
ECOLOGIA

Aline Fulas Goulart Fernandes

**Desvendando os padrões de coocorrência de
Characidae (sensu MIRANDE et al. 2019) na
Amazônia Ocidental**



Rio Claro - SP
2025

Aline Fulas Goulart Fernandes

Desvendando os padrões de coocorrência de Characidae (sensu MIRANDE et al. 2019) na Amazônia Ocidental

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Instituto de Biociências – Câmpus de Rio Claro, da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, para obtenção do grau de Ecóloga.

Orientador(a): Professor Drº Gabriel Lourenço Brejão

Coorientador(a): Professora Drº Lilian Casatti

Rio Claro - SP
2025

F363d

Fernandes, Aline Fulas Goulart

Desvendando os padrões de coocorrência de Characidae (sensu MIRANDE et al. 2019) na Amazônia Ocidental / Aline Fulas Goulart Fernandes. -- Rio Claro, 2025

46 p. : tabs.

Trabalho de conclusão de curso (Bacharelado - Ecologia) - Universidade Estadual Paulista (UNESP), Instituto de Biociências, Rio Claro

Orientador: Gabriel Lourenço Brejão

Coorientadora: Lilian Casatti

1. Ecologia dos rios. 2. Desmatamento. 3. Characídeos. I. Título.

Aline Fulas Goulart Fernandes

Desvendando os padrões de coocorrência de Characidae (sensu MIRANDE et al. 2019) na Amazônia Ocidental

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Instituto de Biociências – Câmpus de Rio Claro, da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, para obtenção do grau de Ecóloga.

BANCA EXAMINADORA:

Prof. Dr. Gabriel Lourenço Brejão

Prof. Dr. Jaqueline de Oliveira Zeni

Prof. Dr. Maurício Cetra

Aprovado em: 05 de Junho de 2025

Documento assinado digitalmente
 **ALINE FULAS GOULART FERNANDES**
Data: 08/07/2025 12:07:04-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Assinatura do(a) discente

Documento assinado digitalmente
 **GABRIEL LOURENCO BREJAO**
Data: 08/07/2025 14:34:59-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Assinatura do(a) orientador(a)

Documento assinado digitalmente
 **LILIAN CASATTI**
Data: 08/07/2025 14:50:49-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Assinatura do(a) coorientador(a)

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus por essa oportunidade e por me sustentar ao longo de toda essa jornada.

Agradeço ao meu marido por todo apoio, paciência e dedicação excepcional, sem você isso não seria possível. Obrigada por tanto amor e parceria!

Agradeço ao meu orientador Prof. Dr. Gabriel Lourenço Brejão e minha coorientador Prof. Dr. Lilian Casatti, pelos ensinamentos, trocas e por todo auxílio ao longo da elaboração desse projeto.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP), Brasil. Processo nº 2024/11731-0. As opiniões, hipóteses e conclusões ou recomendações expressas neste material são de responsabilidade do(s) autor(es) e não necessariamente refletem a visão da FAPESP.

RESUMO

A estrutura de uma comunidade é influenciada por processos estocásticos e determinísticos, como filtros ambientais e interações bióticas, que geram padrões aleatórios e não aleatórios de coocorrência de espécies, respectivamente. Atividades humanas, como desmatamento, alteram a integridade do habitat dos riachos e a composição das comunidades de peixes, favorecendo a proliferação de espécies oportunistas. Dessa forma, o objetivo deste trabalho foi analisar a coocorrência de gêneros de caracídeos em riachos com diferentes graus de desmatamento, levando em consideração os parâmetros ambientais locais, com o intuito de compreender o que determina os padrões de coocorrência para os gêneros estudados. Foram avaliados 135 riachos das bacias dos rios Madeira e Tapajós, na Amazônia, que foram classificados de acordo com o grau de desmatamento e impacto antrópico, levando em consideração a abundância, riqueza e coocorrência de gêneros da família Characidae. A análise do C-score indicou maior coocorrência na bacia do rio Tapajós que se mostrou ser a bacia mais preservada, e maior segregação na bacia do rio Madeira, que teve maior nível de degradação. Já as análises multivariadas (PCA e RDA) evidenciaram que as variáveis ambientais (proporção de floresta, integridade do habitat e intensidade do uso do solo) influenciam significativamente a estruturação da comunidade. Dessa forma, os resultados apontam que a qualidade ambiental atua como um filtro ambiental, sendo responsável por promover uma maior coexistência de Caracídeos em ambientes conservados.

Palavras-chave: Coocorrência de espécies; Desmatamento; Riachos; Characidae; rio Madeira; rio Tapajós.

ABSTRACT

Abstract

The structure of a community is influenced by both stochastic and deterministic processes, such as environmental filters and biotic interactions, which generate random and non-random patterns of species co-occurrence, respectively. Human activities, such as deforestation, alter the habitat integrity of streams and the composition of fish communities, favoring the proliferation of opportunistic species. Therefore, the aim of this study was to analyze the co-occurrence of characid genera in streams with different levels of deforestation, taking into account local environmental parameters, in order to understand what drives the co-occurrence patterns of the studied genera. A total of 135 streams from the Madeira and Tapajós river basins in the Amazon were evaluated. These streams were classified according to the degree of deforestation and anthropogenic impact, considering the abundance, richness, and co-occurrence of genera from the Characidae family. The C-score analysis indicated greater co-occurrence in the Tapajós basin, which proved to be the most preserved, and greater segregation in the Madeira basin, which showed higher levels of degradation. Multivariate analyses (PCA and RDA) revealed that environmental variables (forest cover, habitat integrity, and land-use intensity) significantly influence community structure. Thus, the results indicate that environmental quality acts as a filter, promoting greater coexistence of characids in well-preserved environments.

Keywords: Species co-occurrence; Deforestation; Streams; Characidae; Madeira River; Tapajós River.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Representação gráfica da hipótese de trabalho, destacando os possíveis mecanismos ecológicos relacionados aos padrões de coocorrência.....	13
Figura 2. Distribuição dos riachos amostrados nas bacias dos rios Machado (1), Aripuanã (2) e Juruena (3), na Amazônia Ocidental.....	15
Figura 3. Frequência de espécies considerando os três interflúvios.....	24
Figura 4. Gráfico de espécies que ocorrem nos três interflúvios.....	25
Figura 5. PCA das Variáveis Ambientais nos três interflúvios. PHI - Índice Físico do Habitat; LUI - Intensidade de uso do solo (LUI_W - na microbacia; LUI_R - no buffer ripário); MF - Proporção de Floresta (MF_W - na microbacia; MF_R - no buffer ripário).....	27
Figura 6. Boxplot Variáveis Ambientais nas três bacias.....	29
Figura 7. Relação entre C-score e Variáveis Ambientais.....	30
Figura 8. PC1 vs Riqueza e Abundância nas três bacias.....	31
Figura 9. RDA - correlação entre as variáveis ambientais e a composição de gêneros.....	33

LISTA DE ABREVIATURAS

PCA	Análise de Componentes Principais
RDA	Análise de Redundância
LUI	Intensidade de uso do solo
PHI	Integridade do habitat
MF	Proporção de floresta madura

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	10
2. MATERIAIS E MÉTODOS.....	15
2.1 Área de estudo.....	15
2.2 Gradientes ambientais.....	17
2.3 Variáveis Ambientais.....	17
2.3.1 Integridade do habitat - PHI.....	17
2.3.2 Índice de uso do solo - LUI.....	17
2.3.3 Proporção de floresta - MF.....	17
2.4 Coleta de dados.....	18
3. ANÁLISE DOS DADOS.....	19
4. RESULTADOS.....	20
4.1 Riqueza e Abundância de Caracídeos.....	20
4.2 Coocorrência de Indivíduos.....	26
4.3 Variáveis Ambientais e Estruturação das Comunidades.....	27
5. DISCUSSÃO.....	35
6. CONCLUSÃO.....	38
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	40

1. INTRODUÇÃO

Os mecanismos de estruturação de uma comunidade são influenciados por processos estocásticos, determinísticos ou pela combinação dos dois (Zhou et al., 2020). Os processos estocásticos envolvem mecanismos neutros e geram padrões aleatórios na coocorrência de espécies em uma comunidade (Ortega; Bassrei, 2015), além de estabelecer padrões de composição, diversidade e abundância das espécies. Por outro lado, os processos determinísticos, como o filtro ambiental e as interações bióticas, sustentam padrões mais previsíveis de configuração das comunidades (Leibold; Mikkelsen, 2002).

A filtragem ambiental é um processo determinístico importante, pois os filtros bióticos ou abióticos são responsáveis por excluir indivíduos ou espécies que possuam características inadequadas a um determinado habitat (Mittelbach; Schemske, 2015). As atividades humanas podem atuar como filtros sobre as comunidades naturais, influenciando diretamente a distribuição das espécies. Além disso, de acordo com o princípio da similaridade limitante, espécies com características semelhantes não são capazes de coocorrer em um mesmo habitat por muito tempo, pois elas competem diretamente entre si por recursos limitados (Funk et al., 2008). Dessa forma, para que possa haver coocorrência de espécies em situações de limitação de recursos, é preciso que o local seja heterogêneo e que as espécies apresentem características distintas com relação a suas necessidades ecológicas, porque assim, as espécies podem ocupar nichos diferentes e, portanto, usufruir de recursos distintos no mesmo habitat, auxiliando na manutenção da biodiversidade e no equilíbrio da comunidade (Brejão et al., 2018).

Diversos estudos apontam que existem diferentes mecanismos que influenciam os padrões de coocorrência das espécies em diferentes escalas (Buckley et al., 2010; Gotelli; Graves; Rahbek, 2010). Em grandes escalas espaciais, a heterogeneidade do ambiente é responsável por aumentar a importância dos filtros ambientais e assim selecionar espécies com características específicas em habitats específicos (Webb et al., 2002). Em contrapartida, em pequenas escalas, a homogeneidade do ambiente faz com que a similaridade limitante desempenhe um papel fundamental na estruturação da comunidade,

restringindo a ocorrência de espécies com características semelhantes (Webb et al., 2002).

A ideia de que as espécies precisam ser diferentes para coexistir colide diretamente com a ideia de que espécies que vivem no mesmo ambiente precisam apresentar características semelhantes. A partir desse impasse, estudos teóricos e empíricos demonstram que as condições ambientais e a competição atuam como filtros nas características das espécies (Swenson & Enquist, 2009). Atrelado a esse conhecimento vem a teoria da coexistência moderna (Chesson, 2000; Mayfield & Levine, 2010), que evidencia que a competição não resulta necessariamente na coexistência de espécies com características diferentes. Ou seja, contrariando as previsões da teoria da similaridade limitante, a competição também pode resultar na coexistência de espécies semelhantes (Grime, 2006).

Dessa forma, a teoria da coexistência moderna diz que espécies que possuem capacidades competitivas parecidas não precisam obrigatoriamente apresentar nichos distintos (Adler et al., 2007). Essa teoria costuma ser explicada através da capacidade de colonização, que pode ser dividida em dois termos: diferenças de aptidão, que envolve as taxas de crescimento na ausência de competição e sua sensibilidade a ela; e diferenças de nicho, quanto mais diferentes os nichos de duas espécies, maior é o efeito da competição intraespecífica quando comparada com a interespecífica (Adler et al., 2007). De forma geral, qualquer mecanismo que diminua as desigualdades de aptidão ou aumente as diferenças de nicho, facilitará a coocorrência. Além disso, as diferenças de nicho podem surgir com espécies que utilizam recursos limitantes de formas distintas (Adler et al., 2007). Assim sendo, a teoria da coexistência moderna junta as ideias de filtragem ambiental e similaridade limitante em uma única teoria.

Em complementação à teoria da coexistência moderna, vale ressaltar que os organismos são prejudicados por distúrbios que ocorrem nas mais variadas escalas de frequência e intensidade. A hipótese do distúrbio intermediário vai ao encontro dessa afirmação, sugerindo que uma maior diversidade é mantida por escalas intermediárias de perturbação (Connell, 1978). Logo após uma grave perturbação a diversidade da comunidade é baixa, porque as espécies tiveram um tempo curto para colonizar aquele local. Entretanto, se os distúrbios forem frequentes, a comunidade será formada por espécies que são capazes de atingir a maturidade rapidamente. Dessa forma, com o aumento do intervalo entre os distúrbios, aumenta

também a diversidade da comunidade, uma vez que haverá mais tempo para a invasão de outras espécies (Connell, 1978). Conforme a frequência das perturbações diminui, a diversidade também diminuirá, pois o indivíduo mais eficiente na exploração de recursos eliminará as outras espécies. E mesmo que todas as espécies apresentem a mesma capacidade competitiva, aquele que for mais resistente às perturbações dominará o local (Connell, 1978).

A coocorrência de espécies atrelada a uma alta sobreposição na utilização de recursos, nem sempre está acompanhada de competição. A falta de competição também pode ser resultado da elevada plasticidade trófica de espécies com dietas generalistas ou da abundância de recursos (Colwell; Futuyma, 1971; Connell, 1983). A alta plasticidade trófica e o comportamento alimentar oportunista são características presentes em peixes de riachos da cabeceira da Amazônia, sendo considerados oligotróficos (Araujo-Lima; Agostinho; Fabré, 1995; Lowe-McConnell, 1999; Gerking, 2014). Desse modo, os peixes dependem fortemente da floresta para obtenção de energia primária (Knöppel, 1970; Silva, 1993).

Apesar da alta plasticidade trófica, atividades humanas, como o desmatamento, prejudicam tanto as águas superficiais quanto as subterrâneas (Miranda et al., 2009). As mudanças no uso do solo, como remoção da vegetação ripária afetam negativamente os ambientes aquáticos, resultando em sedimentação de partículas, aumento de nutrientes e poluição da água (Allan, 2004). Essas transformações levam a perda de biodiversidade, devido principalmente a perda de habitat local nos riachos (Barletta et al., 2010). Ao retirar a floresta ripária, ocorre a simplificação da estrutura interna dos riachos, por conta da perda de recursos alóctones (Vannote; Sweeney, 1980).

Além da perda direta de espécies, o desmatamento também facilita a invasão de espécies, pois após a perturbação da paisagem, ocorre a degradação do habitat aquático (Casatti et al., 2015) que é responsável por transformar a composição original da comunidade de peixes de riachos, favorecendo a ocorrência e propagação de espécies oportunistas (Marchetti; Moyle; Levine, 2004). A hipótese da invasão de espécies nativas, aponta que espécies de peixes que ocorrem em grandes rios ou riachos, são potenciais invasores de riachos degradados (Scott; Helfman, 2001), pois esses invasores são típicos de águas quentes e ricas em nutrientes e sedimentos, condições que se tornarão mais frequentes nos riachos onde a paisagem ripária for alterada (Leal et al., 2016). Dessa forma, um baixo nível

de alteração do uso da terra, geralmente não altera ou aumenta ligeiramente a riqueza de pequenos riachos, por conta do estabelecimento bem sucedido de espécies de peixes nativos dos grandes rios da região (Teixeira-de-Mello et al., 2016). Porém, uma crescente perturbação da paisagem, gera uma diminuição da riqueza de espécies, devido a perda crescente de espécies originalmente nativas e endêmicas dos riachos (Scott; Helfman, 2001).

Os peixes são os organismos mais afetados pelo desmatamento na zona ripária, justamente por serem o grupo de vertebrados predominantes nesses ambientes e, como consequência das transformações do uso do solo, há alteração direta na composição, abundância e riqueza, que pode favorecer ou não as espécies de peixes que habitam esses locais (Larentis et al., 2022). Dentre os peixes que habitam riachos, o grupo com maior riqueza e abundância de espécies geralmente são os Characiformes, mais especificamente os pequenos tetras da família Characidae (*sensu* Mirande et al., 2019) (Nelson, 2006; Buckup; Menezes; Ghazzi, 2007; Mendonça, 2010; Buckup, 2021), que recentemente foram reorganizados em diferentes famílias, tais como Acestrorhamphidae e Stevardiidae (Melo et al., 2024).

A família Characidae (*sensu* Mirande et al., 2019) é a maior e mais complexa entre os peixes neotropicais (Nelson, 2006; Melo et al., 2024). Os gêneros dessa família possuem uma ampla distribuição geográfica na região neotropical, os indivíduos podem ser de pequeno a grande porte, além de ocuparem diferentes habitats e apresentarem diferentes estratégias alimentares e reprodutivas (Sabino; Castro, 1989; Sabino; Zuanon, 1998; Lowe-McConnell, 1999; Silva; Delariva; Bonato, 2012). Os caracídeos são encontrados predominantemente em riachos com sistemas fortemente oligotróficos (Henderson; Walker, 1986), o que confere uma alta probabilidade de competição interespecífica de espécies de caracídeos filogeneticamente relacionados (Douglas; Matthews, 1992). Por apresentarem uma ampla variedade de nichos, os caracídeos são diretamente impactados pela mudança no uso do solo, mas principalmente, pelo desmatamento ripário, que resulta na perda de estruturas e alimentos fundamentais para esses organismos (Vannote; Sweeney, 1980).

Dessa forma, esse trabalho tem como objetivo analisar a coocorrência de diferentes gêneros de caracídeos em ambientes com diferentes graus de desmatamento, levando em consideração os parâmetros ambientais locais, com o

intuito de compreender o que determina os padrões de coocorrência para os gêneros estudados. Os indivíduos foram coletados em trechos dos rios Machado, em Rondônia, e Aripuanã e Juruena, no Mato Grosso, ambos localizados na Amazônia, levando em consideração um gradiente de desmatamento. Espera-se que os trechos de riachos com desmatamento intermediário apresentem uma maior coocorrência de gêneros de caracídeos, do que os trechos de riachos com menores porcentagem de floresta preservada (Figura 1).

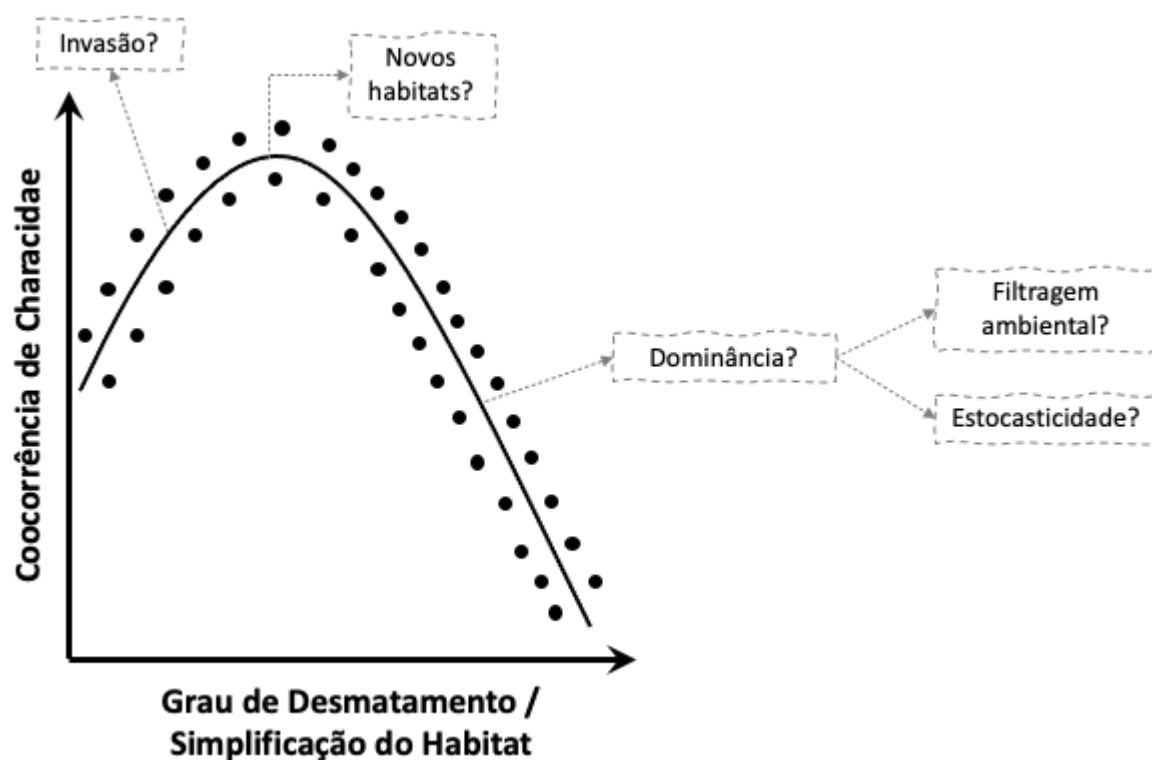


Figura 1. Representação gráfica da hipótese de trabalho, destacando os possíveis mecanismos ecológicos relacionados aos padrões de coocorrência.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

A bacia hidrográfica do Rio Amazonas é considerada a maior do mundo em termos de área de drenagem e abrange sete países da América do Sul, com a maior parte localizada no Brasil (Molinier; Da Silva Maia; Dos Santos, 1991; Morhy, 1995). Dividida em três unidades morfoestruturais (Escudo Brasileiro, Planície Amazônica e Cordilheira dos Andes), esta bacia desempenha um papel vital no ciclo global da água e abriga uma impressionante diversidade de peixes, muitos dos quais são endêmicos da região (Nordin; Meade, 1986; Venticinque et al., 2016). O rio Madeira, o maior afluente do Amazonas, é essencial para a região em termos de volume de água e transporte de sedimentos (Latrubesse; Stevaux; Sinha, 2005). Abrange uma vasta área, e por ter características geológicas variáveis, exerce grande influência na biodiversidade aquática ao longo de sua extensão (Adamy, 2016; Gomes et al., 2019).

O rio Machado com aproximadamente 75.400 km² de área de drenagem é afluente do rio Madeira, sua bacia hidrográfica está localizada no leste de Rondônia e é responsável por drenar a região mais populosa do estado (Fernandes, 2002). Os riachos amostrados eram rasos, com pouca velocidade e temperaturas quentes. Os leitos dos riachos eram predominantemente compostos por areia, serapilheira e grandes detritos lenhosos e suas margens geralmente forneciam estrutura de microhabitat submerso derivado do ambiente ripário, como raízes de árvores e gramíneas. Porém, entre os riachos coletados existiam riachos sem floresta ripária no meio de pastagens e com sinais claros de homogeneização de habitat, como assoreamento, barrancos expostos e dominados por gramíneas. Essa bacia apresenta um clima tropical úmido, com variação na temperatura de 19°C até 23°C e precipitação anual de 2.500 mm (Krusche et al., 2005). A cobertura do solo é composta por floresta primária, floresta secundária e pastagem (Ferraz et al., 2005).

Por outro lado, o rio Tapajós, exclusivamente originado no Escudo Brasileiro, é o quinto maior afluente do Amazonas e contribui significativamente para a água doce lançada no rio Amazonas (Hales; Petry, 2015). Sua bacia é tratada como uma ecorregião distinta, apresenta uma rica diversidade de peixes endêmicos, superando até mesmo a diversidade encontrada na ecorregião do rio Madeira (Abell

et al., 2008). A bacia do rio Aripuanã apresenta uma área de drenagem de cerca de 146.300 km² está localizada na margem direita do rio Madeira, abrangendo os estados do Mato Grosso, Rondônia e Amazonas. Apresenta clima tropical úmido, com temperaturas médias acima de 18°C e a leste da bacia do rio Aripuanã, ocorre a confluência com a bacia do rio Juruena, que possui aproximadamente 182 km² de área de drenagem e está situada na porção noroeste do estado de Mato Grosso, ambas as bacias são afluentes do rio Tapajós. O clima é tropical de savana, com temperaturas médias acima de 18°C e a precipitação total anual varia de 1.200 a 2.000 mm (Souza et al., 2013).

Esses dois sistemas fluviais desempenham papéis cruciais nos ecossistemas locais e na manutenção da biodiversidade aquática da região amazônica. Na Figura 2 estão representadas as três bacias hidrográficas onde será desenvolvido o estudo, e a distribuição dos locais amostrados.

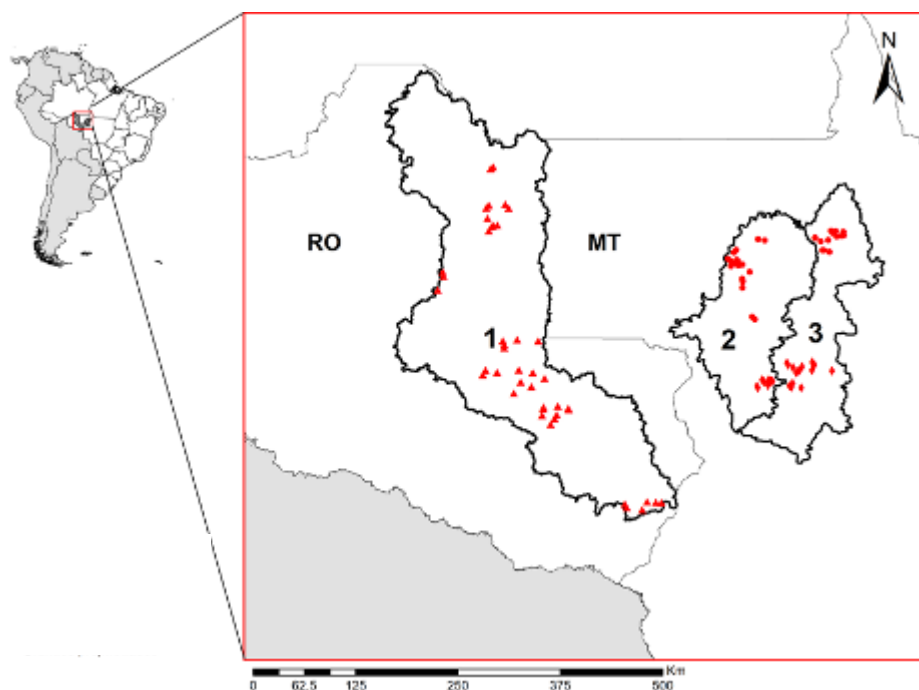


Figura 2. Distribuição dos riachos amostrados nas bacias dos rios Machado (1), Aripuanã (2) e Juruena (3), na Amazônia Ocidental.

2.2 Gradientes ambientais

Na bacia do rio Machado, os riachos foram amostrados de acordo com o histórico de mudança da paisagem, onde foram consideradas microbacias de desmatamento antigo, onde o processo se iniciou antes ao ano de 1999 e microbacias de desmatamento recente, onde o processo se iniciou após o ano de 1999. Também foram amostrados riachos em microbacias referência, situadas dentro de unidades de conservação.

Já nas bacias dos rio Aripuanã e Juruena, os riachos foram amostrados em três cenários: córregos com mais de 50% de florestas nativas cobrindo a bacia hidrográfica e a zona ripária; córregos com predominância de pastagens na bacia hidrográfica, mas com 50% da zona ripária coberta por floresta; e córregos com menos de 50% de florestas nativas na bacia hidrográfica e na zona ripária.

2.3 Variáveis Ambientais

2.3.1 Integridade do habitat - PHI

O índice de integridade do habite trata sobre a qualidade e a saúde do habitat, indicando sua capacidade de sustentar uma comunidade biológica saudável e funcional (Barbosa, 2023). Desta forma, um habitat íntegro, mantém sua estrutura, composição e funções originais, permitindo que os organismos vivam e cumpram seus papéis ecológicos (Karr and Dudley, 1981).

2.3.2 Índice de uso do solo - LUI

O índice de uso do solo, se refere a uma avaliação e classificação do uso do solo em relação a sua influência no ambiente. Ou seja, essa medida indica a cobertura da terra, as atividades humanas e consequentemente suas interações com os ecossistemas (Rosendo, 2005).

2.3.3 Proporção de floresta - MF

A proporção de floresta indica a quantidade de floresta restante na microbacia e na faixa ripária dos riachos analisados. Esses valores foram determinados como mencionado anteriormente no tópico 2.2.

2.4 Coleta de dados

A coleta dos dados da bacia do rio Machado foi realizada ao longo das estações secas de 2011 (entre Agosto e Outubro) e de 2012 (entre Junho e Julho), como parte do projeto de doutorado do Prof. Dr. Gabriel Lourenço Brejão (Processo FAPESP 2012/21916-0), que avaliou as respostas limiares de peixes de riachos amazônicos ao momento e à extensão do desmatamento (Brejão et al., 2018). Neste projeto foram amostrados 75 riachos independentes na bacia do Machado no âmbito do projeto “Peixes de riachos da bacia do rio Machado, RO”, coordenado pela Prof^a. Dr^a. Lilian Casatti (Processo FAPESP 2010/17494-8). Os riachos das bacias dos rios Aripuanã e Juruena foram coletados no início da estação seca de 2017 e de 2018 (entre Maio e Junho), projeto de pós-doutorado do Prof. Dr. Gabriel Lourenço Brejão (Processo FAPESP 2018/11954-9) e do projeto de pesquisa “Diversidade taxonômica e funcional da ictiofauna de riachos em microbacias com desmatamentos recentes”, também coordenado pela Prof^a. Dr^a. Lilian Casatti (Processo FAPESP 2016/01535-3), que estudou os peixes de riachos de bacias recentemente desmatadas na Amazônia Meridional (Casatti et al., 2020). Foram amostrados 60 riachos independentes, sendo 30 na bacia do rio Aripuanã e 30 na bacia do rio Juruena.

Todos os riachos amostrados nas três bacias eram de primeira a terceira ordem *sensu* Strahler, os trechos analisados possuíam 80 metros de comprimento e foram isolados com redes de bloqueio (malha de 5mm) antes da amostragem. Após a delimitação dos trechos, foram coletadas as variáveis físico-químicas (temperatura, oxigênio dissolvido e condutividade) e caracterizada a estrutura interna do habitat aquático e do ecótono marginal (substrato e integridade do habitat). No laboratório foram obtidas as informações de uso e cobertura do solo nas escalas de bacia hidrográfica e corredor ripário, classificando-os como floresta ou pasto.

Os peixes foram amostrados por dois coletores, com auxílio de rede de arrasto (1,5x2 m, malha de 2 mm) e de redes de mão (0,5x0,8 m, malha de 2 mm) por 1 hora. Todos os peixes foram coletados com permissão do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) (licença para coleta no rio Machado: 4355-1/2012; licença para coleta nos rios Aripuanã e Juruena: 8894-1/2017, 11435-1/2018). Os indivíduos capturados foram eutanasiados em

solução de óleo de cravo (Lucena et al., 2013), fixados em formol (10%) e conservados em álcool 70%, posteriormente foram identificados com auxílio de especialistas taxonômicos. Os exemplares estão depositados na Coleção de Peixes do Departamento de Ciências Biológicas da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, São José do Rio Preto, Estado de São Paulo, Brasil.

A partir dos valores de abundância dos peixes obtidos em campo, foi calculada a abundância relativa, a riqueza, e alguns índices de diversidade para todos os gêneros de Characidae (*sensu* Mirande et al., 2019) que foram coletados nas três bacias.

3. ANÁLISE DOS DADOS

De todos os táxons registrados nas três bacias, foram selecionados 19 gêneros e 62 espécies de caracídeos para atender o objetivo deste estudo. Para isso, organizamos os dados em uma matriz de presença-ausência e avaliamos a organização espaço-temporal da assembleia de peixes usando o Índice de coocorrência C-score (Stone; Roberts, 1990), que avalia a estrutura não aleatória das comunidades, no qual o score C representa a coocorrência média de cada bacia, sendo que valores menores indicam maior coocorrência de espécies (Gotelli; Mccabe, 2002). Em seguida, realizamos modelos nulos com o intuito de determinar se o padrão observado era significativamente diferente dos padrões gerados aleatoriamente (Gotelli; Mccabe, 2002). Para avaliar a relação entre as espécies e as variáveis ambientais (locais e de paisagem), os padrões encontrados foram avaliados a partir da utilização de pares não aleatórios em uma análise de redundância - RDA e uma análise de componentes principais - PCA (Borcard; Gillet; Legendre, 2011). Foram também realizadas regressões simples com o intuito de identificar a relação entre o índice de coocorrência (C-score) e as três principais variáveis ambientais - integridade do habitat, índice de uso do solo e proporção de floresta, para que fosse avaliado o grau de relacionamento entre as espécies e as variáveis ambientais.

4. RESULTADOS

4.1 Riqueza e Abundância de Caracídeos

As análises indicaram que a bacia do rio Aripuanã apresentou a menor abundância total, com cerca de 3.715 indivíduos coletados, enquanto a bacia do rio Machado apresentou valores mais intermediários, com 8.029 indivíduos coletados, e a bacia do rio Juruena apresentou a maior abundância, com 9.939 indivíduos amostrados (Tabela 1). De modo geral, considerando os três interflúvios, as espécies mais frequentes foram *Knodus* sp.1, *Serrapinnus* aff. *notomelas* e *Hemigrammus* cf. *rodwayi* (Figura 3).

Tabela 1. Lista das espécies de Characidae (*sensu* MIRANDE et al., 2019) utilizadas neste estudo, apresentando a ocorrência e a abundância (N) por bacia e total.

Taxa	Aripuanã		Juruena		Machado		Total	
	Ocorrência	N	Ocorrência	N	Ocorrência	N	Ocorrência	N
<i>Aphyocharax</i> sp.	1	1	0	0	0	0	1	1
<i>Astyanax</i> aff. <i>bimaculatus</i>	4	17	10	44	0	0	14	61
<i>Astyanax</i> cf. <i>anterior</i>	7	256	0	0	0	0	7	256
<i>Astyanax</i> cf. <i>bimaculatus</i>	0	0	0	0	15	91	15	91
<i>Astyanax</i> cf. <i>maximus</i>	10	215	9	22	3	5	22	242
<i>Astyanax maculisquamis</i>	0	0	0	0	2	39	2	39
<i>Astyanax</i> sp.	14	81	6	49	0	0	20	130
<i>Brachychalcinus copei</i>	0	0	0	0	22	77	22	77
<i>Creagrutus ignotus</i>	0	0	17	228	0	0	17	228
<i>Creagrutus petilus</i>	2	30	0	0	27	348	29	378
<i>Hemigrammus</i> aff. <i>ocellifer</i>	0	0	1	1	5	36	6	37
<i>Hemigrammus</i> cf. <i>geisleri</i>	1	1	0	0	0	0	1	1
<i>Hemigrammus</i> cf. <i>lunatus</i>	1	87	0	0	0	0	1	87
<i>Hemigrammus</i> cf. <i>parana</i>	0	0	3	31	0	0	3	31

<i>Hemigrammus cf. rodwayi</i>	0	0	21	2112	0	0	21	2112
<i>Hemigrammus melanochrous</i>	0	0	0	0	1	13	1	13
<i>Hemigrammus microstomus</i>	0	0	1	1	0	0	1	1
<i>Hemigrammus neptunus</i>	0	0	0	0	1	54	1	54
<i>Hemigrammus silimoni</i>	7	217	0	0	0	0	7	217
<i>Hemigrammus</i> sp. 1	2	89	0	0	0	0	2	89
<i>Hyphessobrycon</i> aff. <i>agulha</i>	8	241	18	202	0	0	26	443
<i>Hyphessobrycon</i> aff. <i>heterorhabdus</i>	0	0	0	0	11	144	11	144
<i>Hyphessobrycon bentosi</i>	0	0	0	0	3	73	3	73
<i>Hyphessobrycon copelandi</i>	0	0	0	0	2	6	2	6
<i>Hyphessobrycon peugeoti</i>	0	0	2	12	0	0	2	12
<i>Hyphessobrycon</i> sp. 2	1	36	0	0	0	0	1	36
<i>Hyphessobrycon vilmae</i>	12	179	2	4	0	0	14	183
<i>Inpaichthys kerri</i>	10	486	0	0	0	0	10	486
<i>Jupiaba acanthogaster</i>	0	0	22	1310	0	0	22	1310
<i>Jupiaba anteroides</i>	4	21	1	1	0	0	5	22
<i>Jupiaba</i> cf. <i>apenima</i>	8	110	0	0	0	0	8	110
<i>Jupiaba citrina</i>	0	0	0	0	17	271	17	271

<i>Jupiaba meunieri</i>	0	0	1	2	0	0	1	2
<i>Jupiaba pirana</i>	0	0	3	10	0	0	3	10
<i>Jupiaba poranga</i>	0	0	0	0	1	3	1	3
<i>Jupiaba zonata</i>	0	0	0	0	3	55	3	55
<i>Knodus</i> sp.	0	0	0	0	27	400	27	400
<i>Knodus</i> sp. 1	28	820	29	4380	0	0	57	5200
<i>Knodus</i> sp. 2	1	2	0	0	0	0	1	2
<i>Microschemobrycon guaporensis</i>	0	0	0	0	8	61	8	61
<i>Moenkhausia</i> aff. <i>cotinho</i>	3	10	0	0	9	65	12	75
<i>Moenkhausia</i> aff. <i>gracilima</i>	0	0	0	0	1	1	1	1
<i>Moenkhausia</i> cf. <i>bonita</i>	0	0	0	0	4	73	4	73
<i>Moenkhausia</i> cf. <i>collettii</i>	5	38	3	30	0	0	8	68
<i>Moenkhausia</i> cf. <i>pirauba</i>	0	0	20	202	0	0	20	202
<i>Moenkhausia collettii</i>	0	0	0	0	22	944	22	944
<i>Moenkhausia</i> gr. <i>lepidura</i>	0	0	6	31	0	0	6	31
<i>Moenkhausia grandisquamis</i>	0	0	0	0	3	6	3	6
<i>Moenkhausia levidorsa</i>	17	157	4	446	0	0	21	603
<i>Moenkhausia mikia</i>	3	31	0	0	7	73	10	104

<i>Moenkhausia oligolepis</i>	23	352	22	136	32	181	77	669
<i>Moenkhausia pankilopteryx</i>	1	7	0	0	2	2	3	9
<i>Odontostilbe fugitiva</i>	0	0	0	0	5	301	5	301
<i>Phenacogaster retropinnus</i>	5	122	9	92	21	162	35	376
<i>Poptella compressa</i>	6	83	0	0	0	0	6	83
<i>Serrapinnus</i> aff. <i>notomelas</i>	2	2	0	0	24	3316	26	3318
<i>Serrapinnus</i> cf. <i>microdon</i>	1	23	5	108	17	1211	23	1342
<i>Serrapinnus</i> cf. <i>micropterus</i>	0	0	15	483	0	0	15	483
<i>Tetragonopterus argenteus</i>	1	1	0	0	1	2	2	3
<i>Tetragonopterus chalceus</i>	0	0	2	2	0	0	2	2
<i>Tyttocharax madeirae</i>	0	0	0	0	1	16	1	16
Total		3715		9939		8029		21683

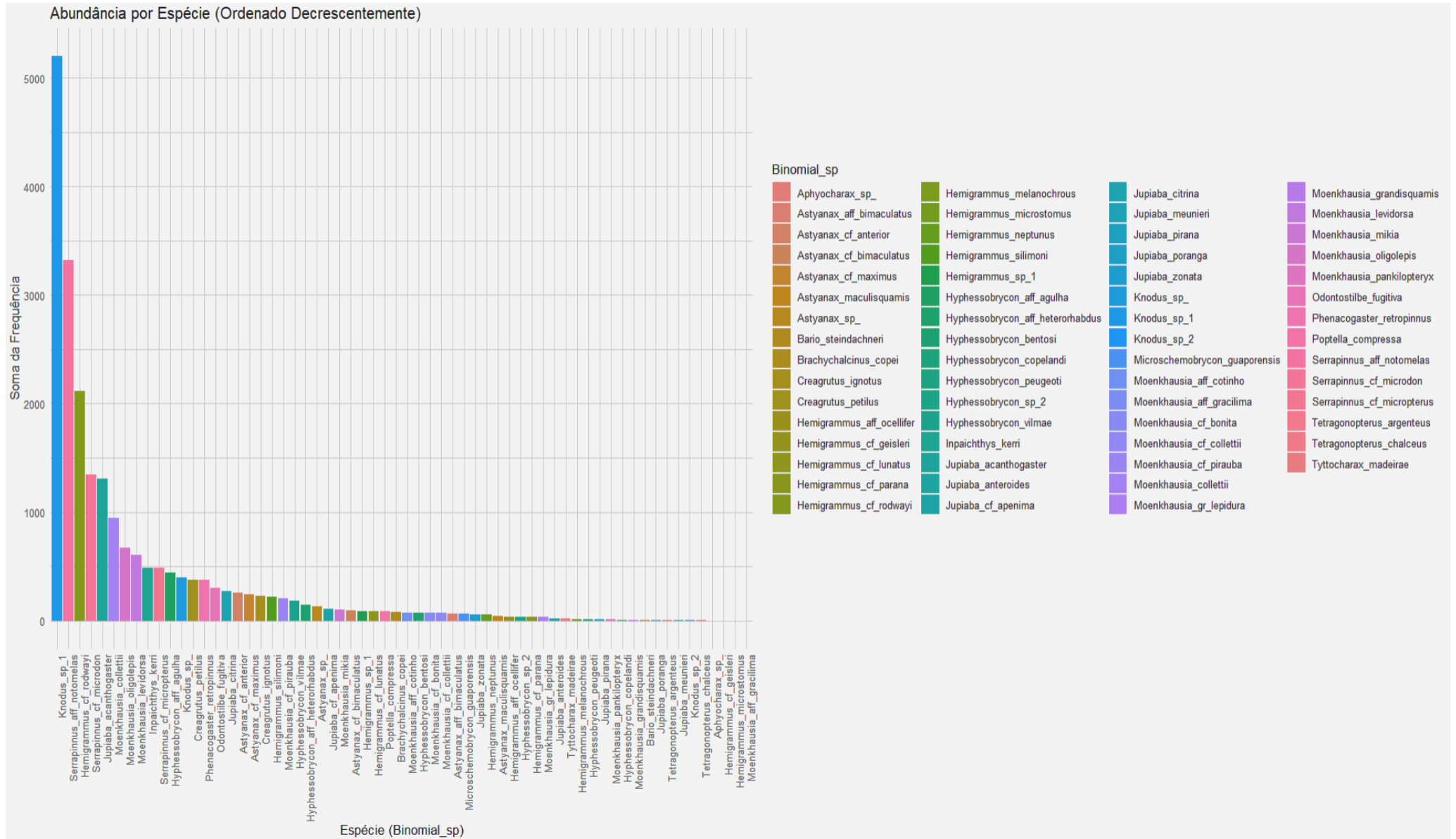


Figura 3. Frequência de espécies considerando os três interflúvios.

Ao analisar as bacias, quatro espécies ocorreram em todas as bacias: *Astyanax cf. maximus*, *Moenkhausia oligolepis*, *Phenacogaster retropinnus* e *Serrapinnus cf. microdon* (Figura 4).

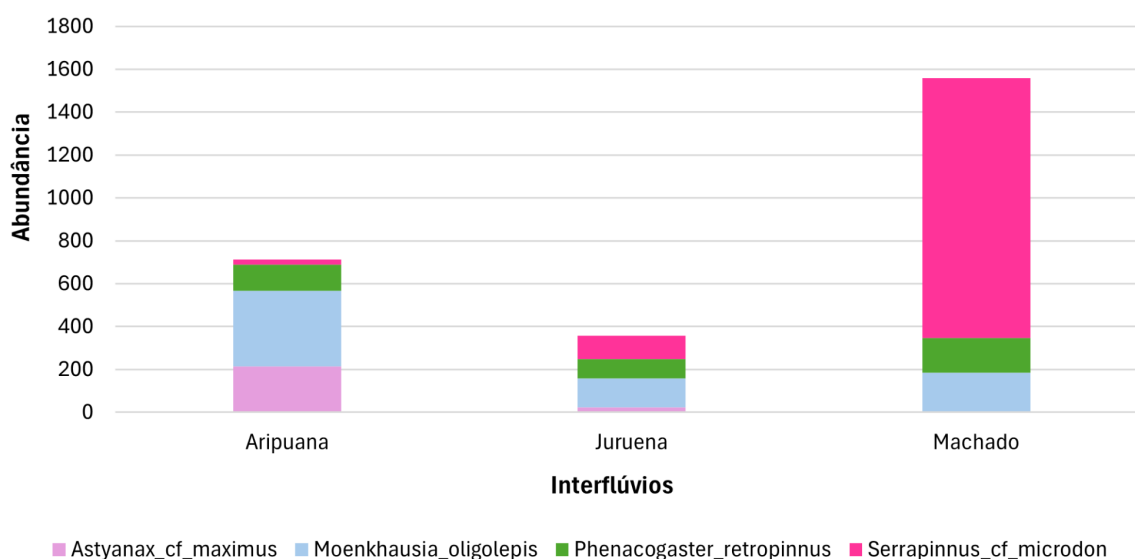


Figura 4. Gráfico de barras sobrepostas, indicando a abundância das quatro espécies que ocorrem nos três interflúvios.

Considerando os gêneros, verificou-se que 10 dos 18 estudados ocorrem em todas as bacias.

Com relação à riqueza de espécies, foi utilizado um gráfico de presença e ausência (presença = 1; ausência = 0), com o objetivo de evidenciar apenas a quantidade de espécies em cada interflúvio. A bacia do rio Machado apresentou a maior riqueza, com 32 das 62 espécies registradas, enquanto a bacia do rio Juruena teve a menor, com 26 espécies. O mesmo padrão foi observado na riqueza de gêneros: o interflúvio do Machado apresentou 15 dos 18 gêneros encontrados, e o Juruena, apenas 10.

4.2 Coocorrência de Indivíduos

Para avaliar a coocorrência, utilizou-se o índice C-score (Gotelli, 2000), que avalia a estruturação não aleatória das comunidades, sendo que valores menores indicam maior coocorrência de espécies. A bacia do rio Juruena apresentou o menor valor de C-score (1,763; $p = 0,055$), sugerindo menor segregação e maior potencial de coocorrência. Por outro lado, a bacia do rio Machado teve o maior valor

de C-score (4,816; $p = 0,1369$), indicando maior segregação e sugerindo que o padrão observado pode ser aleatório. A bacia do rio Aripuanã apresentou um valor intermediário (2,453; $p = 0,0121$), apontando para uma estruturação significativa das comunidades.

4.3 Variáveis Ambientais e Estruturação das Comunidades

Após as análises de coocorrência e cálculo do índice C-score, foram realizadas Análises de Componentes Principais (PCA) com o intuito de verificar se as variáveis ambientais são responsáveis por estruturar as comunidades nos pontos amostrados.

Na bacia do rio Machado, observou-se uma alta segregação ecológica entre os pontos, evidenciada pela grande dispersão dos dados e pela orientação divergente dos vetores, o que sugere forte influência de diferentes impactos ambientais.

Na bacia do rio Aripuanã, os pontos apresentaram-se mais aglomerados, indicando maior homogeneidade. Os vetores PHI (Índice Físico do Habitat) e MF_W (Proporção de floresta na microbacia) se destacaram como os principais responsáveis pela variação ambiental observada. Já na bacia do Juruena, foi observada uma leve aglomeração dos pontos, com vetores LUI_W (Intensidade do uso solo na microbacia), MF_W e PHI exercendo influência significativa. A distribuição espacial dos pontos indica uma heterogeneidade ambiental moderada (Figura 5).

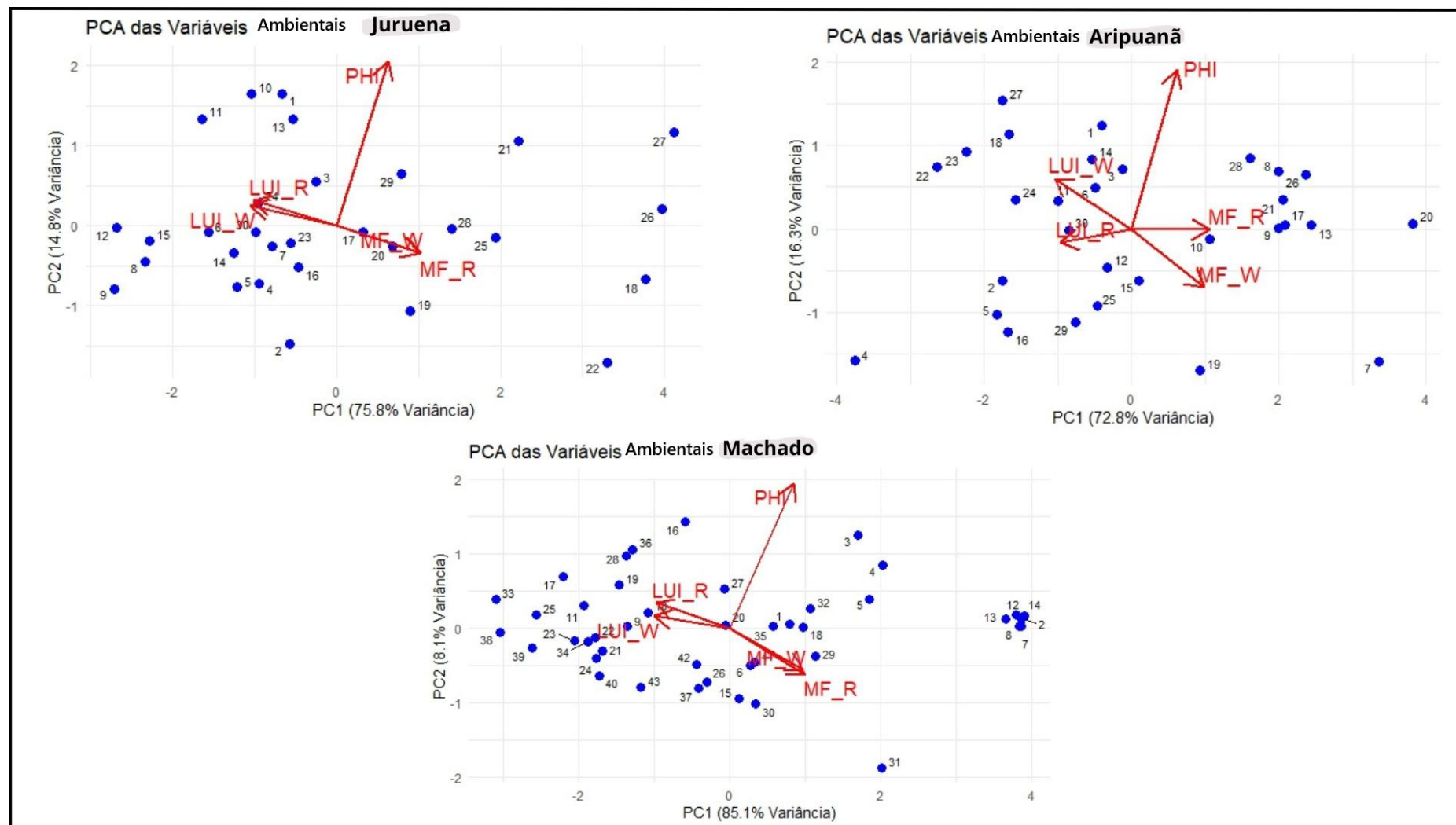


Figura 5. Biplot resultante da **Análise de Componentes Principais (PCA)**, com as variáveis ambientais registradas nos riachos amostrados nos três interflúvios. PHI - Índice Físico do Habitat; LUI - Intensidade de uso do solo (LUI_W - na microbacia; LUI_R - no buffer ripário); MF - Proporção de Floresta (MF_W - na microbacia; MF_R - no buffer ripário).

Análises comparativas das variáveis ambientais entre as bacias (Figura 6) revelaram que a bacia do rio Machado apresenta maior variabilidade ambiental, enquanto as bacias dos rios Aripuanã e Juruena são mais homogêneas. A bacia do rio Machado apresentou o menor valor de PHI, indicando baixa qualidade do habitat e, conseqüentemente, maior impacto, o que favorece a segregação das espécies. Por outro lado, o rio Aripuanã apresentou os maiores valores médios de PHI, sugerindo ambientes com alta qualidade de habitat.

Os valores de proporção de floresta na microbacia (MF_W) apresentaram correlação negativa não significativa com o C-score ($p=0,2226$). A intensidade de uso do solo (LUI_W) teve correlação positiva não significativa com o C-score ($p=0,2295$). A integridade do habitat (PHI) apresentou uma correlação negativa não significativa com o C-score ($p=0,6886$). Dessa forma, não foi observada nenhuma relação entre as variáveis ambientais e a coocorrência dos caracídeos, ou seja, os valores foram obtidos ao acaso (Figura 7).

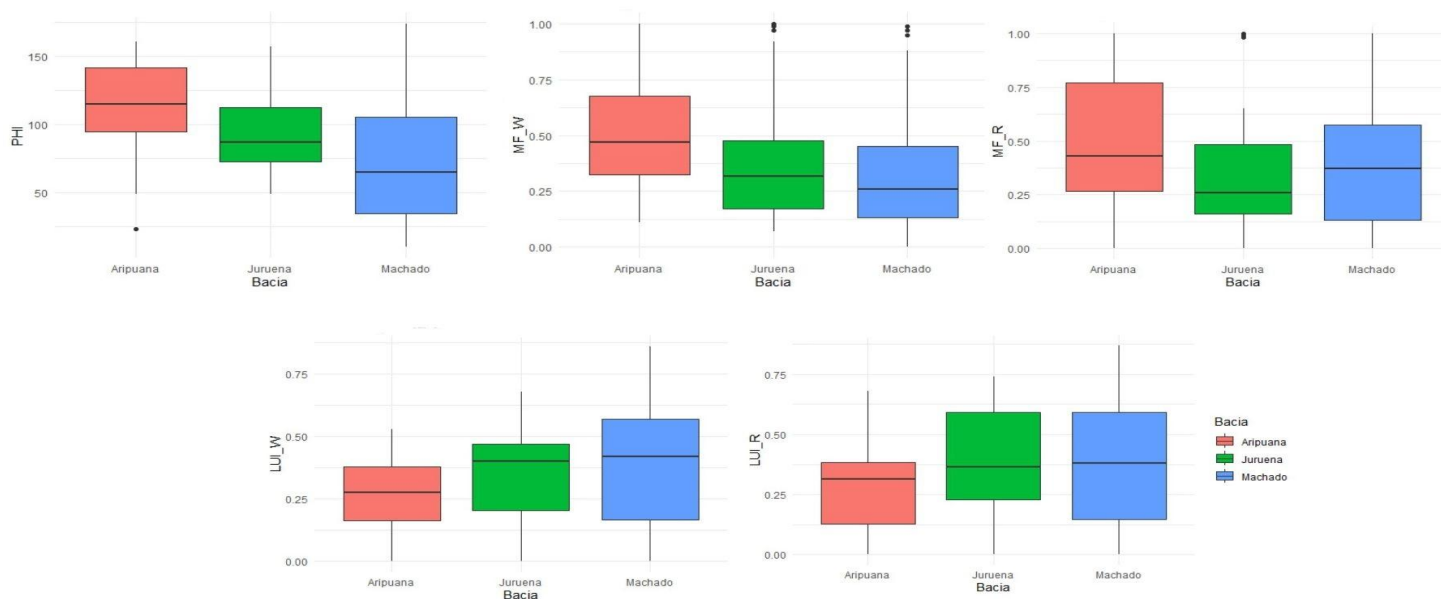


Figura 6. Boxplot das Variáveis Ambientais nos três interflúvios. PHI - Índice Físico do Habitat; LUI - Intensidade de uso do solo (LUI_W - na microbacia; LUI_R - no buffer ripário); MF - Proporção de Floresta (MF_W - na microbacia; MF_R - no buffer ripário).

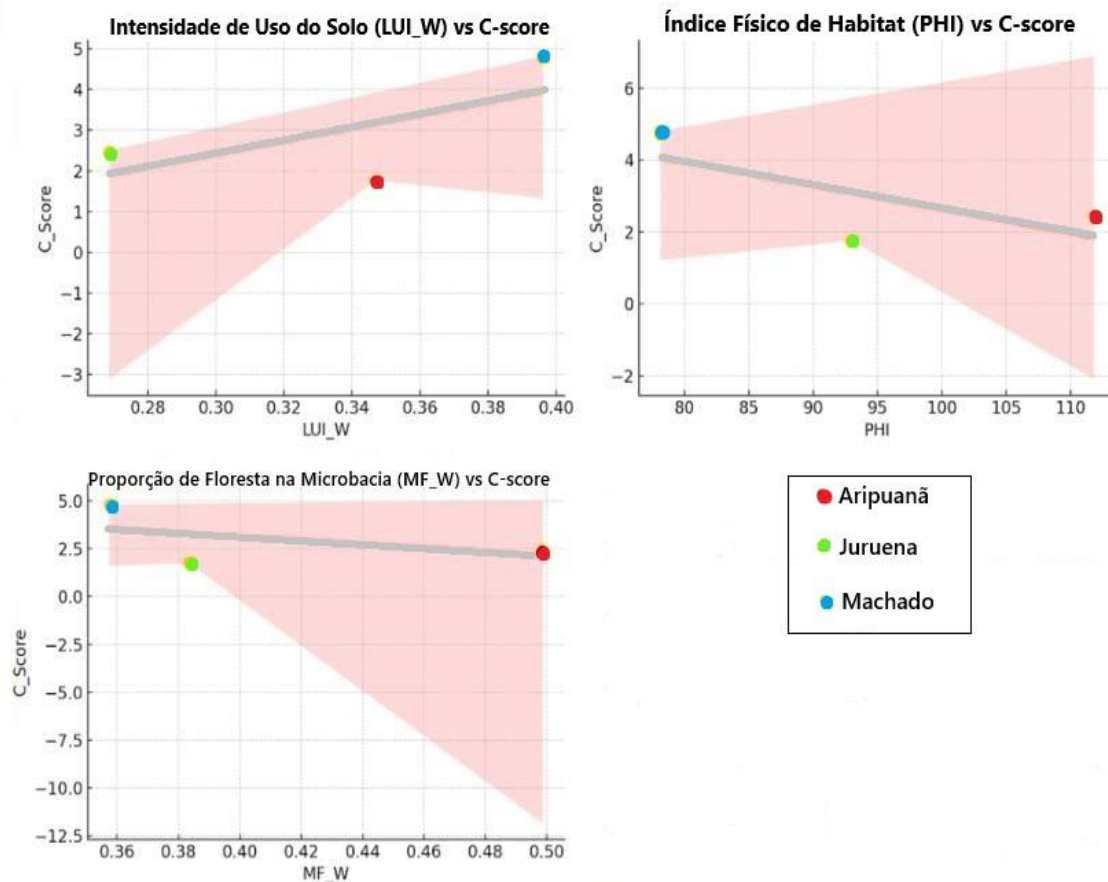


Figura 7. Relação entre C-score e Variáveis Ambientais derivada de uma regressão simples. A área vermelha representa o intervalo de confiança da regressão. Linha cinza evidencia a tendência da relação e os pontos coloridos indicam os interflúvios.

Ao relacionar as variáveis ambientais com a riqueza e abundância, foi selecionada a PC1 da PCA, por se tratar do eixo que captura a maior variação dos dados ambientais. A partir dessa comparação, observou-se, na bacia do rio Juruena, uma correlação negativa moderada entre as variáveis ambientais e a abundância ($p=0,012$), sugerindo que maiores perturbações ambientais resultam em menor número de indivíduos coletados. Contudo, não foi observada correlação significativa entre as variáveis ambientais e a riqueza ($p=0,0961$).

Na bacia do rio Aripuanã, foi observada uma correlação levemente negativa entre as variáveis ambientais. A abundância apresentou uma relação quase significativa ($p=0,0568$), sugerindo que ambientes mais impactados sustentam menor diversidade. Já a riqueza não demonstrou correlação significativa ($p=0,3113$). Já na bacia do rio Machado, foi registrada uma forte correlação negativa significativa

entre as variáveis ambientais e a abundância ($p=0,0085$), mas nenhuma relação com a riqueza ($p=0,8281$), o que sugere estabilidade da diversidade, mas redução do número de indivíduos — possivelmente devido à dominância de poucas espécies tolerantes às perturbações (Figura 8).

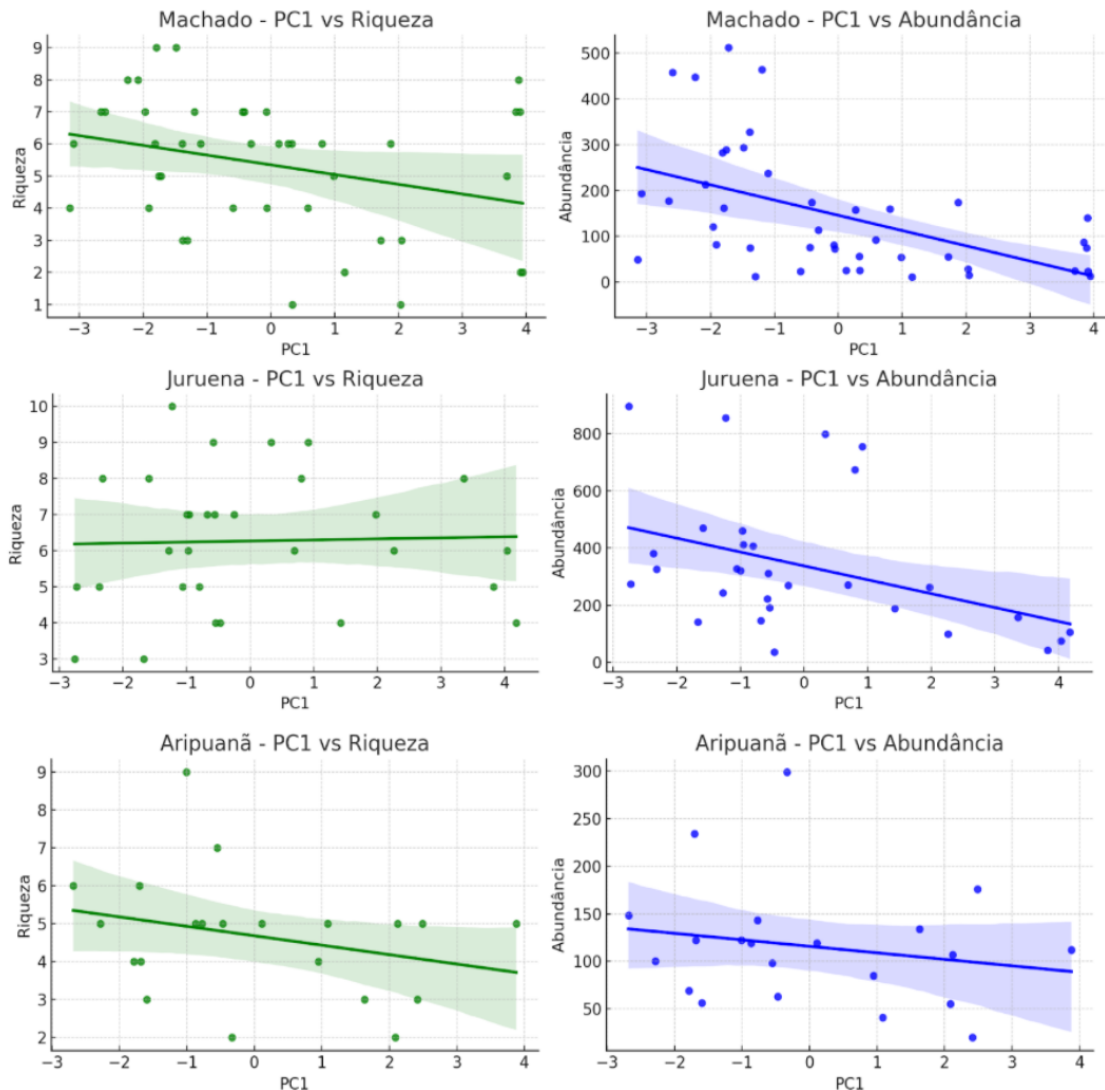


Figura 8. PC1 vs Riqueza e Abundância nas três bacias.

Análises de Redundância (RDA), que correlacionam a composição de gêneros com as variáveis ambientais, mostraram que a bacia do rio Juruena apresentou correlação entre a composição de gêneros, a intensidade de uso do solo no buffer ripário (LUI_R) e a proporção de floresta na microbacia (MF_W), evidenciando um efeito direto do ambiente sobre a estrutura da comunidade. Nos rios Machado e Aripuanã, observou-se que os gêneros respondem a múltiplas

variáveis, demonstrando que diferentes pressões ambientais atuam conjuntamente na estruturação da comunidade (Figura 9).

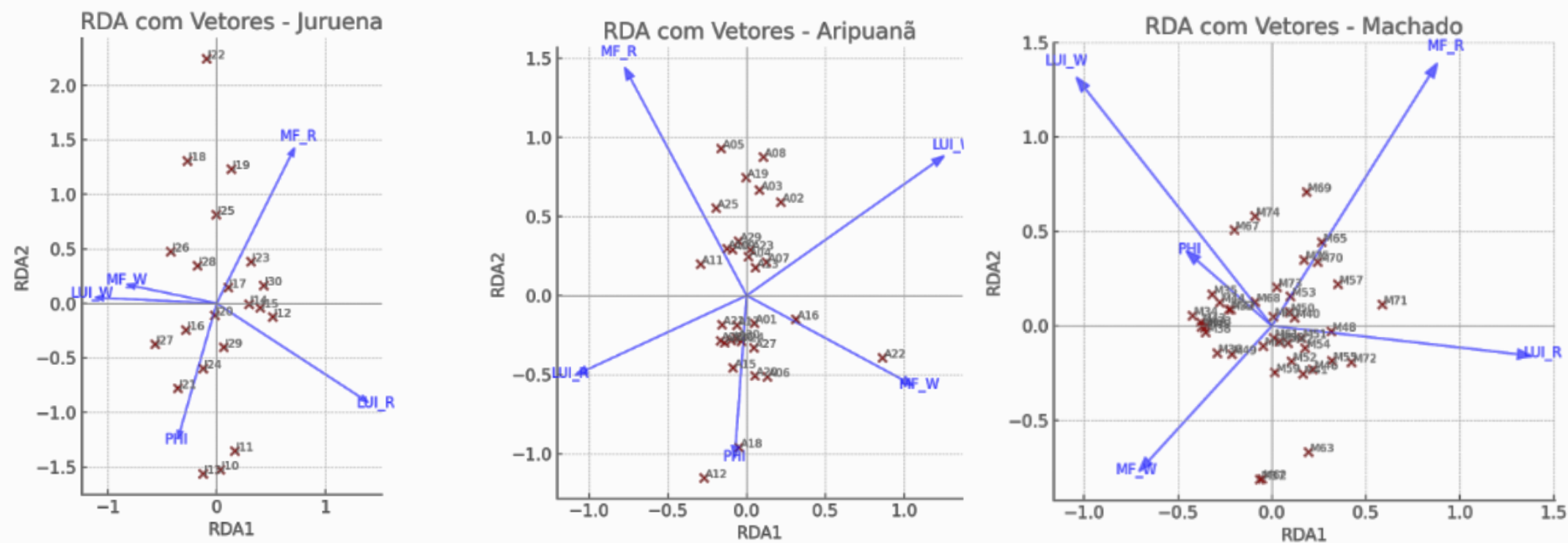


Figura 9. RDA - correlação entre as variáveis ambientais e a composição de gêneros.

5. DISCUSSÃO

Os resultados obtidos neste estudo demonstram que a estruturação das comunidades de caracídeos nos riachos da Amazônia Ocidental é influenciada principalmente por filtros ambientais e variáveis ambientais, como a integridade do habitat, o uso do solo e a proporção de floresta, que se relacionam diretamente com a qualidade do habitat e as características da paisagem, desempenhando um papel fundamental na estruturação das comunidades de caracídeos (Leibold & Mikkelsen, 2002). Em ambientes mais preservados, como a bacia do rio Aripuanã, observou-se maior coexistência e maior diversidade, enquanto em bacias mais impactadas, como o rio Machado, a segregação das espécies aumentou, refletindo os efeitos negativos do desmatamento e da degradação ambiental.

A bacia do rio Aripuanã, a mais preservada, apresentou padrões de coocorrência que sugerem uma alta coexistência de espécies. Esse fenômeno pode ser explicado pela teoria da coexistência moderna, que sugere que a similaridade de nichos entre espécies não necessariamente leva à exclusão competitiva, por conta da facilitação e divisão de nicho, especialmente em ambientes que oferecem uma ampla gama de recursos (Chesson, 2000; Adler et al., 2007). Ou seja, a maior homogeneidade ambiental, associada à preservação de habitat e maior cobertura florestal, favoreceu a coocorrência de espécies, pois em ambientes menos perturbados a estabilidade ecológica e a baixa pressão competitiva favorecem a manutenção de comunidades mais diversificadas (James et al., 2025; Oliveira et al., 2024). Esse fenômeno é claramente observado na bacia do rio Aripuanã, onde a preservação das florestas ripárias e a qualidade da água proporcionam um ambiente propício para as espécies de caracídeos, permitindo maior coexistência e maior diversidade.

Além do mais, as análises de correlação entre as variáveis ambientais e as variáveis comunitárias mostraram que, na bacia do rio Aripuanã, fatores como a qualidade da água e a cobertura florestal têm um papel crucial na estruturação das comunidades de peixes, apontando correlações significativas entre a qualidade do habitat e a diversidade de espécies de peixes em ambientes fluviais, demonstrando

que espécies com adaptações mais específicas, tendem a se manter em áreas mais preservadas, enquanto as espécies mais generalistas, como aquelas observadas na bacia do rio Juruena, podem prosperar em áreas com maior degradação, embora com uma diversidade menor (Ferraz et al., 2025),

Contrariamente, a bacia do rio Juruena, com impacto intermediário, apresentou uma abundância elevada, mas com uma diversidade de espécies significativamente reduzida. Esse padrão é característico de ambientes em processo de degradação, onde as espécies oportunistas, com dietas generalistas e alta capacidade reprodutiva, dominam a comunidade (Poff, 1997; Olden & Rooney, 2006; Mareska et al., 2020). O aumento na abundância dessas espécies pode ser interpretado pela hipótese do distúrbio intermediário (Connell, 1978), que sugere que ambientes perturbados com distúrbios frequentes favorecem espécies resilientes, mas empobrecem a diversidade funcional e ecológica do ecossistema.

Outro ponto importante a ser considerado é o papel da interação entre espécies na estruturação das comunidades. Em habitats com maior diversidade de recursos, como na bacia do rio Aripuanã, as interações de facilitação podem ser mais pronunciadas, permitindo que espécies diferentes compartilhem nichos semelhantes sem competir diretamente. Essa teoria de facilitação é cada vez mais respaldada por estudos como o de James et al. (2025), que sugerem que, em habitats de alta diversidade, os efeitos positivos entre espécies (como a provisão de refúgios ou a disponibilidade de recursos) podem ser tão importantes quanto a competição. Em ambientes mais degradados, como a bacia do rio Machado, a competição se torna o principal motor da dinâmica das comunidades, o que resulta em maior segregação das espécies e perda de biodiversidade.

A análise de coocorrência usando o índice C-score corroborou essa interpretação. A bacia do rio Machado, com maior grau de degradação, apresentou o maior valor de C-score, indicando maior segregação entre as espécies. Isso sugere um padrão de exclusão competitiva ou a presença de filtros ecológicos severos, que podem ser tanto bióticos quanto abióticos, e resultam na redução da capacidade de coocorrência entre espécies semelhantes (Chase et al., 2009). A segregação das espécies na bacia do rio Machado pode ser explicada pela teoria da similaridade limitante, que aponta que espécies com necessidades ecológicas

semelhantes não conseguem coexistir por muito tempo em um ambiente com recursos limitados (Funk et al., 2008). Além disso, a homogeneização da comunidade, é um indicativo de perda de biodiversidade funcional, um fenômeno frequentemente observado em ecossistemas tropicais impactados por atividades humanas (Casatti et al., 2012; Brejão et al., 2018).

Ao analisar a correlação das variáveis ambientais com a abundância geral em cada bacia, notou-se uma correlação negativa entre a abundância e a qualidade de habitat (PHI) e a intensidade de uso do solo (LUI), principalmente no rio Machado, reforçando a ideia de que ambientes degradados podem apresentar momentos de alta abundância, entretanto a tendência é que a capacidade de suporte reduza com o tempo, por conta da redução da disponibilidade de recursos. Resultando, dessa forma, na flutuação da população e na perda de resiliência. A baixa qualidade do habitat também é responsável por limitar a diversidade de nichos e, conseqüentemente, a diversidade de todo o sistema, afetando diretamente a densidade das populações (Winemiller et al., 2016). É importante ressaltar que a influência de espécies oportunistas em ambientes degradados cria um efeito de dominância, ou seja, comunidades que são formadas por poucas espécies, que são altamente resilientes e adaptadas às condições adversas, mas que contribuem muito pouco para a estabilidade do ecossistema local (Walker, 1992). E em contrapartida, as bacias com maior cobertura florestal, como a do rio Aripuanã, apresentaram uma maior homogeneidade ambiental, o que favoreceu uma maior coexistência de espécies.

Esse padrão reforça a importância dos filtros ambientais, onde a integridade do habitat e a qualidade da vegetação ripária atuam como mecanismos de controle da composição das comunidades de peixes (Keddy, 1992). A correlação entre a abundância e a qualidade do habitat também sugere que, em áreas mais preservadas, a abundância total é controlada por fatores de diversidade funcional e a partição eficiente de recursos, enquanto em áreas degradadas, a abundância pode aumentar, mas sem um aumento correspondente na diversidade de nichos (Tilman, 1999). Dessa forma, os resultados sugerem que a variação na qualidade do habitat, expressa através dos índices de qualidade ambiental (integridade do habitat, uso do solo e proporção de floresta), influenciam diretamente a composição

e a estruturação das comunidades de caracídeos nas três bacias. Por fim, as implicações para a conservação são claras: a manutenção da vegetação ripária e a proteção das áreas de floresta nativa são cruciais para a promoção da biodiversidade e para a manutenção da resiliência dos ecossistemas aquáticos da Amazônia. A degradação das paisagens fluviais não apenas altera a composição das comunidades, mas também favorece a proliferação de espécies oportunistas que podem comprometer o equilíbrio ecológico a longo prazo (Allan, 2004; Leal et al., 2016). Essa análise é fundamental para compreender os mecanismos ecológicos subjacentes à distribuição das espécies de caracídeos e pode servir como base para futuras pesquisas sobre as dinâmicas das comunidades de peixes tropicais em face das mudanças ambientais e climáticas.

6. CONCLUSÃO

Esse estudo demonstrou a importância das variáveis ambientais para a estruturação e composição das comunidades de caracídeos em três bacias amazônicas (Juruena, Aripuanã e Machado), apontando que a qualidade do habitat, a cobertura florestal e o uso do solo exercem o papel de filtros ecológicos que são determinantes para a coocorrência ou segregação das espécies.

As diferenças que foram observadas na abundância, riqueza e coexistência de espécies entre as bacias são resultados diretos dos impactos antrópicos. A bacia do rio Machado, por exemplo, possui o maior grau de degradação e apresentou padrões de exclusão competitiva e dominância de algumas espécies tolerantes, o que reforça a relação negativa entre a integridade ambiental e a estrutura da comunidade. Entretanto, a bacia do rio Aripuanã, que foi a mais preservada, apontou maior homogeneidade da paisagem e, por consequência, maior coexistência de espécies, validando os pressupostos da teoria da coexistência moderna.

A análise das variáveis ambientais demonstrou que mesmo em bacias com menor riqueza, como a bacia do rio Juruena, a composição de gêneros também é altamente modulada pela paisagem, evidenciando que a heterogeneidade ambiental e o uso do solo são essenciais para a dinâmica ecológica local.

Dessa forma, esse trabalho contribui para uma melhor compreensão sobre os mecanismos de estruturação e organização de comunidades de peixes tropicais,

ressaltando ainda a importância da conservação da paisagem e do uso adequado do solo, com o intuito de manter a biodiversidade local e o equilíbrio ecológico nas bacias hidrográficas amazônicas. Contudo, é necessário que haja pesquisas futuras que relacionem aspectos funcionais e filogenéticos das espécies, com o intuito de aumentar a compreensão sobre os mecanismos de montagem das comunidades perante as mudanças climáticas.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABELL, R. et al. Freshwater ecoregions of the world: A new map of biogeographic units for freshwater biodiversity conservation. **BioScience**, v. 58, n. 5, p. 403–414, 2008.
- ADAMY, A. **Dinâmica fluvial do rio Madeira**. Em: SILVA, R. G. C. (Org.). Porto Velho: cultura, natureza e território. Porto Velho: Temática, p. 120-147 Temática; Edufro, 2016.
- ADLER, P. B., HilleRisLambers, J. & Levine, J. M. (2007) A niche for neutrality. *Ecology Letters*, 10, 95–104, 2007.
- ALLAN, J. D. Landscapes and riverscapes: The influence of land use on stream ecosystems. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 35, n. 1, p. 257–284, 2004.
- ARAÚJO-LIMA, C.; AGOSTINHO, A. A.; FABRE, N. N. Trophic aspects of fish communities in Brazilian rivers and reservoir. **Limnology in Brazil. ABC/SBL, Rio de Janeiro**, p. 105–136, 1995.
- BARLETTA, M. et al. Fish and aquatic habitat conservation in South America: a continental overview with emphasis on neotropical systems. **Journal of Fish Biology**, v. 76, n. 9, p. 2118–2176, 2010.
- BARBOSA, B. C. Abordagens para a avaliação da integridade de riachos: levantamento de métricas e validação de um protocolo para o monitoramento participativo. Dissertação (Mestrado em Biodiversidade). 2023. 105 f. - Universidade Estadual Paulista (Unesp), Instituto de Biociências Letras e Ciências Exatas (Ibilce), São José do Rio Preto, 2023.
- BORCARD, D.; GILLET, F.; LEGENDRE, P. **Numerical Ecology with R**. New York, NY: Springer New York, 2011.
- BREJÃO, G. L. et al. Threshold responses of Amazonian stream fishes to timing and extent of deforestation. **Conservation Biology**, v. 32, n. 4, p. 860–871, 2018.
- BUCKLEY, H. L. et al. Local- to continental-scale variation in the richness and composition of an aquatic food web. **Global Ecology and Biogeography**, v. 19, n. 5, p. 711–723, 2010.
- BUCKUP, P. Taxonomia e filogenia de peixes de riachos brasileiros. **Oecologia Australis**. v. 25, n. 2, p. 230, 2021.
- BUCKUP, P.; MENEZES, N.; GHAZZI, M. **Catálogo das Espécies de Peixes de Água Doce do Brasil**. Museu Nacional, Universidade Federal do Rio de Janeiro. v. 1, 2007.

CASATTI, L.; FERREIRA, C. P.; BRAGA, F. M. S. Fish assemblage structure in a pasture stream in southeastern Brazil: evidence of anthropogenic impacts. *Brazilian Journal of Biology*, São Carlos, v. 66, n. 2B, p. 431–439, 2006.

CASATTI, L. et al. More of the same: high functional redundancy in stream fish assemblages from tropical agroecosystems. **Environmental management**, v. 55, p. 1300–1314, 2015.

CASATTI, L. et al. Stream fish from recently deforested basins in the Meridional Amazon, Mato Grosso, Brazil. **Biota Neotropica**, v. 20, n. 1, p. e20190744, 2020.

CHASE, Jonathan M.; LEIBOLD, Mathew A. Spatial scale dictates the productivity–biodiversity relationship. **Nature**, v. 416, n. 6879, p. 427–430, 2002.

CHASE, J. M. et al. The effects of productivity, disturbance, and dispersal on species diversity in a naturally fragmented landscape. *Ecology Letters*, v. 12, p. 798–806, <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01332>. 2009.

CHESSON, P. Mechanisms of maintenance of species diversity. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 31, 343–366, 2000.

COLWELL, R. K.; FUTUYMA, D. J. On the measurement of niche breadth and overlap. **Ecology**, v. 52, n. 4, p. 567–576, 1971.

CONNELL, J. H. Diversity in tropical rain forest in the coral reefs. **Science** 199:1302–1310, 1978.

CONNELL, J. H. On the Prevalence and relative importance of interspecific competition: Evidence from field experiments. **The American Naturalist**, v. 122, n. 5, p. 661–696, 1983.

DE OLIVEIRA, Lucas Pires et al. Influence of environmental conditions and the fragmented landscape on the co-occurrence patterns of the ichthyofauna of a stream in southwestern Brazilian Amazon. **Aquatic Sciences**, v. 86, n. 3, p. 64, 2024.

DOUGLAS, M. E.; MATTHEWS, W. J. Does morphology predict ecology? Hypothesis testing within a freshwater stream fish assemblage. **Oikos**, p. 213–224, 1992.

FERRAZ, S. F. et al. Landscape dynamics of Amazonian deforestation between 1984 and 2002 in central Rondônia, Brazil: assessment and future scenarios. **Forest Ecology and Management**, v. 204, n. 1, p. 69–85, 2005.

FERRAZ, João Daniel et al. Why they coexist? Ecomorphology and dietary analyses reveal trophic niche segregation in two sympatric non-native catfishes in a Neotropical river. **Hydrobiologia**, p. 1–16, 2025.

FERNANDES, L. C. **Atlas geoambiental de Rondônia**. SEDAM, 2002.

FUNK, J. L. et al. Restoration through reassembly: plant traits and invasion resistance. **Trends in ecology & evolution**, v. 23, n. 12, p. 695–703, 2008.

GERKING, S. D. **Feeding ecology of fish**. Elsevier, 2014.

GOMES, D. C. et al. Variabilidade espaço-temporal da precipitação: bacia hidrográfica do Rio Madeira. **Revista Geográfica Acadêmica**, v. 13, n. 1, p. 90–104, 2019.

GOTELLI, N. J.; GRAVES, G. R.; RAHBEK, C. Macroecological signals of species interactions in the Danish avifauna. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 107, n. 11, p. 5030–5035, 2010.

GOTELLI, N. J.; MCCABE, D. J. species co-occurrence: a meta-analysis of j. m. diamond's assembly rules model. **Ecology**, v. 83, n. 8, p. 2091–2096, 2002.

GRIME, J. P. Trait convergence and trait divergence in herbaceous plant communities: mechanisms and consequences. *Journal of Vegetation Science*, 17, 255–260, 2006.

HALES, J.; PETRY, P. **Freshwater ecoregions of the world. 320: Tapajos-Juruena**, 2015.

HENDERSON, P. A.; WALKER, I. On the leaf litter community of the Amazonian blackwater stream Tarumazinho. **Journal of Tropical Ecology**, v. 2, n. 1, p. 1–16, 1986.

KARR, J.R. & DUDLEY, D.R. 1981. Ecological perspective on water quality goals. *Environ. Manage.* 5:55-68.

KEDDY, Paul A. Assembly and response rules: two goals for predictive community ecology. **Journal of vegetation science**, v. 3, n. 2, p. 157-164, 1992.

KNÖPPEL, H.-A. Food of central Amazonian fishes. Contribution to the nutrient-ecology of Amazonian rain-forest-streams. **Amazoniana**, v. 3, 257–352, 1970.

KRUSCHE, A. V. et al. Effects of land use changes in the biogeochemistry of fluvial systems of the Ji-Paraná river basin, Rondônia. **Acta Amazônica**, v. 35, p. 197–205, 2005.

LARENTIS, C. et al. Effects of human disturbance on habitat and fish diversity in Neotropical streams. **Plos one**, v. 17, n. 9, p. e0274191, 2022.

LATRUBESSE, E. M.; STEVAUX, J. C.; SINHA, R. Tropical rivers. **Geomorphology**, v. 70, n. 3–4, p. 187–206, 2005.

LEAL, C. G. et al. Multi-scale assessment of human-induced changes to Amazonian instream habitats. **Landscape Ecology**, v. 31, n. 8, p. 1725–1745, 2016.

LEIBOLD, M. A.; MIKKELSON, G. M. Coherence, species turnover, and boundary clumping: elements of meta-community structure. **Oikos**, v. 97, n. 2, p. 237–250, 2002.

LEITÃO, R. P. et al. Disentangling the pathways of land use impacts on the functional structure of fish assemblages in Amazon streams. *Ecography*, [S.l.], v. 41, n. 2, p. 219–232, 2018.

LIMA, F. P. et al. Environmental and spatial processes influencing stream fish assemblages in a major Amazonian drainage. *Ecology of Freshwater Fish*, Oxford, v. 26, n. 4, p. 652–664, 2017.

LOWE-McCONNELL, R. H. Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais. Em: **Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais**. p. 534–534, 1999.

LUCENA, C. A. S. et al. O uso de óleo de cravo na eutanásia de peixes. **Boletim Sociedade Brasileira de Ictiologia**, v. 105, p. 20–24, 2013.

MacARTHUR, R. & Levins, R. Limiting similarity convergence and divergence of coexisting species. **American Naturalist**, 101, 377–385, 1967.

MARCHETTI, M. P.; MOYLE, P. B.; LEVINE, R. Invasive species profiling? Exploring the characteristics of non-native fishes across invasion stages in California. **Freshwater Biology**, v. 49, n. 5, p. 646–661, 2004.

MARESKA, A. L. et al. Environmental drivers of fish abundance in Amazonian streams. *Freshwater Biology*, v. 65, n. 6, p. 1000–1013, 2020.

MAYFIELD, M. M. & Levine, J. M. Opposing effects of competitive exclusion on the phylogenetic structure of communities. *Ecology Letters*, 13, 1085–1093, 2010.

MAZZONI, R.; LOBÓN-CERVIÁ, J. Longitudinal structure, density and production rates of a fish community of the lower Rio Cunas, a Venezuelan tropical stream. *Journal of Fish Biology*, Oxford, v. 56, n. 1, p. 218–231, 2000.

MELO, B. F., OTA, R. P., BENINE, R. C., CARVALHO, F. R., LIMA, F. C. T., MATTOX, G. M. T., SOUZA, C. S., FARIA, T. C., REIA, L., Fa. ROXO, F., M. Valdez-Moreno, NEAR, T. J., OLIVEIRA, C., Phylogenomics of Characidae, a hyper-diverse Neotropical freshwater fish lineage, with a phylogenetic classification including four families (Teleostei: Characiformes), *Zoological Journal of the Linnean Society*, Volume 202, Issue 1, September, 2024.

MENDONÇA, F. P. DE. Níveis de similaridade entre assembléias de peixes em riachos de terra-firme: padrões locais, coexistência em mesoescala e perspectivas macroregionais na Amazônia Brasileira, 2010.

MIRANDA, R. G. et al. Qualidade dos recursos hídricos da Amazônia-Rio Tapajós: avaliação de caso em relação aos elementos químicos e parâmetros físico-químicos. **Ambiente & Água-An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 4, n. 2, p. 75–92, 2009.

MIRANDE, J. M. Phylogeny of the family Characidae (Teleostei: Characiformes): from characters to taxonomy. *Cladistics*, v. 35, n. 3, p. 282–300, <https://doi.org/10.1111/cla.12333>. 2019.

MITTELBACH, G. G.; SCHEMSKE, D. W. Ecological and evolutionary perspectives on community assembly. **Trends in ecology & evolution**, v. 30, n. 5, p. 241–247, 2015.

MOLINIER, M.; DA SILVA MAIA, A. C.; DOS SANTOS, D. F. Balanço hídrico da bacia amazônica: metodologia e primeiros resultados (Bilan hydrique de l'Amazonie: méthodologie et premiers résultats). **IX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**, 1991.

MORHY, L. UnB in the Amazon. Researchers and projects of UnB on the Amazon region. **Publ. UnB, Brasília**, 44 p., 1995.

NELSON, J. S. Fishes of the world John Wiley and Sons. **Inc., Hoboken, New Jersey**, 2006.

NORDIN, C. F.; MEADE, R. H. The Amazon and the Orinoco. in **McGraw-Hill Yearbook of Science and Technology**, p. 385–390, 1986.

OLDEN, Julian D.; ROONEY, Thomas P. On defining and quantifying biotic homogenization. **Global Ecology and Biogeography**, v. 15, n. 2, p. 113-120, 2006.

OLIVEIRA-JÚNIOR, J. M. B. et al. Effects of land use on stream fish assemblages in Central Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment*, Dordrecht, v. 187, n. 5, p. 1–15, 2015.

ORTEGA, F. G.; BASSREI, A. Estimação da anelipsidade por inversão determinística, probabilística e híbrida. Em: **14th International Congress of the Brazilian Geophysical Society & EXPOGEF, Rio de Janeiro, Brazil, 3-6 August 2015**. SEG Global Meeting Abstracts. [s.l.] Brazilian Geophysical Society, p. 373–378, 2015.

PINTO, B. C. T. et al. Effects of landscape and riparian condition on a fish assemblage in Atlantic Forest streams of southeastern Brazil. *Hydrobiologia*, Dordrecht, v. 623, p. 173–188, 2009.

POFF, N. LeRoy. Landscape filters and species traits: towards mechanistic understanding and prediction in stream ecology. **Journal of the north american Benthological society**, v. 16, n. 2, p. 391-409, 1997.

ROSENDO, J. dos S. Índices de vegetação e monitoramento do uso do solo e cobertura vegetal na bacia do rio Araguari-MG-utilizando dados do sensor Modis. **Uberlândia: Universidade Federal de Uberlândia**, 2005.

SABINO, J.; CASTRO, R. M. Alimentação, período de atividade e distribuição espacial dos peixes de um riacho da Floresta Atlântica (Sudeste do Brasil). **Revista brasileira de Biologia**, v. 50, n. 1, p. 23–36, 1989.

SABINO, J.; ZUANON, J. A. S. A stream fish assemblage in Central Amazonia: distribution, activity patterns and feeding behavior. **Ichthyological Exploration of Freshwaters**, v. 8, n. 3, p. 201–210, 1998.

SCOTT, M. C.; HELFMAN, G. S. Native Invasions, homogenization, and the mismeasure of integrity of fish assemblages. **Fisheries**, v. 26, n. 11, p. 6–15, 2001.

SILVA, C. P. Alimentação e distribuição espacial de algumas espécies de peixes do igarapé do Candirú, Amazonas, Brasil. **Acta amazônica**, v. 23, n. 2–3, p. 271–285, 1993.

SILVA, J. C. DA; DELARIVA, R. L.; BONATO, K. O. Food-resource partitioning among fish species from a first-order stream in northwestern Paraná, Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 10, p. 389–399, 2012.

SOUZA, A. DE et al. Climatic classification and climatological water balance in the State of Mato Grosso. **Nativa**, v. 1, n. 1, p. 34–43, 2013.

STONE, L.; ROBERTS, A. The checkerboard score and species distributions. **Oecologia**, v. 85, n. 1, p. 74–79, 1990.

SWENSON, N. G. & Enquist, B. J. Opposing assembly mechanisms in a Neotropical dry forest: implications for phylogenetic and functional community ecology. *Ecology*, 90, 2161–2170, 2009.

TILMAN, David. The ecological consequences of changes in biodiversity: a search for general principles. **Ecology**, v. 80, n. 5, p. 1455-1474, 1999.

TEIXEIRA-DE MELLO, F. et al. Influence of riparian forests on fish assemblages in temperate lowland streams. **Environmental Biology of Fishes**, v. 99, p. 133–144, 2016.

TERESA, F. B.; CASATTI, L. Influence of forest cover and mesohabitat types on functional and taxonomic diversity of fish communities in Neotropical lowland streams. *Ecology of Freshwater Fish*, Oxford, v. 21, n. 3, p. 433–442, 2012.

VANNOTE, R. L.; SWEENEY, B. W. Geographic analysis of thermal equilibria: A conceptual model for evaluating the effect of natural and modified thermal regimes on aquatic insect communities. **The American Naturalist**, v. 115, n. 5, p. 667–695, 1980.

VENTICINQUE, E. et al. An explicit GIS-based river basin framework for aquatic ecosystem conservation in the Amazon. **Earth System Science Data**, v. 8, n. 2, p. 651–661, 2016.

WALKER, Brian H. Biodiversity and ecological redundancy. **Conservation biology**, v. 6, n. 1, p. 18-23, 1992.

WEBB, C. O. et al. Phylogenies and community ecology. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 33, n. 1, p. 475–505, 2002.

WINEMILLER, Kirk O. et al. Balancing hydropower and biodiversity in the Amazon, Congo, and Mekong. **Science**, v. 351, n. 6269, p. 128-129, 2016.

ZHOU, S. et al. Local environmental, geo-climatic and spatial factors interact to drive community distributions and diversity patterns of stream benthic algae, macroinvertebrates and fishes in a large basin, Northeast China. **Ecological Indicators**, v. 117, p. 106673, 2020.