação*.
- Carvalho, L.N., Fidelis, L., Arruda, R., Galuch, A., Zuanon, J., 2013. Second floor, please: the fish fauna of floating litter banks in Amazonian streams and rivers. *Neotropical Ichthyology*, 11(1): 85-94.
- Carvalho, D.R., Leal, C.G, Junqueira, N.T., Castro, M.A., Fagundes, D.C., Alves, C.B.M., Hughes, R.M., Pompeu, P.S., 2017. A fish-based multimetric index for Brazilian savana streams. *Ecological Indicators*, 77: 386-396. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.02.032>
- CETESB, 2018. Qualidade das águas interiores no estado de São Paulo – Série de Relatórios. São Paulo: Secretaria de Infraestrutura e Meio Ambiente, 2018.
- Chen, K., Hughes, R.M., Brito, J.G., Leal, C.G., Leitão, R.P., de Oliveira-Júnior, J.M.B., Oliveira, V.C., Dias-Silva, K., Ferraz, S.F.B., Ferreira, J., Hamada, N., Juen, L., Nessimian, J., Pompeu, P.S., Zuanon, J., 2017. A multi-assemblage, multi-metric biological condition index for eastern Amazonia streams. *Ecological Indicators*, 78: 48-61.
- Clinnick, P.F., 1985. Buffer strip management in forest operations: a review. *Australian Forestry*, 48(1) 34-45.
- Costa, R.F.D., Feitosa, J.R.P., Fisch, G., Souza, S.S.D., Nobre, C.A., 1998. Variabilidade diária da precipitação em regiões de floresta e pastagem na Amazônia. *Acta amazônica*, 28(4): 395-395.
- Couto, E.G., Oliveira, V.A., 2003. Levantamento de reconhecimento de alta intensidade dos solos e avaliação da aptidão agrícola das terras do imóvel da Rohden Industria Lignea LTDA, município de Juruena/MT. Cuiabá: UFMT/IBGE: 92.
- Cruz, B.B., Miranda, L.E., Cetra, M., 2013. Links between riparian landcover, instream environment and fish assemblages in headwater streams of south-eastern Brazil. *Ecology of Freshwater Fish*, 22: 607-616.
- Duarte, S., Araújo, F. G., 2001. Abundância relativa e distribuição de *Loricariichthys spixii* (Steindachner) (Siluriformes, Loricariidae) no reservatório de Lajes, Estado do Rio de Janeiro, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 18: 465-477.

- Fausch, K.D., Lyons, J.O.H.N., Karr, J.R., Angermeier, P.L., 1990. Fish communities as indicators of environmental degradation. *American Fisheries Society Symposium* 8(1): 123-144.
- Fearnside, P.M. 2005. Deforestation in Brazilian Amazonia: History, rates and consequences. *Conservation Biology* 19(3): 680-688.
- Fearnside, P.M., 2006. Desmatamento na Amazônia: dinâmica, impactos e controle. *Acta Amazônica*, 36(3): 395-400.
- Ferraz, S.F.B., Vettorazzi, C.A., Theobald, D.M., 2009. Using indicators of deforestation and land-use dynamics to support conservation strategies: A case study of central Rondônia, Brazil. *Forest Ecology and Management*, 257(7): 1586-1595.
- Ferraz, S.F.B., Cassiano, C., Begotti, R., Tranquilin, A., 2012. Land use change analysis tools (LUCAT). Page II Congresso Brasileiro de Ecologia de Paisagens.
- Ferreira, C.P., Casatti, L. 2006. Integridade biótica de um correço na bacia do Alto Rio Paraná avaliada por meio da comunidade de peixes. *Biota Neotropica*, 6(3): 1-25.
- Figueroa, S.N., Nobre, C.A., 1990. Precipitation distribution over central and western tropical South America. *Climanálise*, 5(6): 36-45.
- Fisch, G., Marengo, J.A., Nobre, C.A., 1998. Uma revisão geral sobre o clima da Amazônia. *Acta Amazônica*, 28(2): 101-101.
- Foley, J.A., Asner, G.P., Costa, M.H., Coe, M.T., DeFries, R., Gibbs, H.K., Howard, E.A., Olson, S., Patz, J., Ramankutty, N., Snyder, P., 2007. Amazonia revealed: forest degradation and loss of ecosystem goods and services in the Amazon Basin. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 5(1): 25-32.
- Gash, J.H.C., Nobre, C.A., 1997. Climatic effects of Amazonian deforestation: Some results from ABRACOS. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 78(5): 823- 830.
- Ganasan, V., Hughes, R.M., 1998. Application of an index of biological integrity (IBI) to fish assemblages of the rivers Khan and Kshipra (Madhya Pradesh), India. *Freshwater Biology*, 40: 367-83.
- Glennon, M.J., Porter, W.F., 2005. Effects of land use management on biotic integrity: an investigation of bird communities. *Biological Conservation*, 126(4): 499-511.
- Harding, J.S., Benfield, E.F., Bolstad, P.V., Helfman, G.S., Jones, E.B.D., 1998. Stream biodiversity: the ghost of land use past. *Proceedings of the national academy of sciences*, 95(25): 14843-14847.
- Hay, C.J.; Van Zyl, B.J., Steyn, G. J. 1996. A quantitative assessment of the biotic integrity of the Okavango River, Namibia, based on fish. *Water SA*, 22(3): 263-284.
- Heino J., 2013. The importance of metacommunity ecology for environmental assessment research in the freshwater realm. *Biological Reviews*, 88(1): 166-78.

- Henry, R., Uieda, V.S., Afonso, A.A., Kikuchi, R. M., 1994. Input of allochthonous matter and structure of fauna in Brazilian headstream. *SIL Proceedings*, 25(3): 1922-2010.
- Holomuzki, J.R., Biggs, B.J., 2000. Taxon-specific responses to high-flow disturbance in streams: implications for population persistence. *Journal of the North American Benthological Society*, 19(4): 670-679.
- Horwitz, R. J.; Johnson, T. E.; Overbeck, P. F.; O'Donnel T. K.; Hession, W. C., Sweeney, B. W. 2008. Effects of riparian vegetation and watershed urbanization on fishes in streams of the mid-Atlantic Piedmont (USA). *Journal of the American Water Resources Association*, 44: 724-741.
- Hughes, R.M., Howlin, S., Kaufmann, P.R., 2004. A biointegrity index (IBI) for coldwater streams of western Oregon and Washington. *Transactions of the American Fisheries Society*, 133(6): 1497-1515.
- Hynes, H.B.N., 1975. The stream and its valley. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung fur Theoretische und Angewandte Limnologie*, 19: 1-15.
- Ibarra, J.T., Martin, K., 2015. Biotic homogenization: loss of avian functional richness and habitat specialists in disturbed Andean temperate forests. *Biological Conservation*, 192: 418-427.
- Ilha, P., Schiesari, L., Yanagawa, F.I., Jankowski, K., Navas, C.A., 2018. Deforestation and stream warming affect body size of Amazonian fishes. *PloS One*, 13(5): e0196560.
- Iwata, T., Nakano, S., Inoue, M., 2003. Impacts of past riparian deforestation on stream communities in a tropical rain forest in Borneo. *Ecological Applications*, 13(2): 461- 473.
- Karr, J.R., 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries*, 6: 21-27.
- Karr, J.R., Dudley, D. R., 1981. Ecological perspective on water quality goals. *Environmental Management*, 5(1): 55-68.
- Karr, J.R., 1991. Biological integrity: a long-neglected aspect of water resource management. *Ecological applications*, 1(1): 66-84.
- Kasyak, P.F., 2001. Maryland biological stream survey: sampling manual. Maryland Department of Natural Resources, Monitoring and Non-tidal Assessment Division, Annapolis.
- Kennard, M.J., Arthington, A.H., Pusey, B.J., Harch, B.D., 2005. Are alien fish a reliable indicator of river health?. *Freshwater Biology*, 50(1): 174-193.
- Kesminas, V., Virbickas, T., 2000. Application of an adapted index of biotic integrity to rivers of Lithuania. *Hydrobiologia*, 422: 257-270.
- Leal, C.G., Pompeu, P.S., Gardner, T.A., Leitão, R.P., Hughes, R.M., Kaufmann, P.R., Zuanon, J., de Paula, F.R., Ferraz, S.F.B., Thomson, J.R., Nally, R.M., Ferreira, J., Barlow, J., 2016. Multi-scale assessment of human-induced changes to Amazonian instream habitats. *Landscape Ecology*, 31(8), 1725-1745.

- Lima, W.P., Ferraz, S.F.B., Ferraz, K.M.P.M. 2013. Interações bióticas e abióticas na paisagem: uma perspectiva eco-hidrológica. *Engenharia Ambiental: Conceitos, Tecnologia e Gestão*, 215-244.
- Lorion, C.M., Kennedy, B.P., 2009. Riparian forest buffers mitigate the effects of deforestation on fish assemblages in tropical headwater streams. *Ecological Applications*, 19(2): 468-479.
- Lyons, J., Navarro-Perez, S., Cochran, P.A., Santana, E., Guzmán-Arroyo, M., 1995. Index of biotic integrity based on fish assemblages for the conservation of streams and rivers in West-Central México. *Conservation Biology*, 9: 569-584.
- McCormick, F.H., Hughes, R.M., Kaufmann, P.R., Peck, D.V., Stoddard, J.L., Herlihy, A.T., 2001. Development of an index of biotic integrity for the Mid-Atlantic Highlands region. *Transactions of the American Fisheries Society*, 130(5): 857-877.
- Moraes, J.F., Volkoff, B.C.C.C., Cerri, C.C., Bernoux, M., 1996. Soil properties under Amazon forest and changes due to pasture installation in Rondônia, Brazil. *Geoderma*, 70(1): 63-81.
- Oberdorff, T., Hughes, R.M., 1992. Modification of index of biotic integrity based on fish assemblages to characterize rivers of the Seine Basin, France. *Hydrobiology*, 30: 117-228.
- Oberdorff, T., Pont, D., Hugueny, B., Porcher, J. P., 2002. Development and validation of a fish-based index for the assessment of 'river health' in France. *Freshwater Biology*, 47(9): 1720-1734.
- Ohio, E.P.A., 1987. Biological criteria for the protection of aquatic life: Volume II. Users' manual for biological field assessment of Ohio surface waters. Division of Water Quality Monitoring and Assessment, Surface Water Section, Columbus, Ohio.
- Pérez-Mayorga, M.A., Casatti, L., Teresa, F.B., Brejão, G.L., 2017. Shared or distinct responses between intermediate and satellite stream fish species in an altered Amazonian River?. *Environmental biology of fishes*, 100(12): 1527-1541.
- Pettesse, M.L., Siqueira-Souza, F.K., de Carvalho Freitas, C.E., Petrere Jr, M., 2016. Selection of reference lakes and adaptation of a fish multimetric index of biotic integrity to six amazon floodplain lakes. *Ecological Engineering*, 9: 535-544.
- Polaz, C.N., Ferreira, F.C., Petrere Júnior, M., 2017. The protected areas system in Brazil as a baseline condition for wetlands management and fish conservancy: the example of the Pantanal National Park. *Neotropical Ichthyology*, 15(3): e170041. DOI: <https://doi.org/10.1590/1982-0224-20170041>.
- Portal Brasileiro de Dados Abertos – Rede de monitoramento de qualidade de água: pontos em operação, acessado em 10/2019 através do link: <http://dados.gov.br/dataset/rede-de-monitoramento-de-qualidade-de-agua-pontos-em-operacao>.
- PRODES, 2018. Análise do desmatamento na Amazônia Mato-grossense (Prodes 2018). Acessado em 11/2019 através do link: <https://www.icv.org.br/wp-content/uploads/2018/12/Prodes-2018-Analise-Desmatamento-Amazonia-MT.pdf>.

Projeto MapBiomias – Coleção 4.0 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil, acessado em 09/2019 através do link: <http://mapbiomas.org/>.

Prudente, B.S., Pompeu, P.S., Montag, L., 2018. Using multimetric indices to assess the effect of reduced impact logging on ecological integrity of Amazonian streams. *Ecological Indicators*, 91: 315-323.

Pusey, B.J., Arthington, A.H., 2003. Importance of the riparian zone to the conservation and management of freshwater fish: a review. *Marine and Freshwater Research*, 54(1): 1-16.

R Core Team (2019). R: A language and environment for statistical computing. R. Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.

Rivero, S., Almeida, O., Ávila, S., Oliveira, W., 2009. Pecuária e desmatamento: uma análise das principais causas diretas do desmatamento na Amazônia. *Nova Economia*, 19(1): 41-66.

Roa-Fuentes, C.A., Casatti, L., 2017. Influence of environmental features at multiple scales and spatial structure on stream fish communities in a tropical agricultural region. *Journal of Freshwater Ecology*, 32(1): 281-295.

Ruaro, R., Gubiani, E.A., Hughes, R.M., Mormul, R.P., 2020. Global trends and challenges in multimetric indices of biological condition. *Ecological Indicators*, 110: 105862.

Saylor, C., Scott Jr, E.M., 1987. Application of the index of biotic integrity to existing TVA data. Office of Natural Resources and Economic Development; Tennessee Valley Authority, Norris (USA). Div. of Air and Water Resources.

Scott, M.C., Helfman, G.S., 2011. Native invasions, homogenization, and the mismeasure of integrity of fish assemblages. *Fisheries*, 26(11): 6-15.

Soares-Filho, B.S., 2005. Análise das mudanças de cobertura do solo no Norte do Mato Grosso, Brasil. *Anais XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*, Goiânia, Brasil, 16-21.

Souza, G.B.G., Vianna, M., 2019. Fish-based indices for assessing ecological quality and biotic integrity in transitional waters: A systematic review. *Ecological Indicators*, 109(10): 56-65.

Statistica, Statsoft Inc. Data analysis software system. 2004. version 7. www.statsoft.com.

Strahler, A.H., Strahler, A.N. 2005. *Physical Geography: Science and systems of the Human Environment*. Wiley, New York, 794p.

Sweeney, B.W., Bott, T.L., Jackson, J. K., Kaplan, L. A., Newbold, J. D., Standley, L.J., Hession, W.C., Horwitz, R.J., 2004. Riparian deforestation, stream narrowing, and loss of stream ecosystem services. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 101: 14132-14137.

Sweeney, B.W., Newbold, J.D., 2014. Streamside forest buffer width needed to protect stream water quality, habitat, and organisms: a literature review. *Journal of the American Water Resources Association*, 50(3): 560-584.

Tambosi, L.R., Vidal, M.M., Ferraz, S.F.B., Metzger, J.P., 2015. Funções eco- hidrológicas das florestas nativas e o Código Florestal. *Estudos Avançados*, 29(84): 151-162.

Toham, A.K., Teugels, G.G., 1999. First data on an index of biotic integrity (IBI) based on fish assemblages for the assessment of the impact of deforestation in a tropical west African river system. *Hydrobiologia*, 397: 29-38.

Thompson, B.A., Fitzhugh, G.R., 1986. A use attainability study: an evaluation of fish and macroinvertebrate assemblages of the Lower Calcasieu River, Louisiana. Louisiana Department of Environmental Quality, Office of Water Resources.

Uzarski, D.G., Burton, T.M., Genet, J.A., 2004. Validation and performance of an invertebrate index of biotic integrity for Lakes Huron and Michigan fringing wetlands during a period of lake level decline. *Aquatic Ecosystem Health & Management*, 7(2): 269-288.

Victor, M.D.M., Cavalli, A.C., Guillaumon, J.R., Serra Filho, R., 2005. Cem anos de devastação: revisitada 30 anos depois. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, Brasil.

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): 6-12.

Wang, L., Lyons, J., Kanehl, P., Bannerman, R., 2001. Impacts of urbanization on stream habitat and fish across multiple spatial scales. *Environmental Management*, 28(2): 255-266.

Wang, L., Lyons, J., Rasmussen, P., Seelbach, P., Simon, T., Wiley, M., Kanehl, P., Baker, E., Niemela, S., Stewart, P.M., 2003. Watershed, reach, and riparian influences on stream fish assemblages in the Northern Lakes and Forest Ecoregion, USA. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 60(5): 491-505.

Webster J.R., Golladay S.W., Benfield E.F., Meyer J.L., Swank W.T., Wallace J.B., 1992. Catchment disturbance and stream response: an overview of stream research at Coweeta Hydrologic Laboratory. *The Conservation and Management of Rivers*. 231-253.

Wu J., 2013. Landscape sustainability science: ecosystem services and human well- being in changing landscapes. *Landscape Ecology*. 28: 999-1023.

Yoshimura, M., 2012. Effects of forest disturbances on aquatic insect assemblages. *Entomological Science*, 15(2): 145-154.

Zeni, J.O., Casatti, L., 2014. The influence of habitat homogenization on the trophic structure of fish fauna in tropical streams. *Hydrobiologia*, 726(1): 259-270.

APÊNDICES

APÊNDICE A. Lista de métricas do IBI compiladas da literatura.

Métricas	Autor
Composição da comunidade	
Número total de espécies	Karr, 1981
Número de indivíduos na amostra	Karr, 1981
Abundância total de peixes (abundante/comum/raro)	Moyle et al. 1986
Número total de espécies em razão da ordem dos riachos	Moyle et al. 1986
Número de espécies necessário para atingir 90% de indivíduos na amostra	Thompson & Fitzhugh, 1986
Indivíduos por amostra, excluindo espécies tolerantes	Ohio EPA, 1987
Biomassa total de peixes	Hughes & Gammon, 1987
Densidade de peixes por amostra em função da área do riacho	Miller et al. 1988
Captura por minuto de amostragem	Oberdorff & Hughes, 1992
Número de peixes por 30 min de amostragem	Lyons et al. 1995
Densidade total de indivíduos	Oberdorff et al. 2002
Abundância por metro quadrado	Casatti et al. 2008
Proporção de indivíduos de vida longa	McCormic et al. 2001
Número de espécies de vida longa	Bozzetti & Schulz, 2004
Número de ordens	Pettesse et al. 2016
Número de espécies compondo 80% da abundância	Polaz et al. 2017
Proporção de espécies pioneiras	Schleiger, 2000
Porcentagem de indivíduos de espécies pioneiras	Ohio EPA, 1987
Proporção de indivíduos jovens	Thompson & Fitzhugh, 1986
Número de espécies com vulnerabilidade alta/moderada	Pettesse et al. 2016
Número de indivíduos com vulnerabilidade moderada/alta	Pettesse et al. 2016
Percentual de indivíduos maiores que 30 cm	Polaz et al. 2017
Porcentagem de peixes nativos	Moyle et al. 1986
Porcentagem de espécies nativas	Moyle et al. 1986
Número de espécies nativas	Saylor & Scott, 1987
Número de famílias nativas	Hughes et al. 1998
Porcentagem de espécies nativas com indivíduos adultos	Hughes et al. 1998
Abundância de nativos por metro quadrado	Casatti et al. 2008
Biomassa de nativos por metro quadrado	Casatti et al. 2008
Proporção de indivíduos de espécies introduzidas	Schrader, 1986
Número de espécies introduzidas	Crumby et al. 1990
Porcentagem de indivíduos de espécies exóticas	Lyons et al. 1995
Porcentagem de indivíduos não nativos	Hughes et al. 1998
Número de espécies não nativas	Smogor & Angermeier, 1999
Equitabilidade	Lyons, 2006
Dominância Simpson	Ferreira & Casatti, 2006
Diversidade	Esteves & Alexandre 2011
Dominância Berger-Parker index	Casatti et al. 2008
Diversidade Shannon	Polaz et al. 2017
Riqueza e composição de espécies Darters (Percidae)	Karr, 1981

Riqueza e composição de espécies Suckers (Catostomidae)	Karr, 1981
Riqueza e composição de espécies Sunfish (Centrarchidae)	Karr, 1981
Riqueza e composição de espécies Green Sunfish (<i>Lepomis cyanellus</i>)	Karr, 1981
Número de espécies de Siluriformes	Araujo 1998
Número de espécies Characiformes	Araujo 1998
Número de espécies Perciformes	Araujo 1998
Presença/ausência de Cyprinodontidae	Toham & Teugels, 1999
Número de espécies nativas da família Cyprinidae excluindo as tolerantes	McCormic et al. 2001
Porcentagem de indivíduos cyprinodontiformes	Araújo et al. 2003
Percentual de espécies Characiformes e Siluriformes	Ferreira & Casatti, 2006
Percentual de abundância de Poecilia Reticulata	Ferreira & Casatti, 2006
Número de espécies da família Curumatidae	Ferreira & Casatti, 2006
Porcentagem de abundância de Characiformes e Siluriformes	Casatti et al. 2008
Abundância de <i>Astyanax altiparane</i>	Esteves & Alexandre 2011
Número de espécies Gimnodontiformes	Polaz et al. 2017
Número de espécies de Cichlidae	Polaz et al. 2017
Percentual de abundância de Characiformes	Polaz et al. 2017
Percentual de abundância de Siluriformes	Polaz et al. 2017
Percentual de abundância de Gymnodontiformes	Polaz et al. 2017
Percentual de abundância de Cichlidae	Polaz et al. 2017
Percentual de riqueza de Characiformes	Prudente et al. 2018
Percentual de riqueza de Siluriformes	Prudente et al. 2018
Percentual de riqueza de Gymnodontiformes	Prudente et al. 2018
Percentual de riqueza de Perciformes	Prudente et al. 2018
Número de indivíduos Characidae	Prudente et al. 2018
Presença de espécies intolerantes	Karr, 1981
Número de espécies intolerantes	Fausch et al. 1984
Número indivíduos intolerantes	Oberdorff et al. 2002
Número de espécies nativas intolerantes	Trebitz et al. 2003
Porcentagem de indivíduos de espécies tolerantes	Saylor & Scott, 1987
Porcentagem de espécies muito tolerantes	Araujo 1998
Porcentagem de espécies tolerantes	Toham & Teugels, 1999
Número de espécies tolerantes	Oberdorff et al. 2002
Percentual de indivíduos tolerantes a hipóxia	Ferreira & Casatti, 2006
Número de espécies com respiração facultativa ar atmosférico	Bozzetti & Schulz, 2004
Número de indivíduos com respiração facultativa ar atmosférico	Bozzetti & Schulz, 2004
Número de espécies sensíveis	Lyons et al. 1995
Porcentagem de espécies sensíveis	Gammon & Simon, 2000
Espécies indicadoras	Kesminas & Virbickas, 2000
Hábitat	
Porcentagem de indivíduos de superfície	Ruaro 2018
Número de espécies “hiders”	Hughes et al. 1998
Número de espécies de coluna d'água	Miller et al. 1988
Número de espécies nativas de coluna d'água	Hughes et al. 1998
Proporção de indivíduos de coluna d'água	McCormic et al. 2001
Número de espécies Characiformes de coluna d'água	Araújo et al. 2003

Riqueza de espécies nectônicas	Ferreira & Casatti, 2006
Porcentagem de indivíduos nectônicos	Ferreira & Casatti, 2006
Porcentagem biomassa de nectônicos	Prudente et al. 2018
Número de espécies pelágicas de poço	Harris, 1995
Porcentagem de indivíduos necto-bentônicos	Prudente et al. 2018
Porcentagem biomassa de necto-bentônicos	Prudente et al. 2018
Número de espécies bentônicas	Langdon, 1989
Porcentagem de indivíduos bentônicos nativos	Langdon, 1989
Porcentagem de indivíduos de espécies bentônicas	Lyons et al. 1995
Número de espécies bentônicas de corredeira	Harris, 1995
Número de espécies bentônicas de poço	Harris, 1995
Número de espécies bentônicas nativas	Hughes et al. 1998
Número de siluriformes bentônicos	Toham & Teugels, 1999
Número de espécies bentônicas excluindo espécies tolerantes	McCormic et al. 2001
Número de indivíduos bentônicos excluindo tolerantes	Oberdorff et al. 2002
Porcentagem biomassa de bentônicos	Prudente et al. 2018
Número de espécies pelágico-reofílicas	Hocutt et al. 1994
Porcentagem de indivíduos reofílicos	Hay et al. 1996
Número de espécies reofílicas	Toham & Teugels, 1999
Número de espécies reofílicas excluindo tolerantes	Oberdorff et al. 2002
Número de indivíduos reofílicos excluindo tolerantes	Oberdorff et al. 2002
Porcentagens de indivíduos de espécies de nascente	Lyons, 2006
Número de espécies de nascente	Lyons, 2006
Porcentagem de indivíduos que se abrigam na vegetação marginal	Hay et al. 1996
Composição Trófica	
Proporção de indivíduos onívoros	Karr, 1981
Porcentagem de biomassa de onívoros	Goldstein et al. 1994
Proporção de indivíduos onívoros micrófagos	Harris, 1995
Proporção de onívoros macrofágicos	McCormic et al. 2001
Número de indivíduos menos onívoros	Araújo et al. 2003
Porcentagem de indivíduos macroonvivoros	Trebitz et al. 2003
Número de indivíduos onívoros	Bozzetti & Schulz, 2004
Biomassa de onívoros	Lyons, 2006
Número de espécies onívoras	Esteves & Alexandre 2011
Proporção de ciprinídeos insetívoros	Karr, 1981
Porcentagem de indivíduos insetívoros especialistas	Leonard & Orth, 1986
Proporção de indivíduos insetívoros	Hughes & Gammon, 1987
Número de espécies insetívoras bentônicas	Miller et al. 1988
Porcentagem de indivíduos bentônicos insetívoros	Dionne & Karr, 1992
Número de espécies insetívoras	Bozzetti & Schulz, 2004
Biomassa de insetívoros	Lyons, 2006
Porcentagem de indivíduos insetívoros generalistas	Ferreira & Casatti, 2006
Riqueza de espécies reofílicas com hábito alimentar insetívoro aquático	Ferreira & Casatti, 2006
Proporção de carnívoros de topo de cadeia	Karr, 1981
Proporção de indivíduos piscívoros	karr et al. 1986
Porcentagem de biomassa de carnívoros de topo de cadeia	Goldstein et al. 1994

Proporção de indivíduos carnívoros micrófagos	Harris, 1995
Proporção de indivíduos carnívoros macrófagos	Harris, 1995
Porcentagem de indivíduos nativos carnívoros topo de cadeia	Hughes et al. 1998
Porcentagem de indivíduos carnívoros	Toham & Teugels, 1999
Proporção de carnívoros especialistas	Smogor & Angermeier, 1999
Presença/ausência predadores	Kesminas & Virbickas, 2000
Presença/ausência de espécies carnívoras generalistas	Kesminas & Virbickas, 2000
Proporção de espécies piscívoras	Schleiger, 2000
Número de espécies piscívoras	Bozzetti & Schulz, 2004
Porcentagem de biomassa de piscívoros	Prudente et al. 2018
Número de espécies carnívoras	Esteves & Alexandre 2011
Proporção de indivíduos bentônicos generalistas	Thompson & Fitzhugh, 1986
Proporção de indivíduos de alimentação generalista	Leonard & Orth, 1986
Proporção de indivíduos que se alimentam de plâncton	Thompson & Fitzhugh, 1986
Porcentagem de indivíduos filtradores	Hughes et al. 1998
Número de espécies herbívoras	Polaz et al. 2017
Porcentagem de indivíduos herbívoros	Ganasan & Hughes, 1999
Número de espécies insetívoras e invertívoras	Polaz et al. 2017
Porcentagem de indivíduos insetívoros e invertívoros	Polaz et al. 2017
Número de espécies detritívoras-algívoras	Esteves & Alexandre 2011
Porcentagem de detritívoros	Pettesse et al. 2016
Número de espécies detritívoras	Polaz et al. 2017
Proporção de indivíduos invertívoros especialistas	Fausch & Schrader, 1987
Proporção de invertívoros	Lyons, 1992
Proporção de invertívoros especialistas bentônicos	Smogor & Angermeier, 1999
Proporção de indivíduos bentônicos invertívoros	McCormic et al. 2001
Proporção de invertívoros de coluna d'água	McCormic et al. 2001
Número de indivíduos de espécies invertívoras excluindo tolerantes	Oberdorff et al. 2002
Número de espécies invertívoras	Lyons, 2006
Número de indivíduos invertívoros	Lyons, 2006
Proporção de indivíduos bentófagos em relação ao total de indivíduos	Kesminas & Virbickas, 2000
Porcentagem de indivíduos macrofágicos	Gammon & Simon, 2000
Número de guildas tróficas	McCormic et al. 2001
Percentual de indivíduos perfitívoros	Ferreira & Casatti, 2006
Riqueza de espécies Characiformes frugívoros/herbívoros	Ferreira & Casatti, 2006
Frequência de ocorrência de detritos na dieta de Characidaeae nectônicos	Casatti et al. 2008
Número de categorias alimentares na dieta de Characidaeae nectônicos	Casatti et al. 2008
Frequência de larva Trichoptera na dieta de Characidaeae nectônicos	Casatti et al. 2008
Reprodução	
Porcentagem indivíduos litófilos simples	Ohio EPA, 1987
Proporção de indivíduos que desovam em substrato pedregoso/cascalho	Oberdorff & Hughes, 1992
Porcentagem de indivíduos que desovam em substratos com planta e pedra	Dionne & Karr, 1992
Porcentagem de indivíduos de espécies vivíparas nativas	Lyons et al. 1995
Número de espécies nativas reofílicas que não guardam o ninho	Hughes et al. 1998
Número de espécies nativas litófilas que não guardam ninho	Hughes et al. 1998
Proporção de indivíduos que desovam em vários substratos	Smogor & Angermeier, 1999

Número de guildas reprodutivas	McCormic et al. 2001
Proporção de estratégias reprodutivas tolerantes	McCormic et al. 2001
Número de espécies litofílicas (excluindo espécies tolerantes)	Oberdorff et al. 2002
Número de indivíduos litofílicos (excluindo tolerantes)	Oberdorff et al. 2002
Proporção de peixes de piracema	Araujo 1998
Número de espécies de maturação tardia (>2 anos)	Smogor & Angermeier, 1999
Saúde Individual	
Proporção de indivíduos com doenças e outras anomalias	Karr, 1981
Proporção de DELT - deformidades, nadadeiras não inteiras, lesões e tumores	Schleiger, 2000
Presença de indivíduos com doenças ou anomalias	Kesminas & Virbickas, 2000
Proporção de indivíduos híbridos	Karr, 1981
Presença de indivíduos híbridos	Kesminas & Virbickas, 2000

APÊNDICE B. Lista de espécies coletadas nas bacias do Aripuanã e Juruena e caracterização de acordo com traços selecionados.

Espécies	Origem	Uso do habitat	Reof.	Margem	Tol.	Resp. Aérea	Hábito Alimentar	Grupo Funcional
CHARACIFORMES								
Parodontidae								
<i>Parodon</i> cf. <i>buckleyi</i> Boulenger, 1887	Nativo	Bentônico	Sim	Não	Não	Não	Herbívoro	Grazer
Curimatidae								
<i>Cyphocharax gangamon</i> Vari, 1992	Nativo	Nectobentônico	Não	Não	Sim	Não	Detritívoro	Mud-eater
<i>Cyphocharax notatus</i> (Steindachner, 1908)	Nativo	Nectobentônico	Não	Não	Sim	Não	Detritívoro	Mud-eater
<i>Cyphocharax spiluroopsis</i> (Eigenmann & Eigenmann, 1889)	Nativo	Nectobentônico	Não	Não	Sim	Não	Detritívoro	Mud-eater
<i>Steindachnerina fasciata</i> (Vari & Géry, 1985)	Nativo	Nectobentônico	Não	Não	Sim	Não	Detritívoro	Mud-eater
Prochilodontidae								
<i>Prochilodus nigricans</i> Spix & Agassiz, 1829	Nativo	Nectobentônico	Não	Não	Não	Sim	Detritívoro	Mud-eater
Anostomidae								
<i>Anostomus ternetzi</i> Fernández-Yépez, 1949	Nativo	Nectônico	Sim	Não	Não	Não	Onívoro	Nibblers
<i>Leporinus</i> cf. <i>britskii</i> Feitosa, Santos & Birindelli, 2011	Nativo	Nectônico	Não	Não	Não	Não	Onívoro	Nibblers
<i>Leporinus friderici</i> (Block, 1794)	Nativo	Nectônico	Não	Não	Não	Não	Onívoro	Nibblers
<i>Leporinus gomesi</i> Garavello & Santos, 1981	Nativo	Nectônico	Não	Não	Não	Não	Onívoro	Nibblers
<i>Leporinus reticulatus</i> Britski & Garavello, 1993	Nativo	Nectônico	Sim	Não	Não	Não	Onívoro	Nibblers
<i>Leporinus</i> cf. <i>santosi</i> Britski & Birindelli, 2013	Nativo	Nectônico	Não	Não	Não	Não	Onívoro	Nibblers
Crenuchidae								
<i>Elachocharax pulcher</i> Myers, 1927	Nativo	Bentônico	Sim	Sim	Não	Não	Insetívoro	Diurnal invertebrates picker
<i>Characidium</i> aff. <i>zebra</i> Eigenmann, 1909	Nativo	Bentônico	Sim	Não	Não	Não	Insetívoro	Sit-and-wait predador
<i>Characidium</i> sp.	Nativo	Bentônico	Sim	Não	Não	Não	Insetívoro	Sit-and-wait predador
<i>Melanocharacidium</i> cf. <i>auroradiatum</i> Costa & Vicente, 1994	Nativo	Bentônico	Sim	Não	Não	Não	Insetívoro	Sit-and-wait predador

Hemiodontidae

<i>Hemiodus bimaculatus</i> Nogueira, Langeani & Netto-Ferreira, 2019	Nativo	Nectônico	Sim	Não	Não	Não	Detritívoro	Diurnal channel drift feeder
<i>Hemiodus sterna</i> (Géry, 1964)	Nativo	Nectônico	Sim	Não	Não	Não	Detritívoro	Diurnal channel drift feeder

Bryconidae

<i>Brycon falcatus</i> Müller & Troschel, 1844	Nativo	Nectônico	Sim	Não	Não	Não	Onívoro	Diurnal channel drift feeder
--	--------	-----------	-----	-----	-----	-----	---------	------------------------------

Iguanodectidae

<i>Bryconops</i> cf. <i>caudomaculatus</i> (Günther, 1864)	Nativo	Nectônico	Não	Não	Sim	Não	Insetívoro	Diurnal channel drift feeder
<i>Bryconops</i> cf. <i>giacopinii</i> (Fernández-Yépez, 1950)	Nativo	Nectônico	Não	Não	Não	Não	Insetívoro	Diurnal channel drift feeder

Characidae

<i>Aphyocharax</i> sp.	Nativo	Nectônico	Não	Sim	Não	Não	Invertívoro	Diurnal backwater drift feeder
<i>Astyanax</i> cf. <i>anterior</i> Eigenmann, 1908	Nativo	Nectônico	Não	Sim	Sim	Não	Insetívoro	Diurnal channel drift feeder
<i>Astyanax</i> aff. <i>bimaculatus</i> (Linnaeus, 1758)	Nativo	Nectônico	Não	Sim	Sim	Não	Insetívoro	Diurnal channel drift feeder
<i>Astyanax</i> cf. <i>maximus</i> (Steindachner, 1876)	Nativo	Nectônico	Não	Sim	Sim	Não	Onívoro	Diurnal channel drift feeder
<i>Astyanax</i> sp.	Nativo	Nectônico	Não	Sim	Sim	Não	Herbívoros	Diurnal channel drift feeder
<i>Creagrutus ignotus</i> Vari & Harold, 2001	Nativo	Nectônico	Não	Sim	Não	Não	Insetívoro	Diurnal channel drift feeder
<i>Creagrutus petilus</i> Vari & Harold, 2001	Nativo	Nectônico	Não	Não	Não	Não	Herbívoros	Diurnal channel drift feeder
<i>Hemigrammus</i> cf. <i>geisleri</i> Zarske & Géry, 2007	Nativo	Nectônico	Sim	Sim	Não	Não	Invertívoro	Diurnal backwater drift feeder
<i>Hemigrammus</i> cf. <i>lunatus</i> Durbin, 1918	Nativo	Nectônico	Não	Sim	Não	Não	Insetívoro	Diurnal backwater drift feeder
<i>Hemigrammus microstomus</i> Durbin, 1918	Nativo	Nectônico	Não	Não	Não	Não	Insetívoro	Diurnal backwater drift feeder
<i>Hemigrammus</i> aff. <i>ocellifer</i> (Steindachner, 1882)	Nativo	Nectônico	Não	Não	Não	Não	Insetívoro	Diurnal backwater drift feeder
<i>Hemigrammus</i> cf. <i>parana</i> Marinho, Carvalho, Langeani & Tatsumi, 2008	Nativo	Nectônico	Não	Não	Não	Não	Insetívoro	Diurnal backwater drift feeder
<i>Hemigrammus</i> cf. <i>rodwayi</i> Durbin, 1909	Nativo	Nectônico	Não	Não	Não	Não	Insetívoro	Diurnal backwater drift feeder
<i>Hemigrammus silimoni</i> Britski & Lima, 2008	Nativo	Nectônico	Não	Sim	Não	Não	Insetívoro	Diurnal backwater drift feeder
<i>Hemigrammus</i> sp.	Nativo	Nectônico	Não	Sim	Não	Não	Insetívoro	Diurnal backwater drift feeder
<i>Hyphessobrycon</i> aff. <i>agulha</i> Fowler, 1913	Nativo	Nectônico	Não	Sim	Não	Não	Insetívoro	Diurnal backwater
<i>Hyphessobrycon peugeoti</i> Ingenito, Lima & Buckup, 2013	Nativo	Nectônico	Não	Não	Não	Não	Insetívoro	Diurnal backwater drift feeder
<i>Hyphessobrycon vilmae</i> Géry, 1966	Nativo	Nectônico	Não	Sim	Não	Não	Insetívoro	Diurnal backwater drift feeder
<i>Hyphessobrycon</i> sp.	Nativo	Nectônico	Não	Sim	Não	Não	Insetívoro	Diurnal backwater drift feeder
<i>Inpaichthys kerri</i> Géry & Junk, 1977	Nativo	Nectônico	Não	Sim	Sim	Não	Insetívoro	Diurnal backwater drift feeder

<i>Erythrinus erythrinus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	Nativo	Nectobentônico	Não	Sim	Sim	Sim	Carnívoro	Ambush and stalking predator
<i>Hoplerythrinus unitaeniatus</i> (Spix & Agassiz, 1829)	Nativo	Nectobentônico	Não	Sim	Sim	Sim	Carnívoro	Ambush and stalking predator
<i>Hoplias</i> cf. <i>malabaricus</i> (Bloch, 1794)	Nativo	Nectobentônico	Não	Sim	Sim	Não	Carnívoro	Ambush and stalking predator
Ctenoluciidae								
<i>Boulengerella maculata</i> (Valenciennes, 1849)	Nativo	Nectônico	Sim	Não	Não	Não	Carnívoro	Persuit Predator
SILURIFORMES								
Cetopsidae								
<i>Cetopsis sandrae</i> Vari, Ferraris & de Pinna, 2005	Nativo	Nectônico	Sim	Não	Não	Não	Insetívoro	Crepuscular to nocturnal drift feeder
Trichomycteridae								
<i>Ituglanis</i> cf. <i>amazonicus</i> (Steindachner, 1882)	Nativo	Bentônico	Sim	Não	Não	Não	Insetívoro	Crepuscular to nocturnal bottom predator
<i>Ituglanis</i> sp.	Nativo	Bentônico	Sim	Não	Não	Não	Insetívoro	Crepuscular to nocturnal bottom predator
<i>Stegophilus panzeri</i> (Ahl, 1931)	Nativo	Bentônico	Não	Não	Não	Não	Parasita	Parasita
Callichthyidae								
<i>Callichthys callichthys</i> (Linnaeus, 1758)	Nativo	Nectobentônico	Não	Sim	Sim	Sim	Onívoro	Grubber
<i>Corydoras</i> cf. <i>bondi</i> Gosline, 1940	Nativo	Nectobentônico	Sim	Não	Não	Sim	Insetívoro	Grubber
<i>Corydoras</i> cf. <i>polystictus</i> Regan, 1912	Nativo	Nectobentônico	Sim	Não	Não	Sim	Onívoro	Grubber
<i>Corydoras</i> sp.	Nativo	Nectobentônico	Sim	Não	Não	Sim	Insetívoro	Grubber
<i>Megalechis thoracata</i> (Valenciennes, 1840)	Nativo	Nectobentônico	Não	Não	Sim	Sim	Onívoro	Grubber
Loricariidae								
<i>Ancistrus</i> sp. 1	Nativo	Bentônico	Sim	Não	Sim	Sim	Detritívoro	Grazer
<i>Ancistrus</i> sp. 2	Nativo	Bentônico	Sim	Não	Sim	Sim	Detritívoro	Grazer
<i>Ancistrus</i> sp. 3	Nativo	Bentônico	Sim	Não	Sim	Sim	Detritívoro	Grazer
<i>Ancistrus</i> sp. 4	Nativo	Bentônico	Sim	Não	Sim	Sim	Detritívoro	Grazer
<i>Ancistrus</i> sp. 5	Nativo	Bentônico	Sim	Não	Sim	Sim	Detritívoro	Grazer

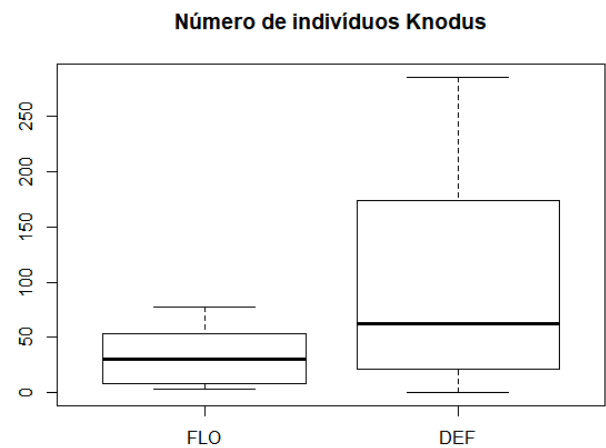
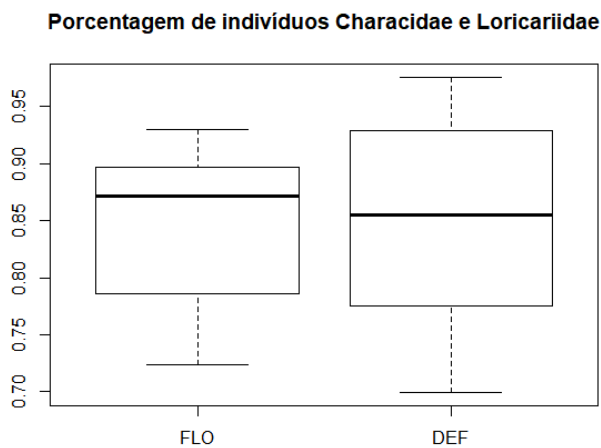
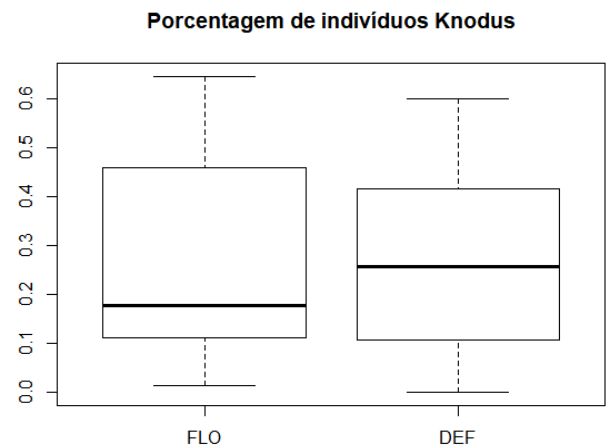
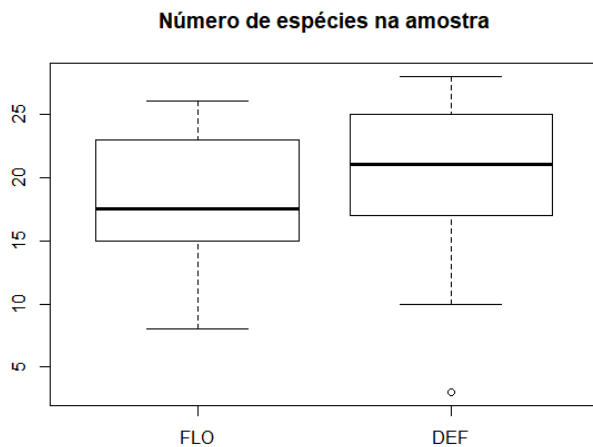
<i>Curculionichthys itaim</i> Roxo, Dias, Silva & Oliveira, 2017	Nativo	Bentônico	Não	Sim	Sim	Não	Detritívoro	Grazer
<i>Farlowella smithi</i> Fowler, 1913	Nativo	Bentônico	Não	Sim	Não	Não	Detritívoro	Grazer
<i>Hypostomus</i> sp. 1	Nativo	Bentônico	Sim	Não	Sim	Sim	Detritívoro	Grazer
<i>Hypostomus</i> sp. 2	Nativo	Bentônico	Sim	Não	Sim	Sim	Detritívoro	Grazer
<i>Hypostomus</i> sp. 3	Nativo	Bentônico	Sim	Não	Sim	Sim	Detritívoro	Grazer
<i>Hypostomus</i> sp. 4	Nativo	Bentônico	Sim	Não	Sim	Sim	Detritívoro	Grazer
<i>Hypostomus</i> sp. 5	Nativo	Bentônico	Sim	Não	Sim	Sim	Detritívoro	Grazer
<i>Hypostomus</i> sp. 6	Nativo	Bentônico	Sim	Não	Sim	Sim	Detritívoro	Grazer
<i>Lasiancistrus schomburgkii</i> (Günther, 1864)	Nativo	Bentônico	Sim	Não	Não	Não	Detritívoro	Grazer
<i>Loricaria</i> sp.	Nativo	Bentônico	Sim	Não	Não	Não	Detritívoro	Grazer
<i>Parotocinclus aripuanensis</i> Garavello, 1988	Nativo	Bentônico	Não	Não	Não	Não	Detritívoro	Grazer
<i>Rineloricaria lanceolata</i> (Günther, 1868)	Nativo	Bentônico	Sim	Não	Sim	Não	Detritívoro	Grazer
<i>Rineloricaria</i> sp.	Nativo	Bentônico	Sim	Não	Sim	Não	Detritívoro	Grazer
<i>Spatuloricaria evansii</i> (Boulenger, 1892)	Nativo	Bentônico	Sim	Não	Sim	Não	Detritívoro	Grazer
Pseudopimelodidae								
<i>Microglanis poecilus</i> Eigenmann, 1912	Nativo	Bentônico	Não	Sim	Não	Não	Onívoro	Crepuscular to nocturnal bottom predator
Heptapteridae								
<i>Cetopsorhamdia</i> sp. 1	Nativo	Bentônico	Sim	Não	Não	Não	Insetívoro	Crepuscular to nocturnal bottom predator
<i>Imparfinis</i> sp. 1	Nativo	Bentônico	Sim	Não	Não	Não	Insetívoro	Crepuscular to nocturnal bottom predator
<i>Imparfinis</i> sp. 2	Nativo	Bentônico	Sim	Não	Não	Não	Insetívoro	Crepuscular to nocturnal bottom predator
<i>Imparfinis</i> sp. 3	Nativo	Bentônico	Sim	Não	Não	Não	Insetívoro	Grazer
<i>Mastiglanis</i> cf. <i>asopos</i> Bockmann, 1994	Nativo	Bentônico	Não	Não	Não	Não	Carnívoro	Sit-and-wait predator
<i>Myoglanis</i> sp.	Nativo	Bentônico	Não	Sim	Não	Não	Insetívoro	Crepuscular to nocturnal bottom predator
<i>Imparfinis stictonotus</i> (Fowler, 1940)	Nativo	Nectônico	Não	Não	Não	Não	Insetívoro	Diurnal backwater drift feeder

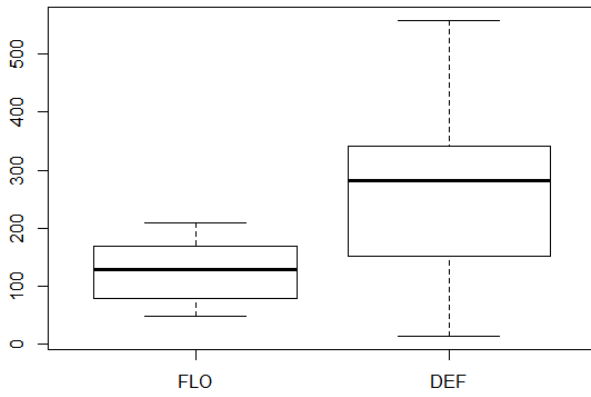
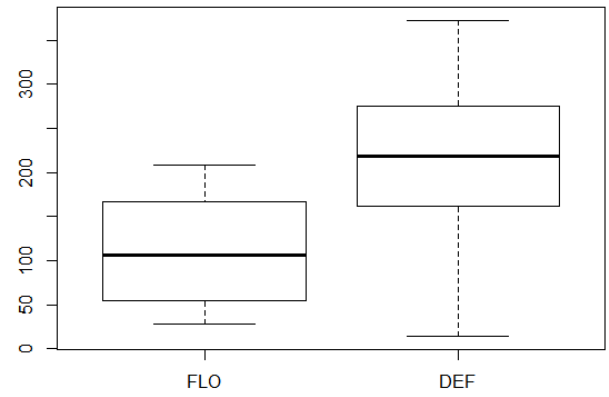
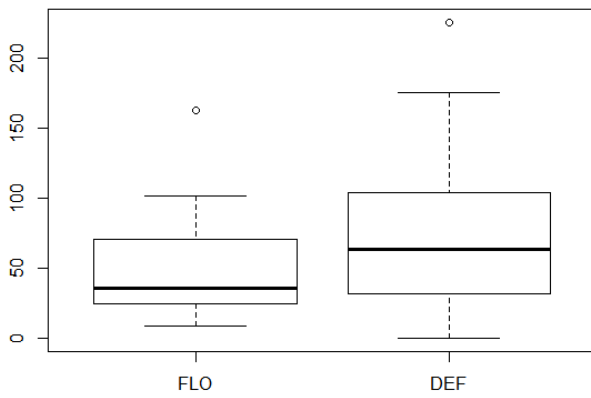
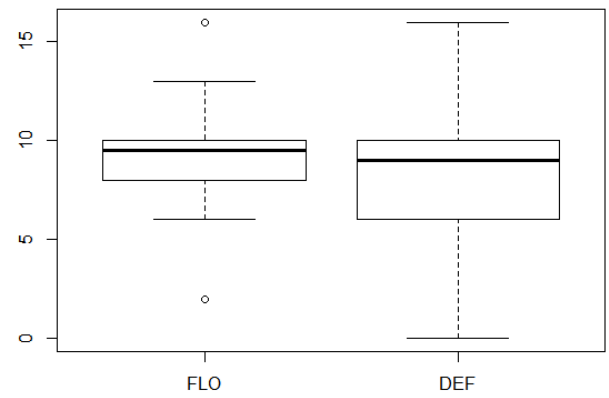
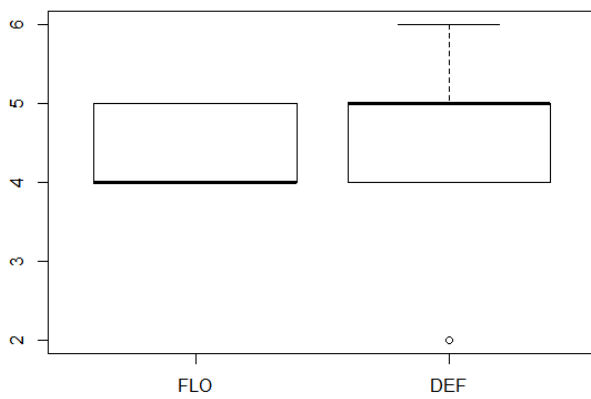
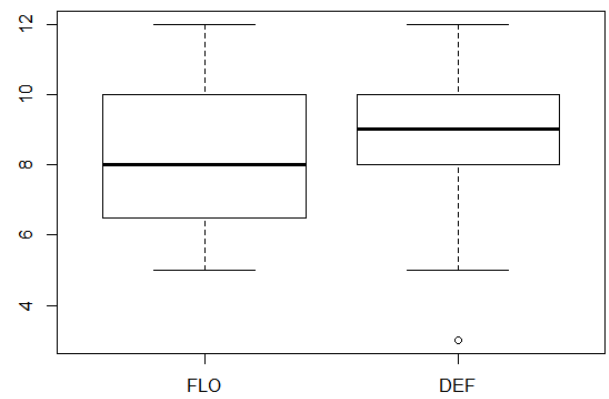
<i>Phenacorhamdia</i> sp.	Nativo	Bentônico	Sim	Não	Não	Não	Insetívoro	Crepuscular to nocturnal bottom predador
<i>Pimelodella</i> cf. <i>howesi</i> Fowler, 1940	Nativo	Bentônico	Sim	Não	Não	Não	Invertívoro	Crepuscular to nocturnal bottom predador
<i>Rhamdia</i> aff. <i>quelen</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	Nativo	Bentônico	Não	Não	Sim	Não	Insetívoro	Crepuscular to nocturnal bottom predador
Auchenipteridae								
<i>Parauchenipterus</i> <i>porosus</i> (Eigenmann & Eigenmann, 1888)	Nativo	Nectônico	Não	Sim	Não	Não	Insetívoro	Crepuscular to nocturnal drift feeder
<i>Tatia</i> <i>aulopygia</i> (Kner, 1858)	Nativo	Nectônico	Não	Sim	Não	Não	Insetívoro	Crepuscular to nocturnal drift feeder
GYMNOTIFORMES								
Gymnotidae								
<i>Gymnotus</i> cf. <i>carapo</i> Linnaeus, 1758	Nativo	Nectobentônico	Não	Sim	Sim	Sim	Insetívoro	Nocturnal invertebrate picker
Sternopygidae								
<i>Eigenmannia</i> <i>macrops</i> (Boulenger, 1897)	Nativo	Nectobentônico	Não	Sim	Não	Não	Insetívoro	Nocturnal invertebrate picker
<i>Sternopygus</i> <i>macrurus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	Nativo	Nectobentônico	Não	Sim	Sim	Sim	Insetívoro	Nocturnal invertebrate picker
Rhamphichthyidae								
<i>Gymnorhamphichthys</i> <i>rondoni</i> (Miranda Ribeiro, 1920)	Nativo	Nectobentônico	Não	Não	Não	Não	Onívoro	Nocturnal invertebrate picker
Hypopomidae								
<i>Brachyhypopomus</i> cf. <i>sullivani</i> Crampton, de Santana, Waddell & Lovejoy, 2017	Nativo	Nectobentônico	Não	Sim	Não	Não	Insetívoro	Nocturnal invertebrate picker
CYPRINODONTIFORMES								
Poeciliidae								
<i>Pamphorichthys</i> cf. <i>scalpridens</i> (Garman, 1895)	Nativo	Nectônico	Não	Sim	Não	Não	Insetívoro	Diurnal surface picker
SYNBRANCHIFORMES								
Synbranchidae								
<i>Synbranchus</i> cf. <i>madeirae</i> Rosen & Rumney, 1972	Nativo	Bentônico	Não	Sim	Sim	Sim	Carnívoro	Crepuscular to nocturnal bottom predador

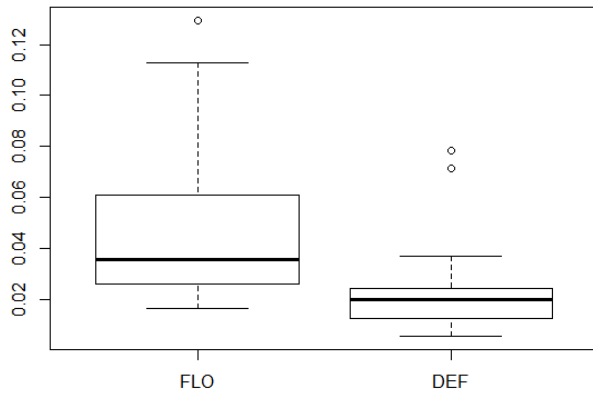
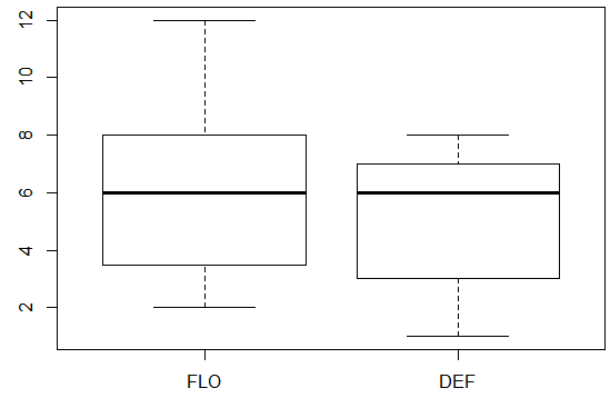
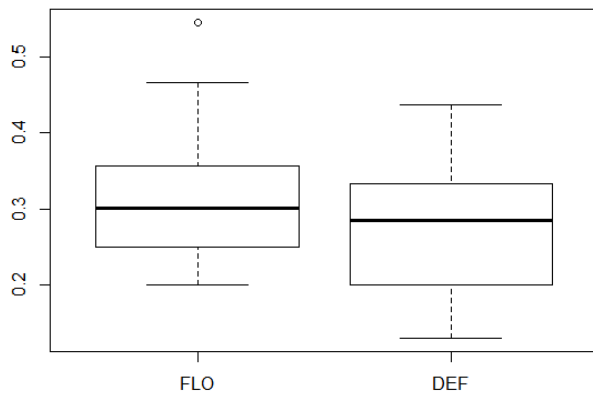
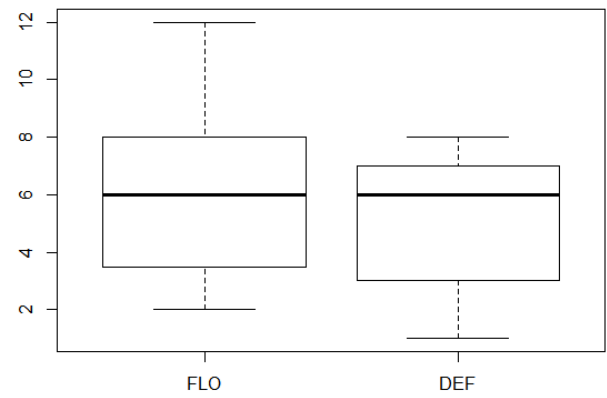
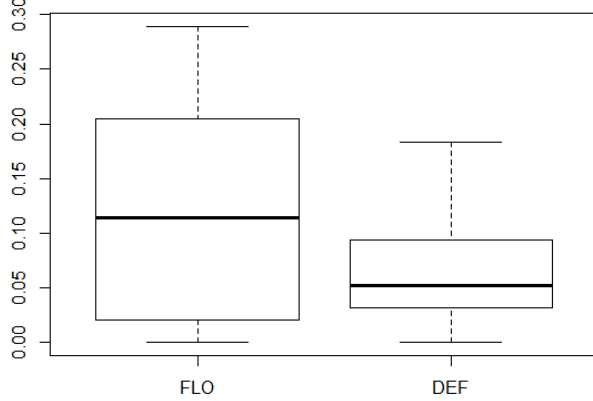
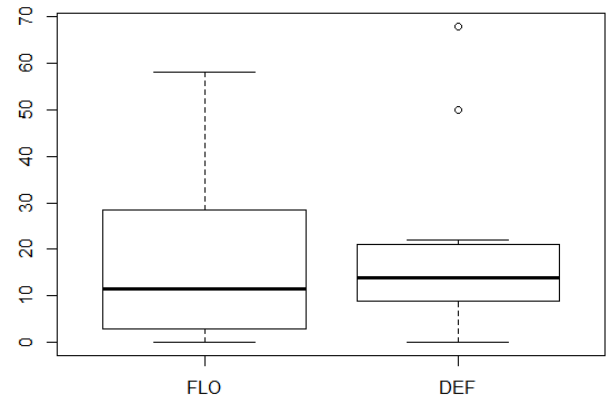
CICHLIFORMES**Cichlidae**

<i>Aequidens gerciliae</i> Kullander, 1995	Nativo	Nectobentônico	Não	Sim	Sim	Não	Onívoro	Picker and browser
<i>Caquetaia spectabilis</i> Steindachner, 1875	Nativo	Nectônico	Não	Sim	Não	Não	Carnívoro	Ambush and stalking predador
<i>Cichla miriana</i> Kullander & Ferreira, 2006	Nativo	Nectônico	Não	Não	Não	Não	Carnívoro	Ambush and stalking predador
<i>Crenicichla</i> aff. <i>acutirostris</i> Günther, 1862	Nativo	Nectobentônico	Não	Sim	Não	Não	Carnívoro	Ambush and stalking predador
<i>Crenicichla</i> cf. <i>hemera</i> Kullander, 1990	Nativo	Nectobentônico	Sim	Não	Não	Não	Insetívoro	Ambush and stalking predador
<i>Crenicichla</i> aff. <i>isbrueckeri</i> Ploeg, 1991	Nativo	Nectobentônico	Sim	Não	Não	Não	Insetívoro	Ambush and stalking predador
<i>Crenicichla</i> aff. <i>semicineta</i> Steindachner, 1892	Nativo	Nectobentônico	Não	Sim	Não	Não	Carnívoro	Ambush and stalking predador
<i>Geophagus</i> cf. <i>altifrons</i> Heckel, 1840	Nativo	Nectobentônico	Não	Sim	Não	Não	Detritívoro	Diggers
<i>Geophagus mirabilis</i> Deprá, Kullander, Pavanelli & Graça, 2014	Nativo	Nectobentônico	Não	Sim	Não	Não	Detritívoro	Diggers
<i>Heros spurius</i> Heckel, 1840	Nativo	Nectobentônico	Não	Sim	Sim	Não	Invertívoro	Picker and browser
<i>Oreochromis niloticus</i> (Linnaeus, 1758)*	Nativo	Nectobentônico	Não	Sim	Sim	Sim	Onívoro	Picker and browser

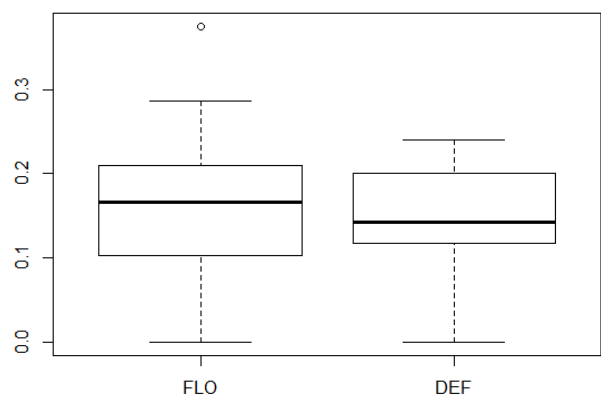
APÊNDICE C. “Box-plots” construídos para as 39 métricas testadas inicialmente no protocolo Paisagem. As métricas com asterisco (“Número de espécies*” e “Número de indivíduos*”) indicam que não levaram em conta espécies e indivíduos tolerantes. “FLO” = grupo íntegro (referência); “DEF” = grupo degradado.



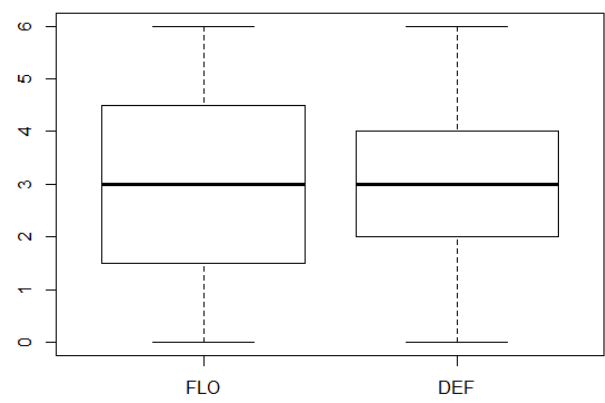
Número de indivíduos Characidae e Loricariidae**Número de indivíduos (menos Knodus)****Número de indivíduos excetuando tolerantes****Número de espécies excetuando tolerantes*****Número de guildas tróficas****Número de grupos funcionais**

Porcentagem de indivíduos de espécies raras**Número de indivíduos de espécies raras****Porcentagem de espécies raras****Número de espécies raras****Porcentagem de indivíduos que respiram ar atmosférico****Número de indivíduos que respiram ar atmosférico**

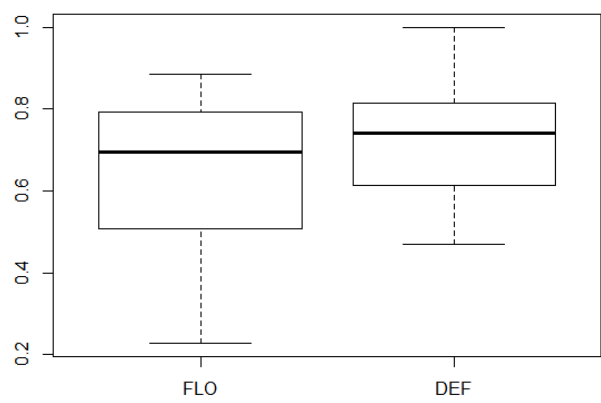
Porcentagem de espécies que respiram ar atmosférico



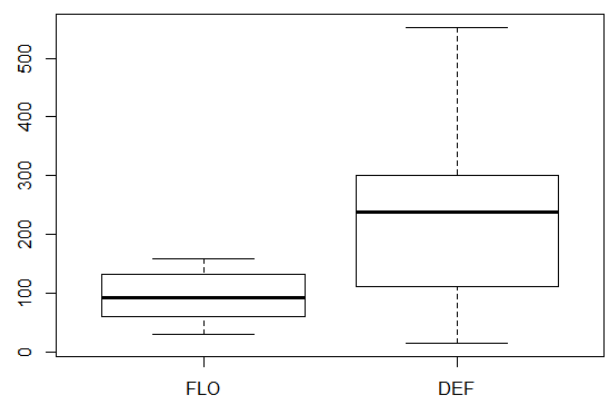
Número de espécies que respiram ar atmosférico



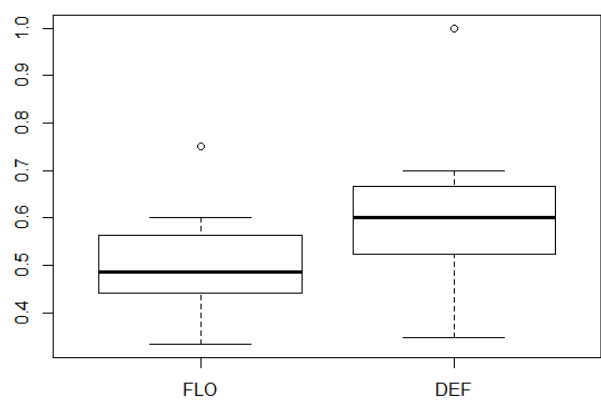
Porcentagem de indivíduos tolerantes



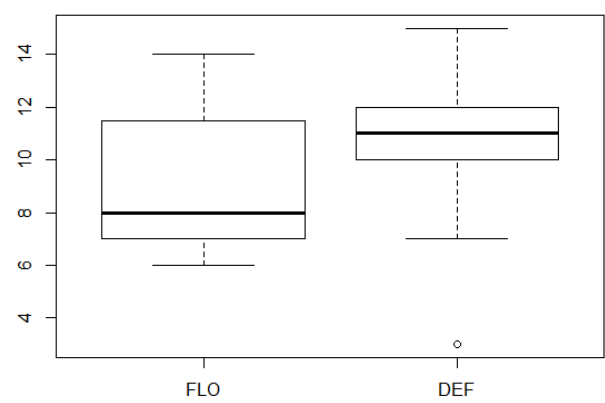
Número de indivíduos tolerantes

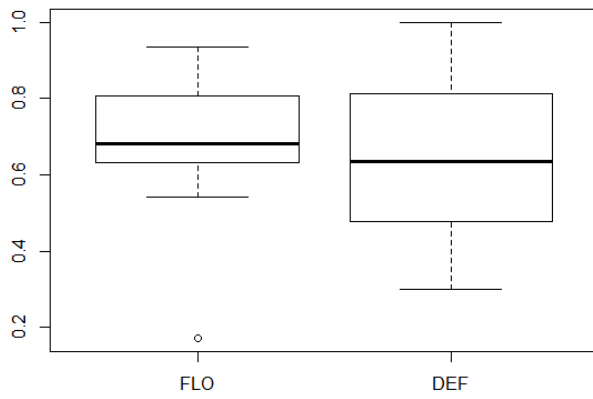
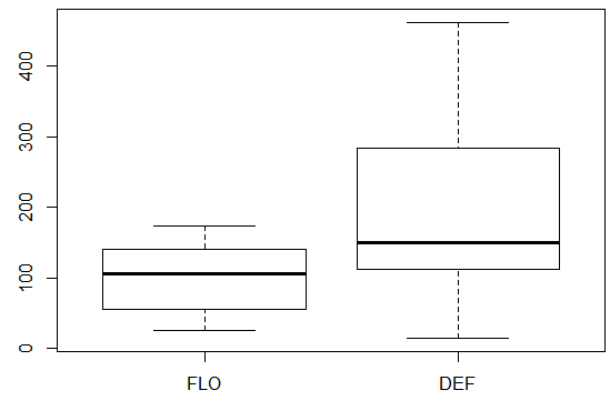
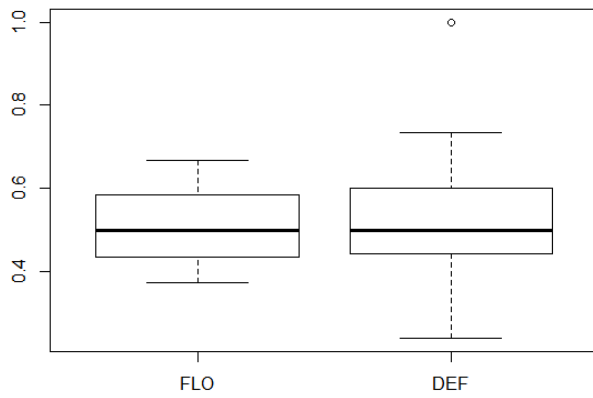
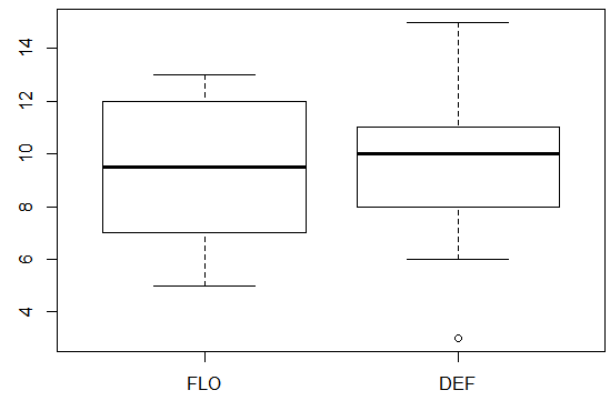
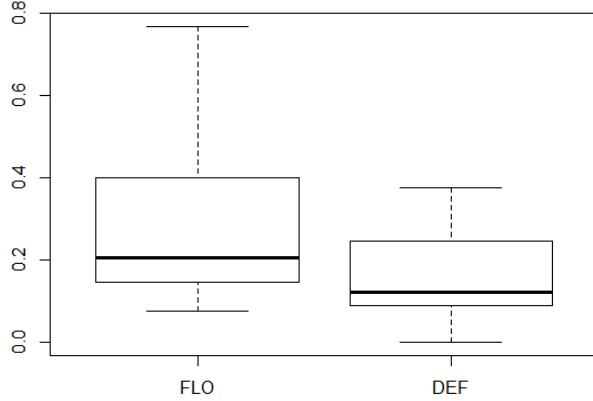
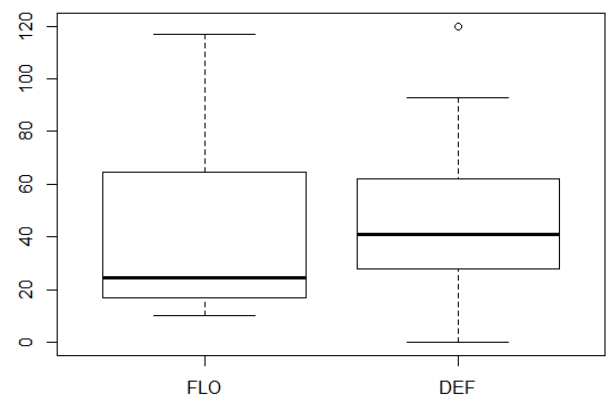


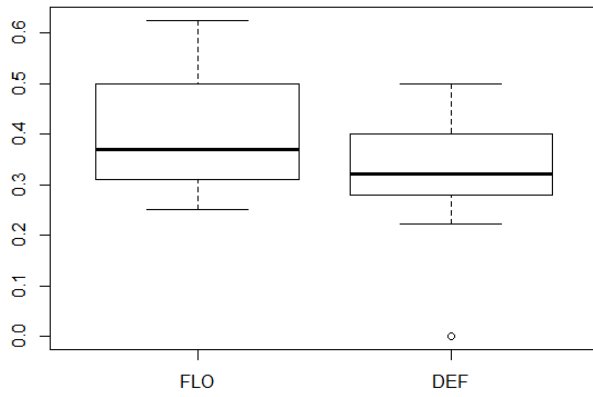
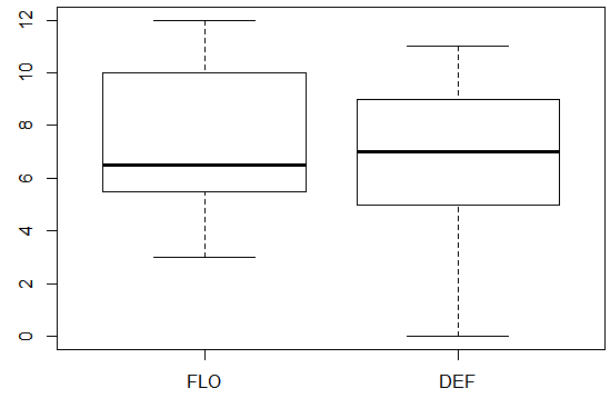
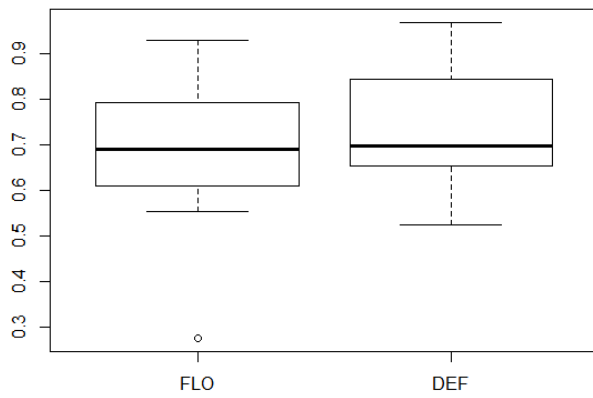
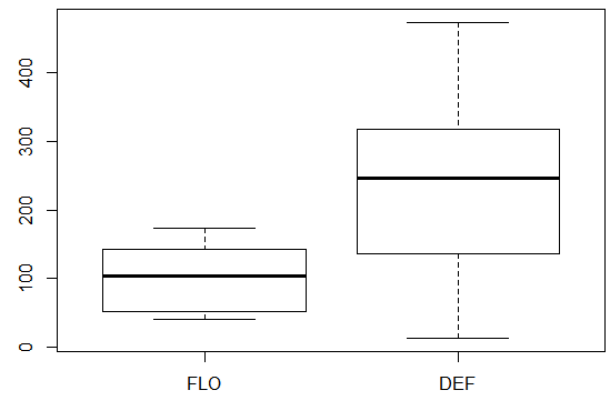
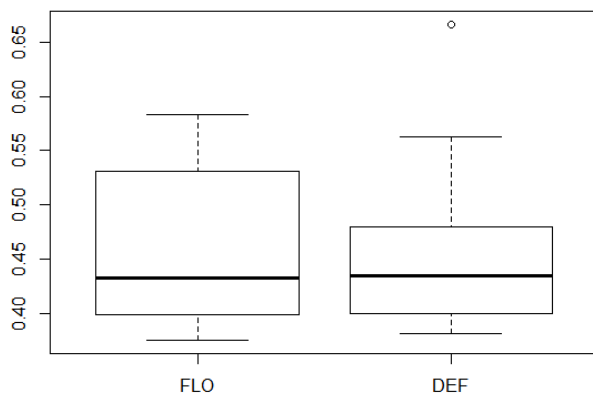
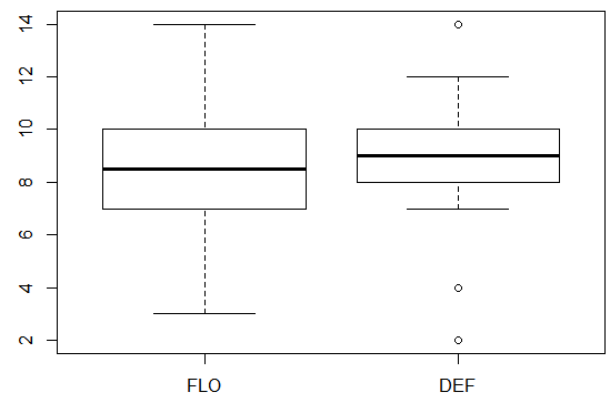
Porcentagem de espécies tolerantes



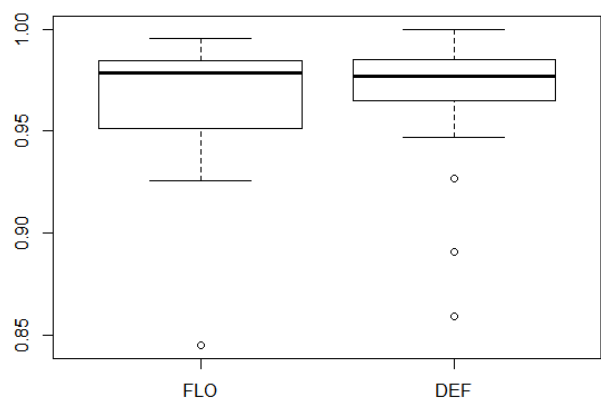
Número de espécies tolerantes



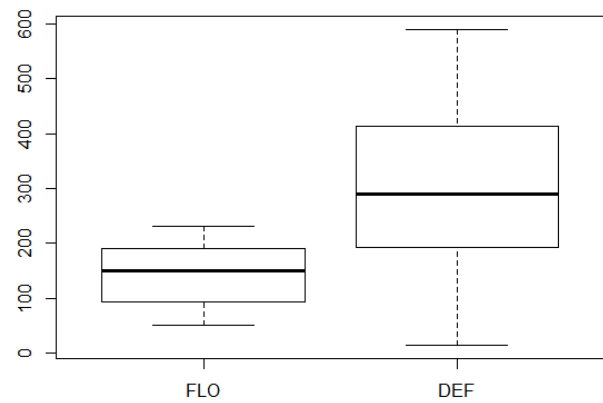
Porcentagem de indivíduos de vegetação marginal**Número de indivíduos de vegetação marginal****Porcentagem de espécies de vegetação marginal****Número de espécies de vegetação marginal****Porcentagem de indivíduos reofilicos****Número de indivíduos reofilicos**

Porcentagem de espécies reofílicas**Número de espécies reofílicas****Porcentagem de indivíduos nectônicos****Número de indivíduos nectônicos****Porcentagem de espécies nectônicas****Número de espécies nectônicas**

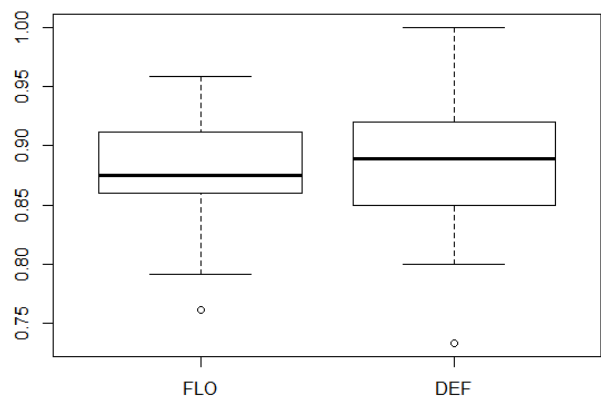
Porcentagem de indivíduos Characiformes e Siluriformes



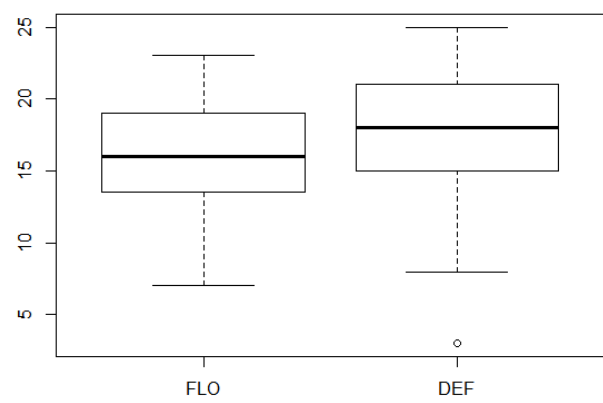
Número de indivíduos Characiformes e Siluriformes



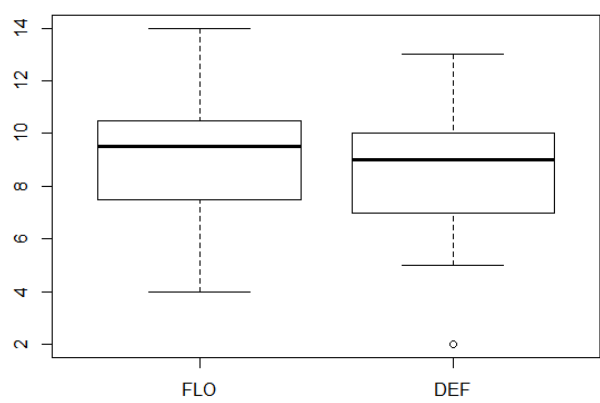
Porcentagem de espécies Characiformes e Siluriformes



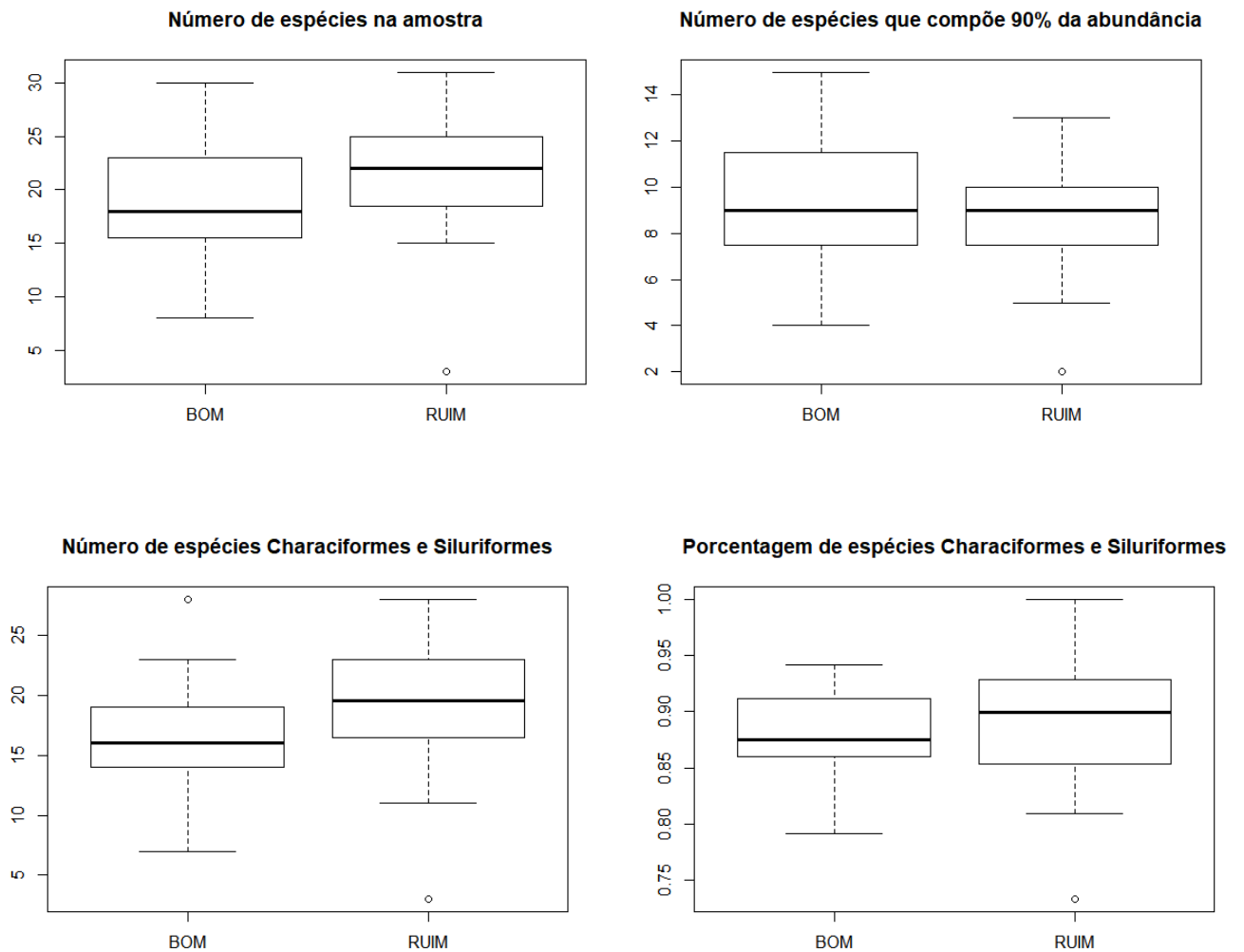
Número de espécies Characiformes e Siluriformes

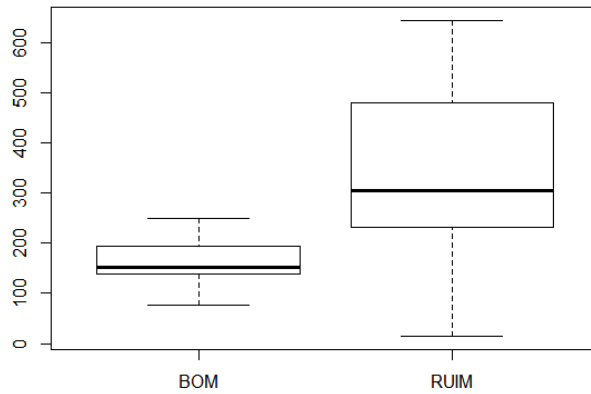
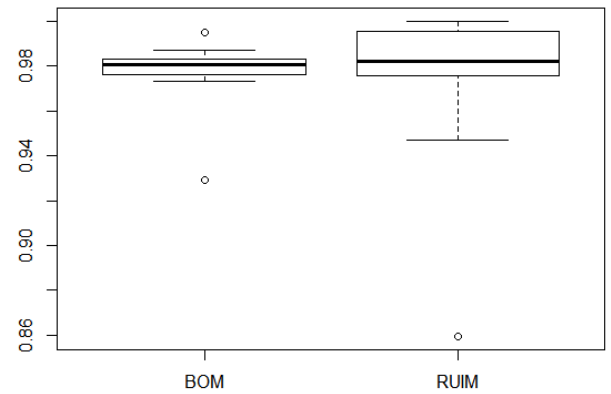
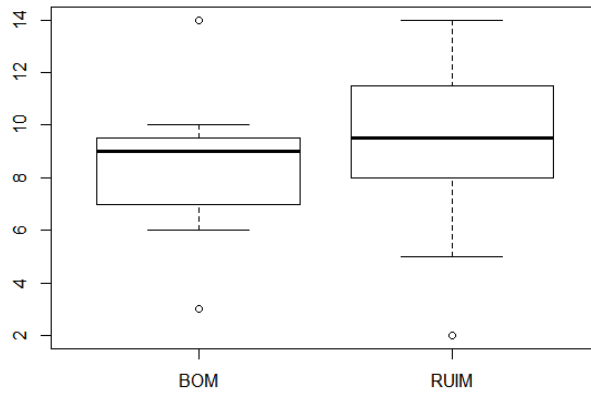
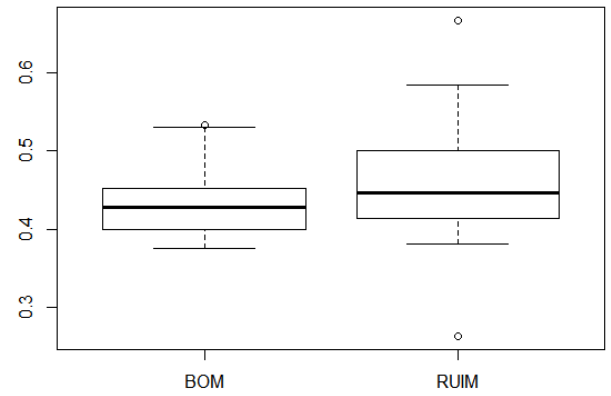
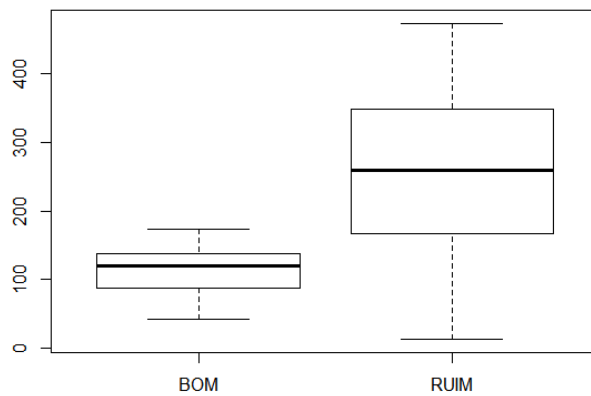
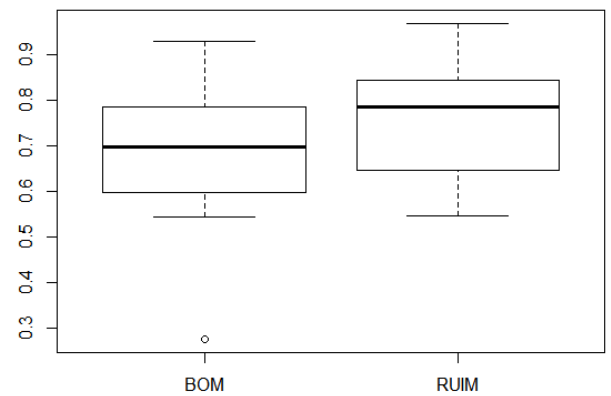


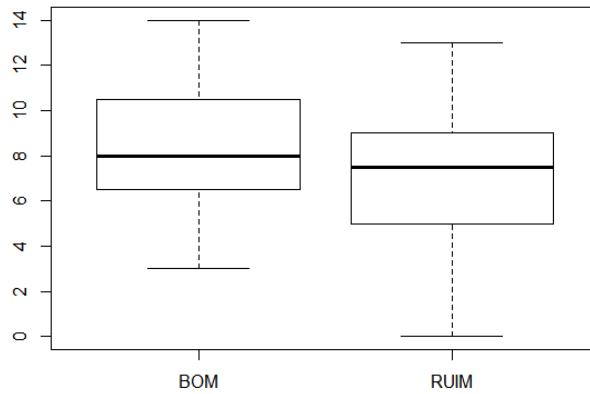
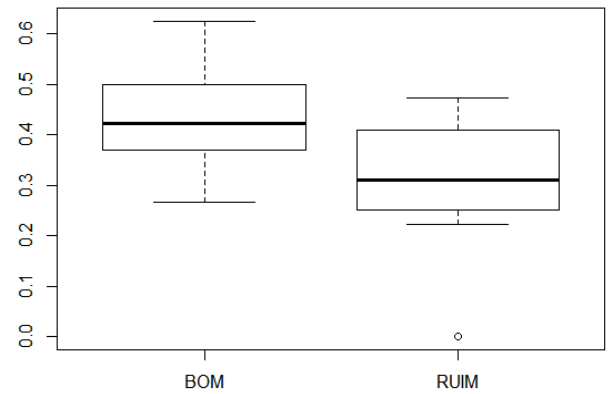
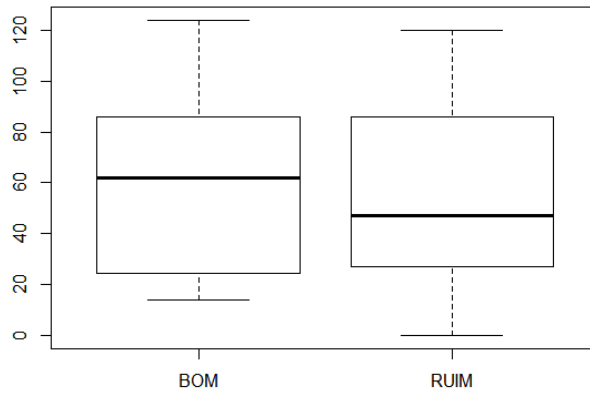
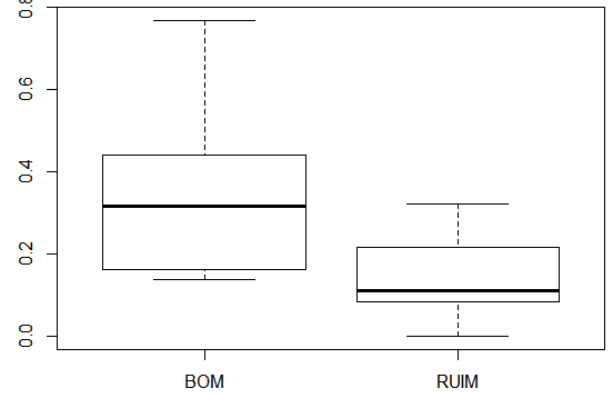
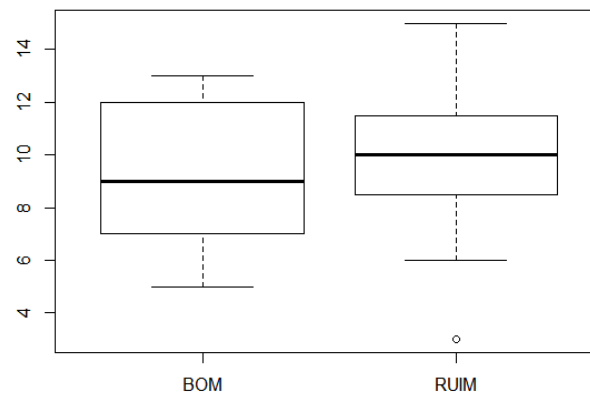
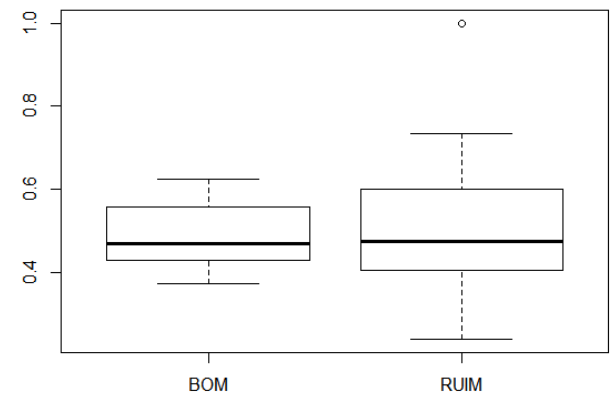
Número de espécies que compõe 90% da abundância

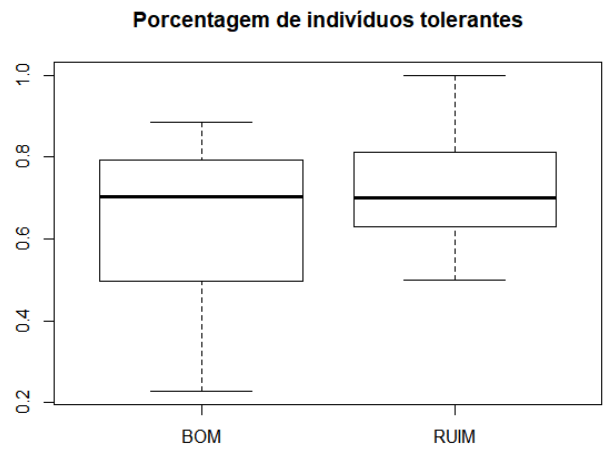
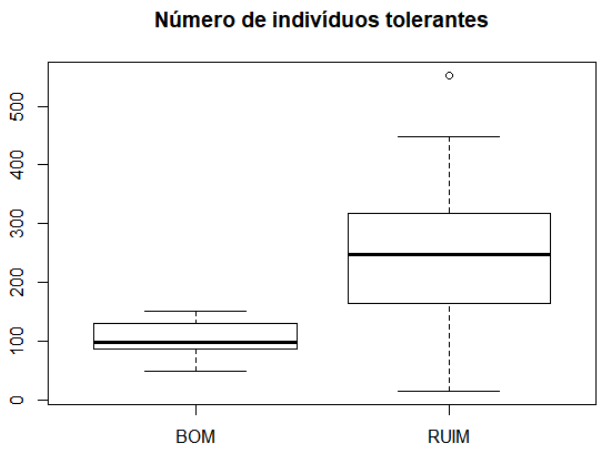
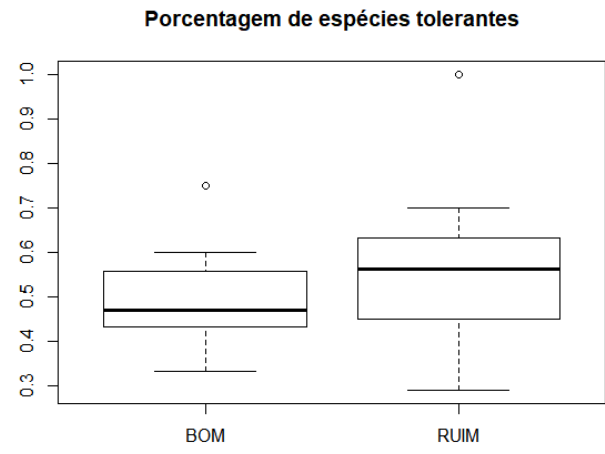
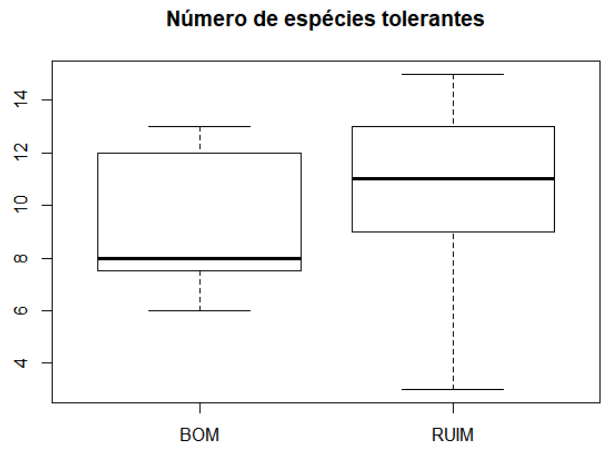
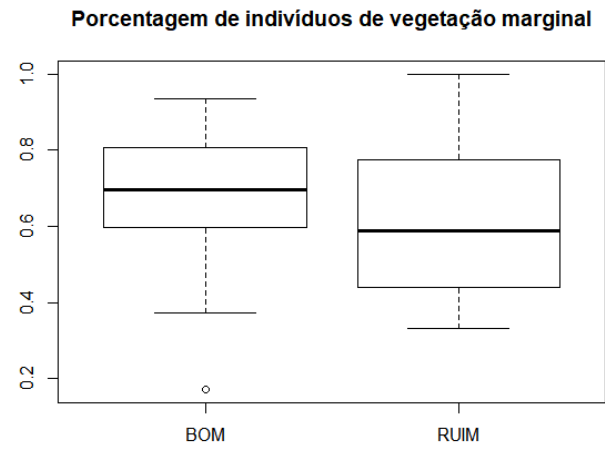
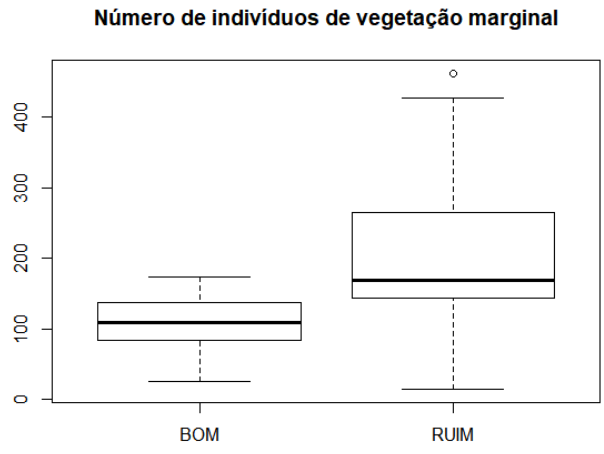


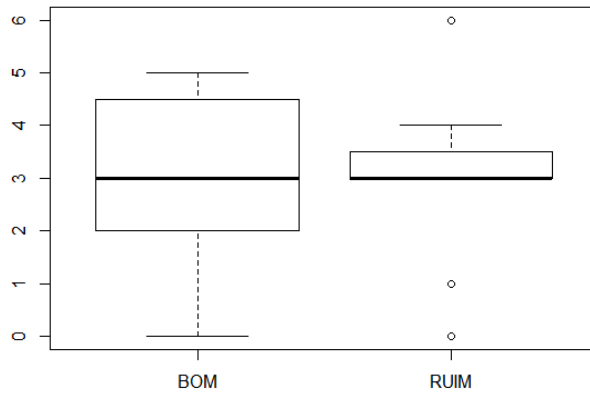
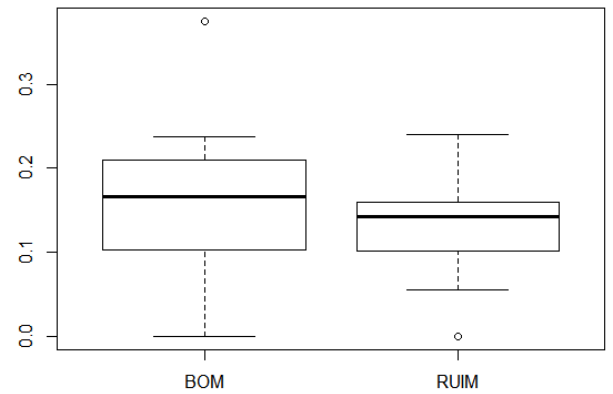
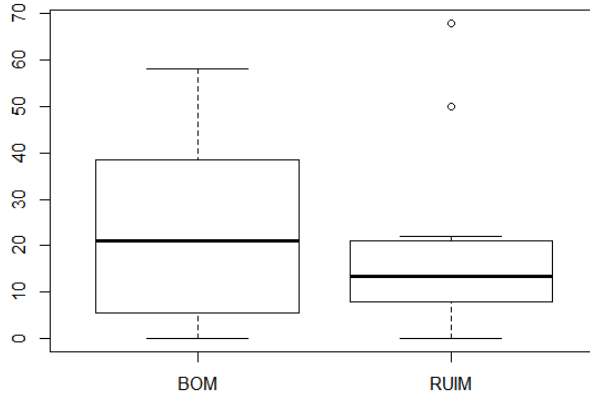
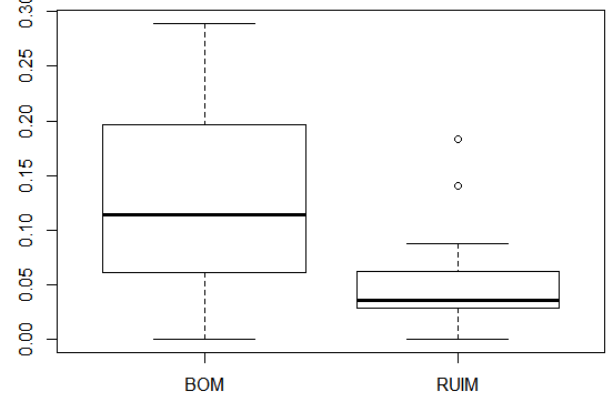
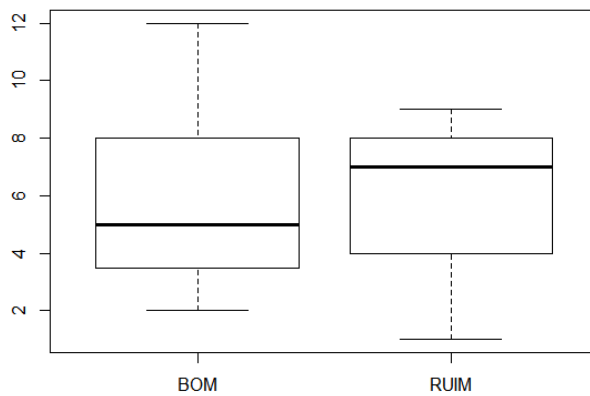
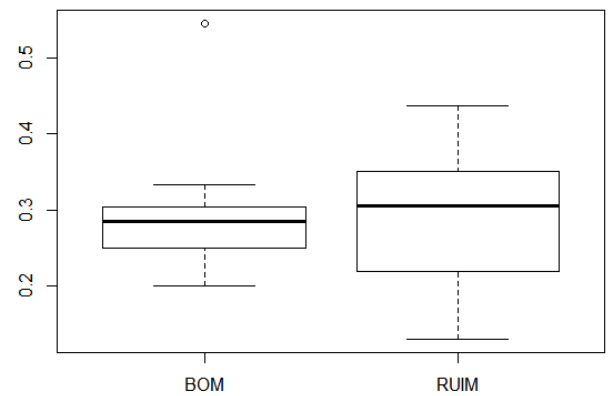
APÊNDICE D. Box-plots construídos para as 39 métricas testadas inicialmente no protocolo PHI. As métricas com asterisco (“Número de espécies*” e “Número de indivíduos*”) indicam que não levaram em conta espécies e indivíduos tolerantes. “BOM” = grupo íntegro (referência); “RUIM” = grupo degradado.

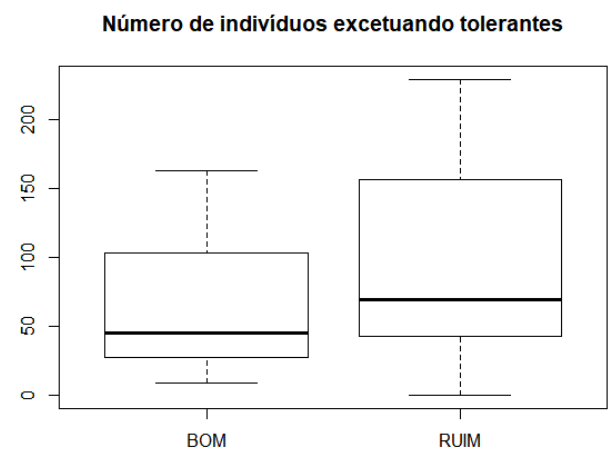
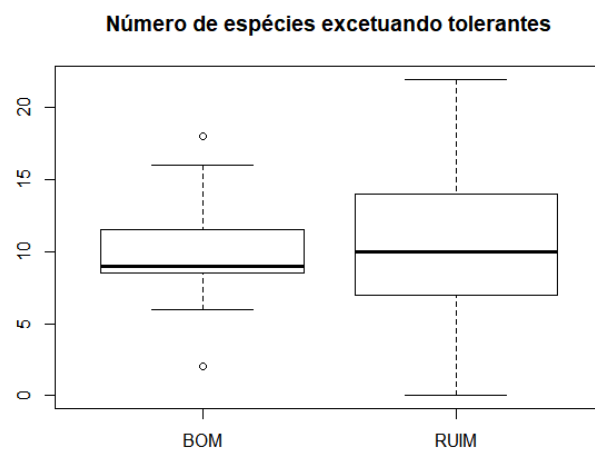
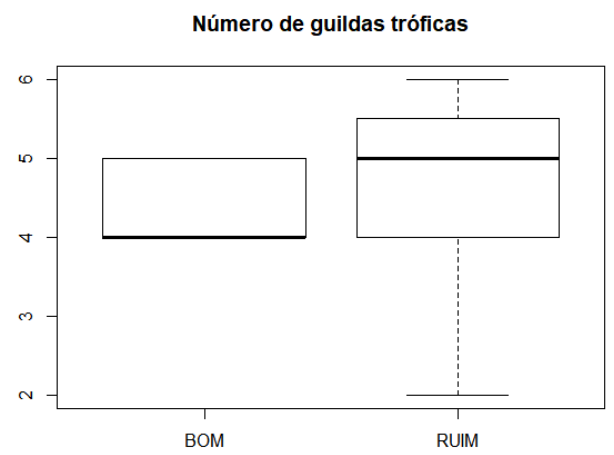
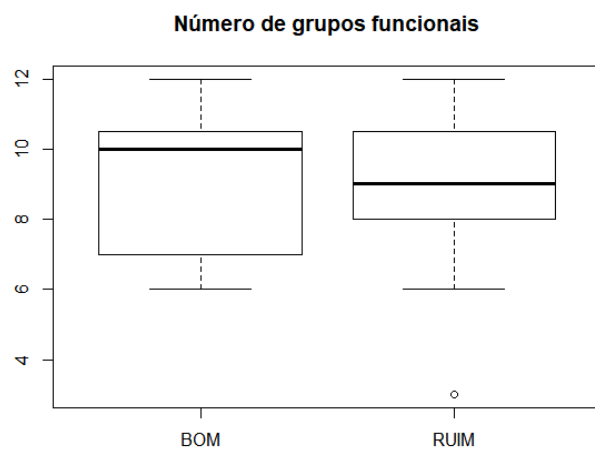
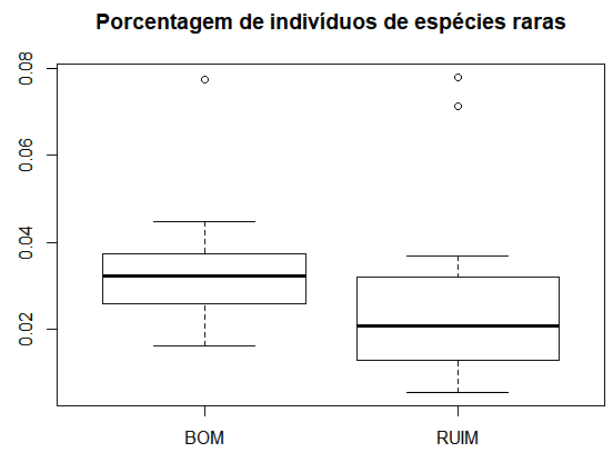
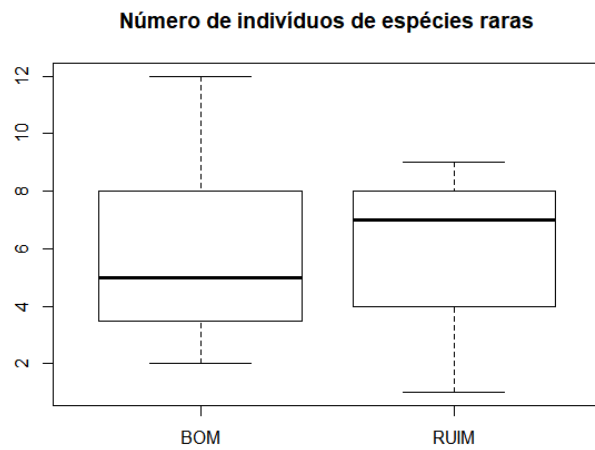


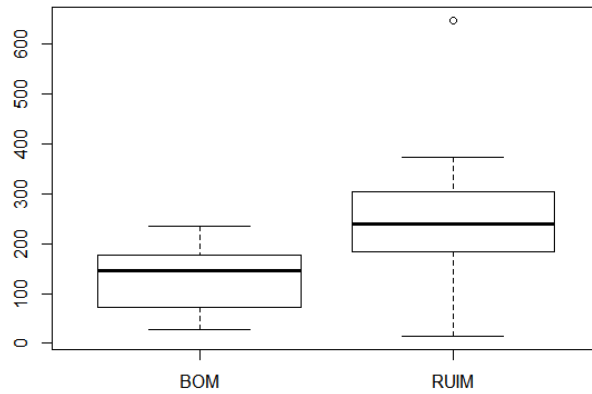
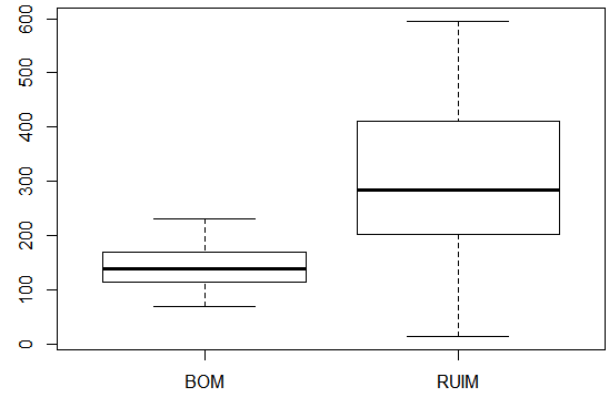
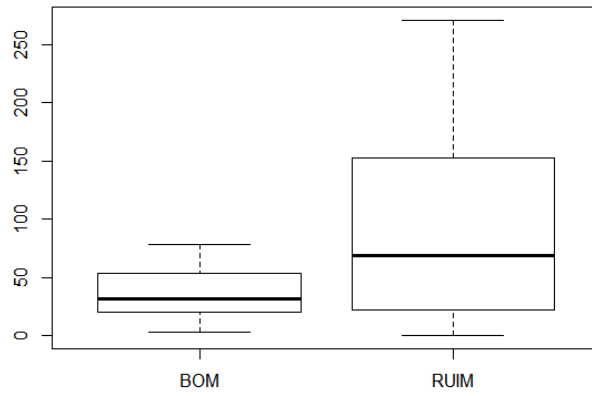
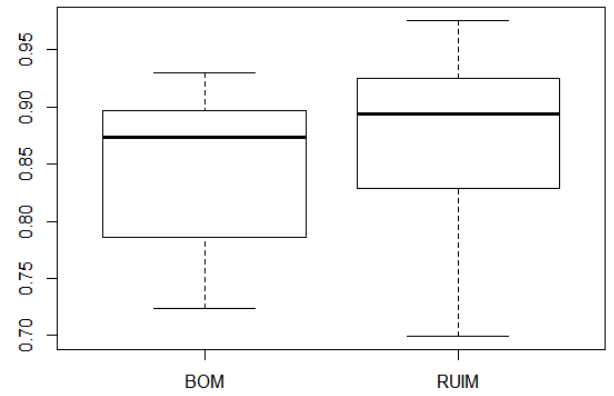
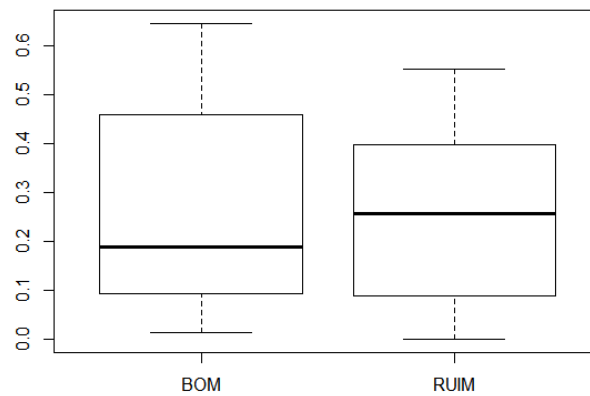
Número de indivíduos Characiformes e Siluriformes**Porcentagem de indivíduos Characiformes e Siluriformes****Número de espécies nectônicas****Porcentagem de espécies nectônicas****Número de indivíduos nectônicos****Porcentagem de indivíduos nectônicos**

Número de espécies reofilicas**Porcentagem de espécies reofilicas****Número de indivíduos reofilicos****Porcentagem de indivíduos reofilicos****Número de espécies de vegetação marginal****Porcentagem de espécies de vegetação marginal**

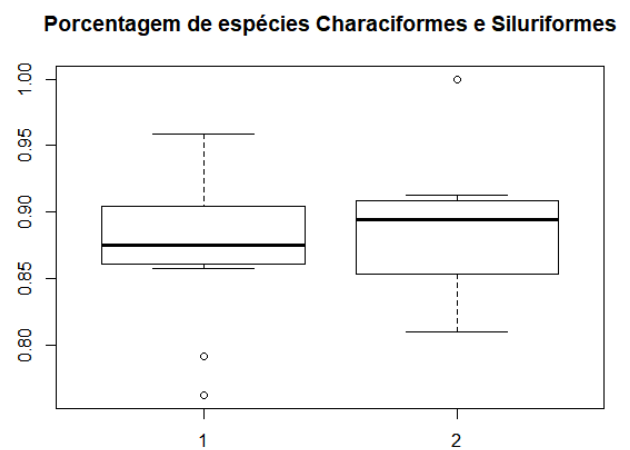
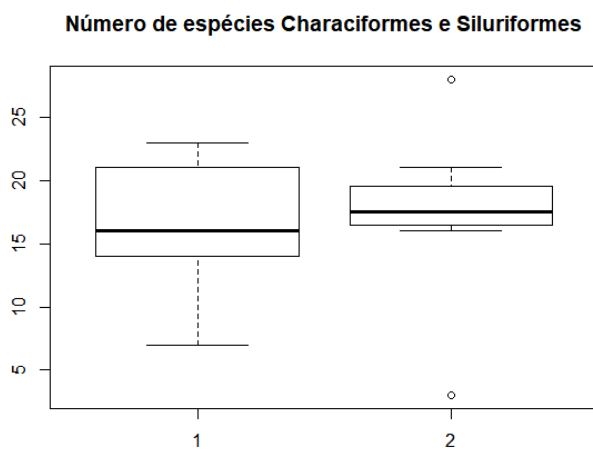
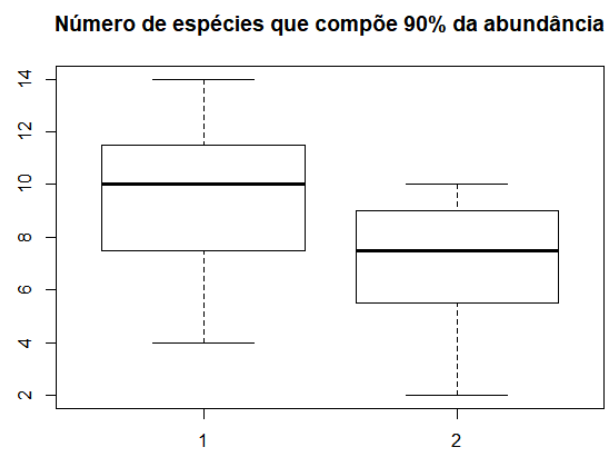
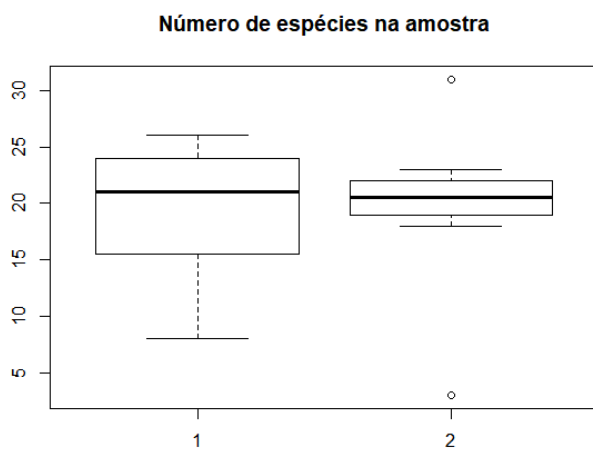


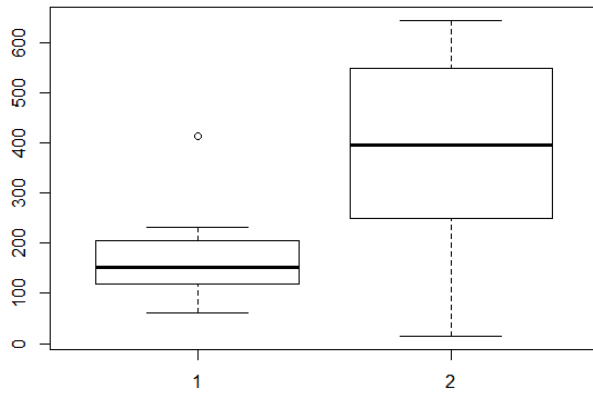
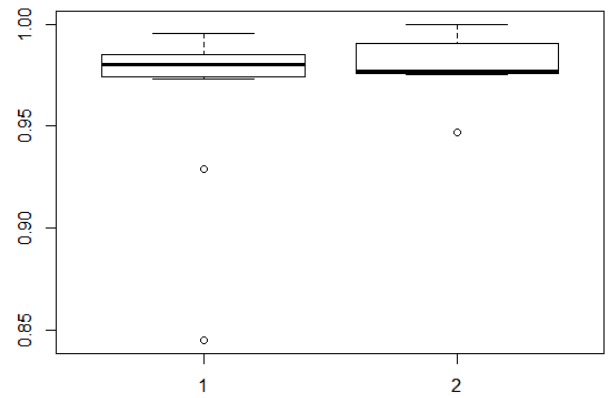
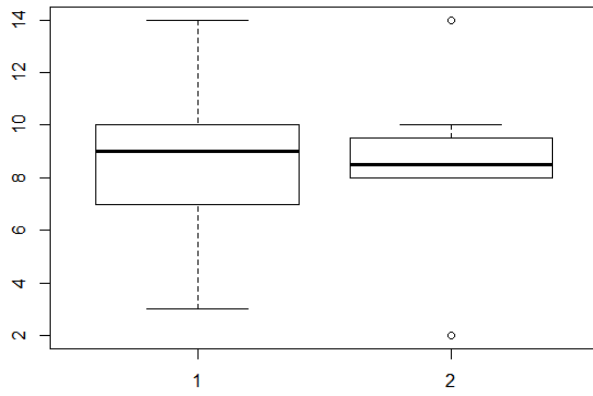
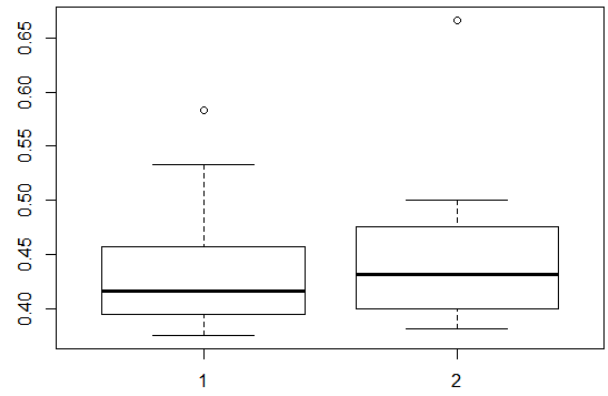
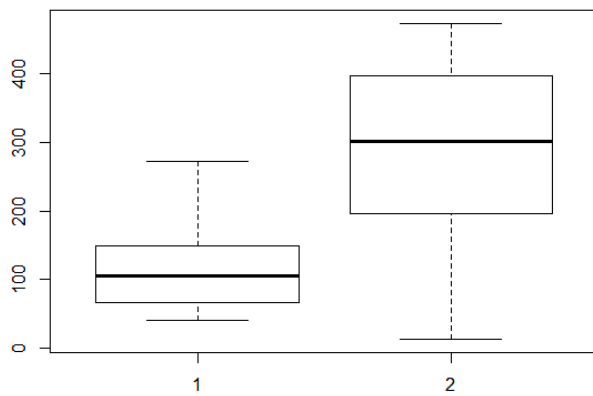
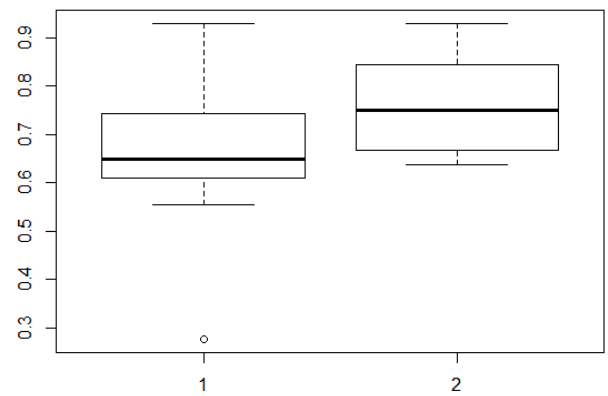
Número de espécies que respiram ar atmosférico**Porcentagem de espécies que respiram ar atmosférico****Número de indivíduos que respiram ar atmosférico****Porcentagem de indivíduos que respiram ar atmosférico****Número de espécies raras****Porcentagem de espécies raras**



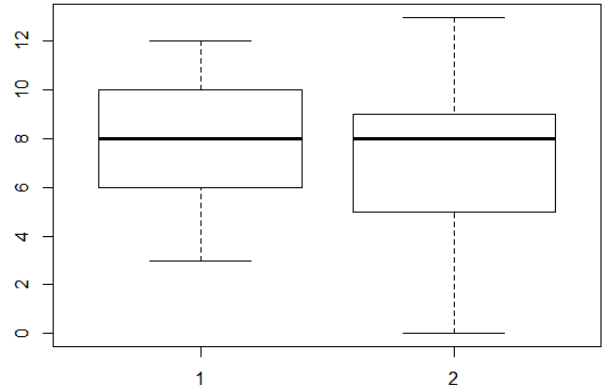
Número de indivíduos (menos Knodus)**Número de indivíduos Characidae e Loricariidae****Número de indivíduos Knodus****Porcentagem de indivíduos Characidae e Loricariidae****Porcentagem de indivíduos Knodus**

APÊNDICE E. “Box-plot”s construídos para as 39 métricas testadas inicialmente no protocolo LUI. As métricas com asterisco (“Número de espécies*” e “Número de indivíduos*”) indicam que não levaram em conta espécies e indivíduos tolerantes. “1” = grupo íntegro (referência); “2” = grupo degradado.

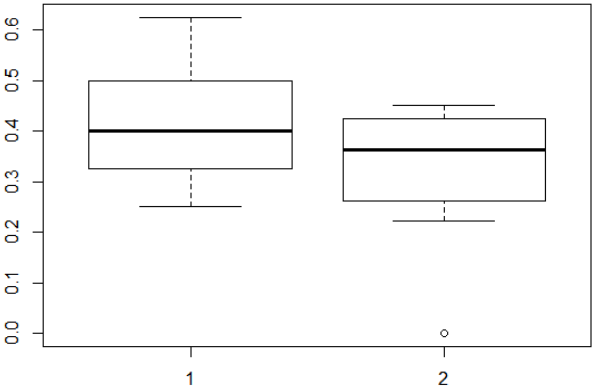


Número de indivíduos Characiformes e Siluriformes**Porcentagem de indivíduos Characiformes e Siluriformes****Número de espécies nectônicas****Porcentagem de espécies nectônicas****Número de indivíduos nectônicos****Porcentagem de indivíduos nectônicos**

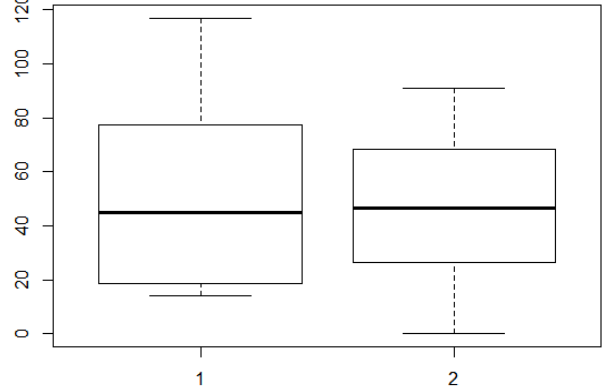
Número de espécies reofilicas



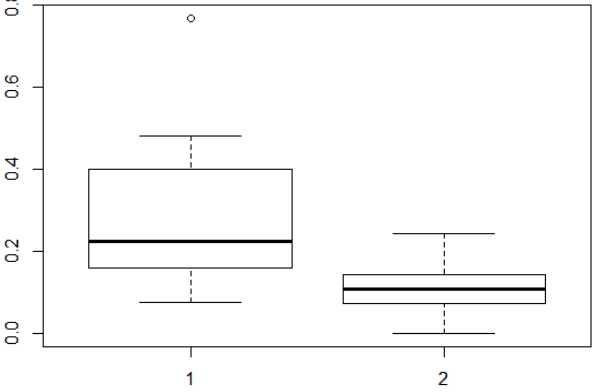
Porcentagem de espécies reofilicas



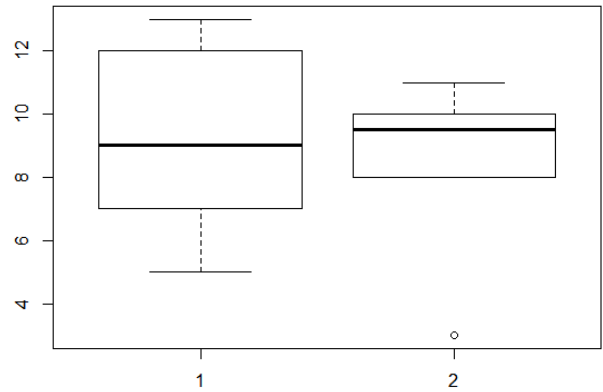
Número de indivíduos reofilicos



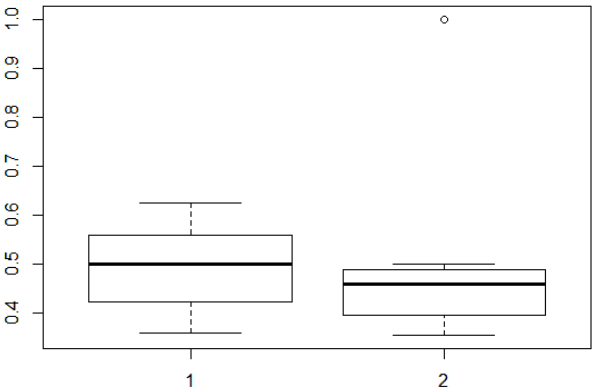
Porcentagem de indivíduos reofilicos



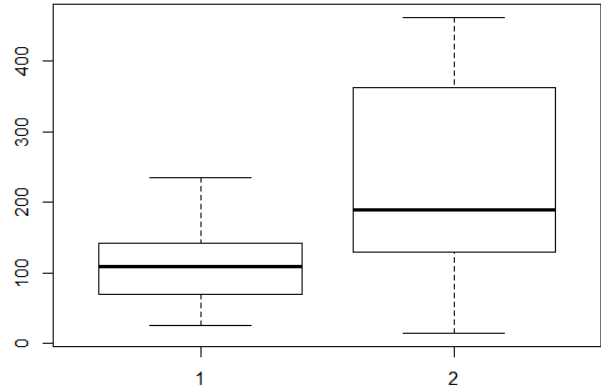
Número de espécies de vegetação marginal



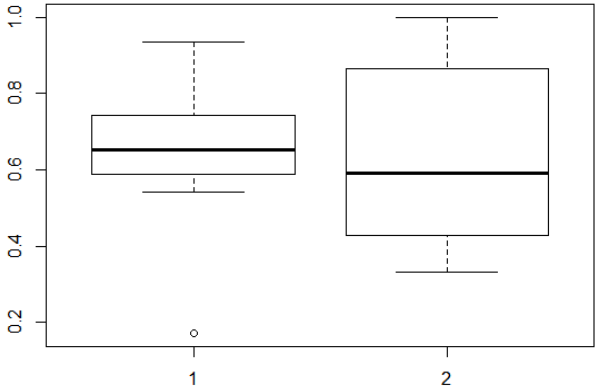
Porcentagem de espécies de vegetação marginal



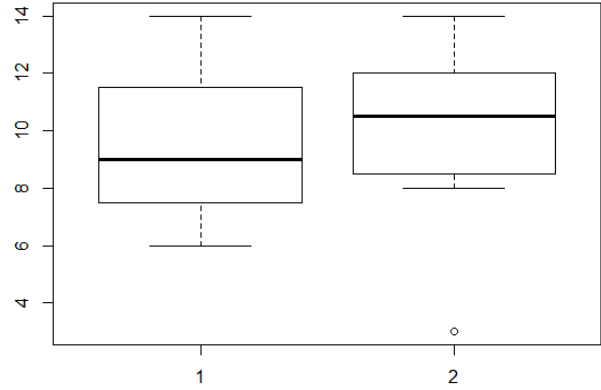
Número de indivíduos de vegetação marginal



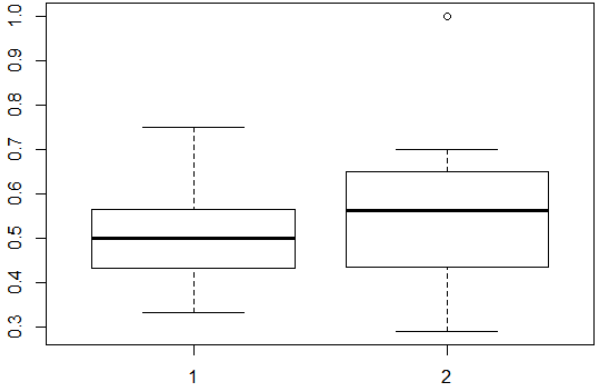
Porcentagem de indivíduos de vegetação marginal



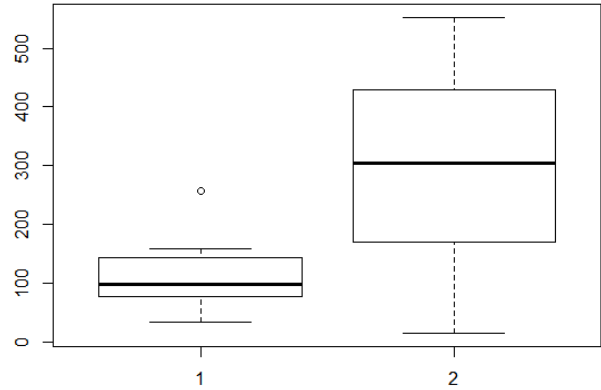
Número de espécies tolerantes



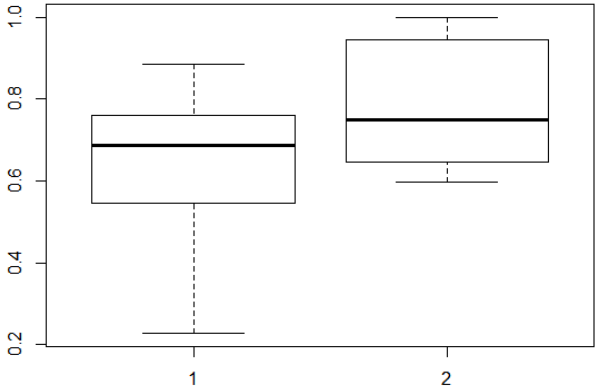
Porcentagem de espécies tolerantes



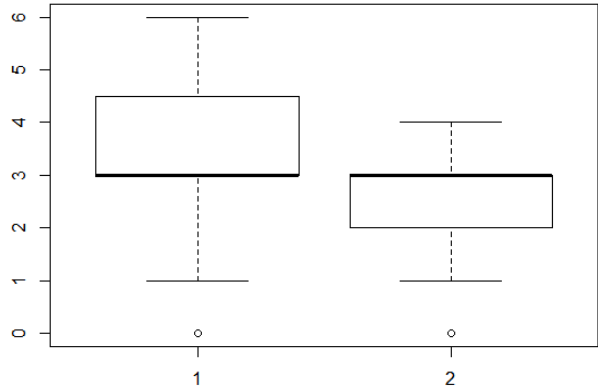
Número de indivíduos tolerantes



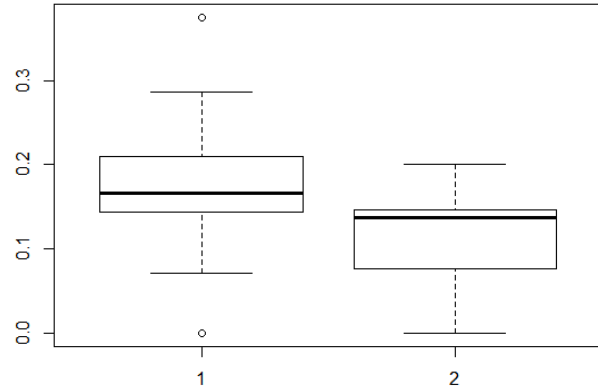
Porcentagem de indivíduos tolerantes



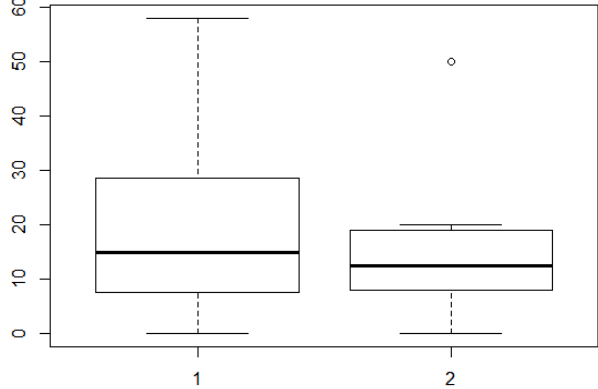
Número de espécies que respiram ar atmosférico



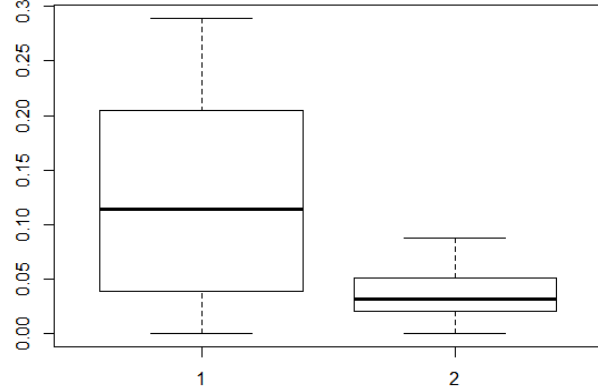
Porcentagem de espécies que respiram ar atmosférico



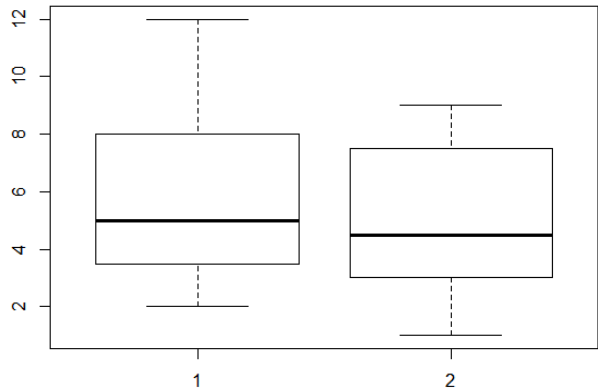
Número de indivíduos que respiram ar atmosférico



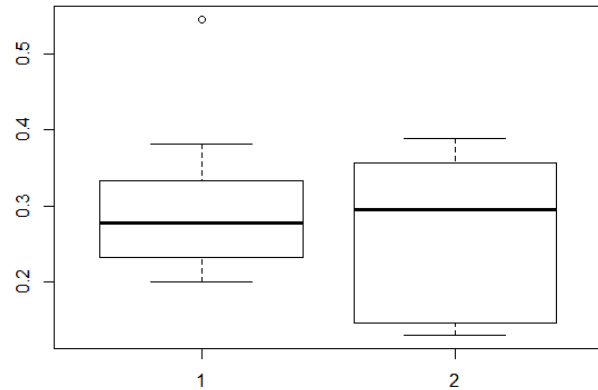
Porcentagem de indivíduos que respiram ar atmosférico



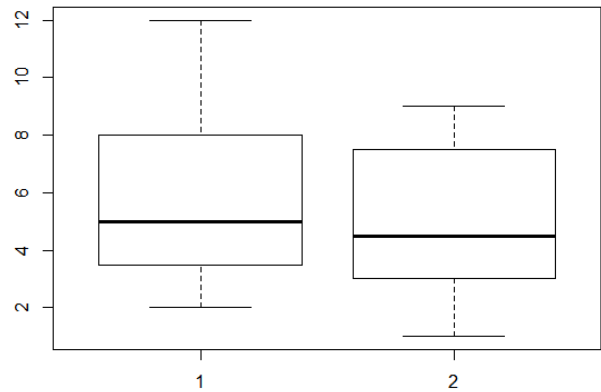
Número de espécies raras



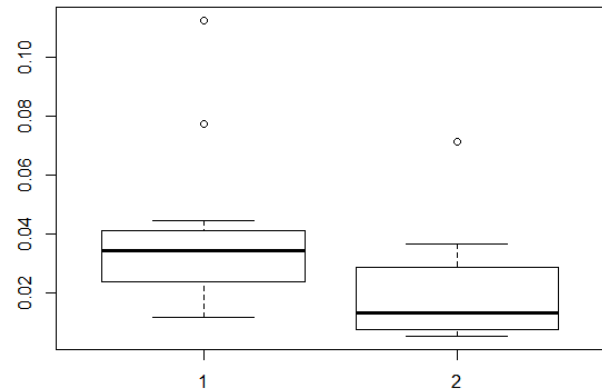
Porcentagem de espécies raras



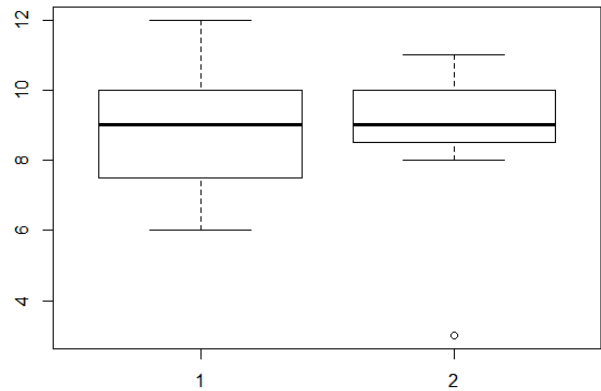
Número de indivíduos de espécies raras



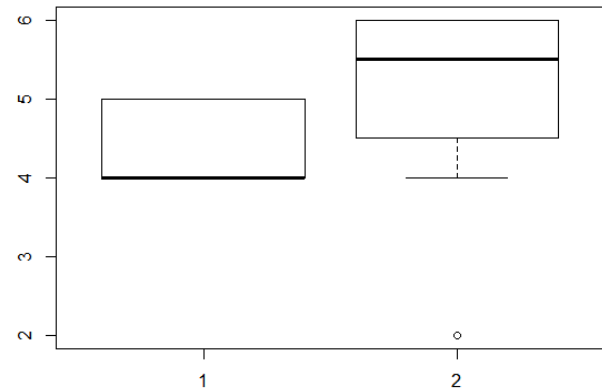
Porcentagem de indivíduos de espécies raras



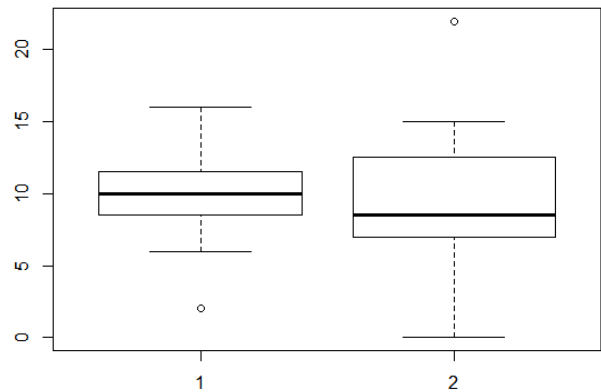
Número de grupos funcionais



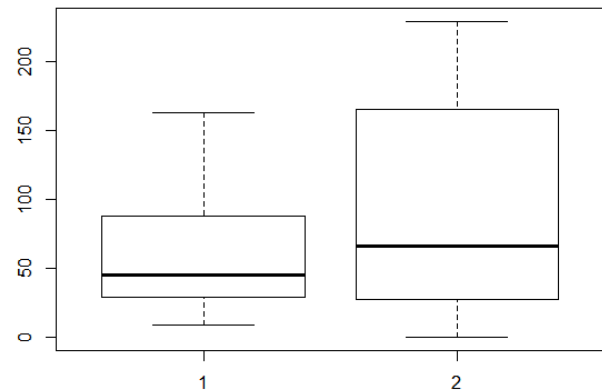
Número de guildas tróficas



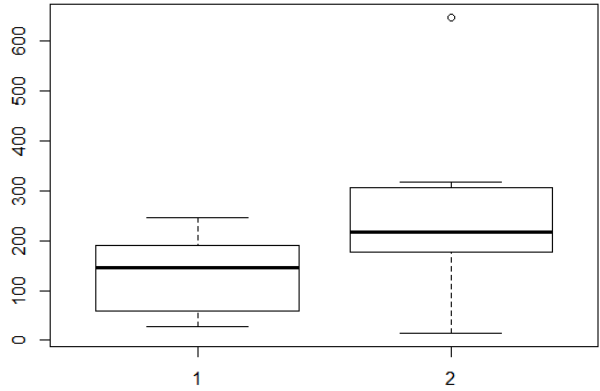
Número de espécies excetuando tolerantes



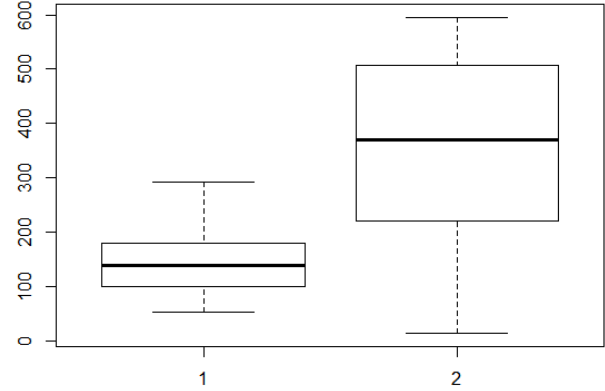
Número de indivíduos excetuando tolerantes



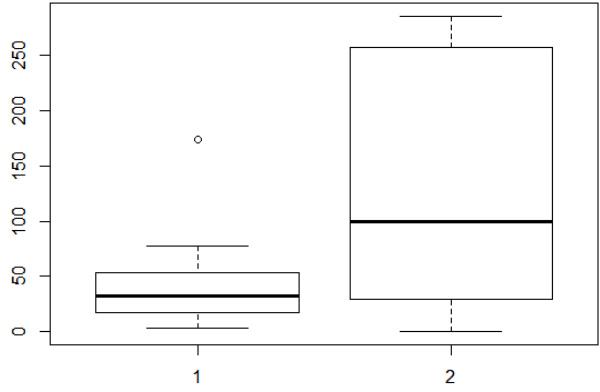
Número de indivíduos (menos Knodus)



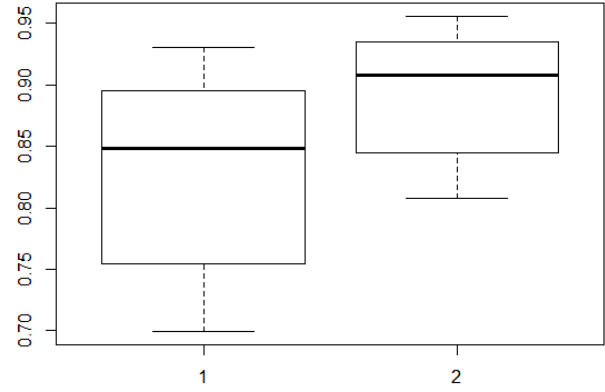
Número de indivíduos Characidae e Loricariidae



Número de indivíduos Knodus



Porcentagem de indivíduos Characidae e Loricariidae



Porcentagem de indivíduos Knodus

