

unesp 

CAMPUS DE SÃO JOSÉ DO RIO PRETO

Oferta de micro-habitats artificiais em riachos degradados: respostas das comunidades de peixes e macroinvertebrados.

Angelo Rodrigo Manzotti

MESTRADO



PÓS GRADUAÇÃO
EM BIOLOGIA ANIMAL

Biologia
Estrutural

Angelo Rodrigo Manzotti

Oferta de micro-habitats artificiais em riachos degradados:
respostas das comunidades de peixes e macroinvertebrados

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

Orientadora: Profª Dra. Lilian Casatti

São José do Rio Preto
2013

Manzotti, Angelo Rodrigo

Oferta de micro-habitats artificiais em riachos degradados: respostas das comunidades de peixes e macroinvertebrados / Angelo Rodrigo Manzotti. - São José do Rio Preto: [s.n.], 2013.

77 f. : il. ; 30 cm.

Orientadora: Lilian Casatti

Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista, Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas

1. Heterogeneidade de hábitat. 2. Restauração de riachos. 3. Ictiofauna. 4. Adição de madeira. 5. Folhço I. Casatti, Lilian. II. Universidade Estadual Paulista, Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas. II. Título

CDU - 597

Angelo Rodrigo Manzotti

Oferta de micro-habitats artificiais em riachos
degradados: respostas das comunidades de peixes e
macroinvertebrados

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

Banca Examinadora

Prof^a Dra. Lilian Casatti
UNESP – São José do Rio Preto, SP
Orientadora

Prof. Dr. Paulo dos Santos Pompeu
Universidade Federal de Lavras – Lavras, MG

Dra. Cristina da Silva Gonçalves
UNESP – Rio Claro, SP

São José do Rio Preto
18 de março de 2013

Dedico este trabalho a minha família, alicerce de tudo que me tornei hoje e inspiração para alçar voos cada vez mais altos.

AGRADECIMENTOS

Aos meus amados pais, Odair e Selma, exemplos de caráter e de amor incondicional, pelos ensinamentos de valores e por estarem sempre presentes em minha vida, dividindo sonhos e conquistas.

Ao meu estimado irmão Jeferson e sua esposa Priscila, pelo companheirismo, amor e apoio em todas as situações.

A minha amada esposa Bruna, pelo companheirismo, carinho, amor e pelo maravilhoso presente: Rodrigo!

Aos amigos de laboratório e companheiros de trabalho: Angélica, Gabriel, Bolinha (Tomáz), Tafarel, JaquelinA, Camilo, Renato, Cristiane, Marina, Dayane, Molina, Carolina, Mariela, Fernanda Martins, Fernando Carvalho, Breno, Carlos, Roselene e o Prof. Dr. Francisco Langeani, pela paciência e colaboração na rotina do laboratório e pelas conversas descontraídas, e em especial à Mônica C. Bastos, pelo treinamento “norótico” de triagem de macroinvertebrados, essencial para a conclusão desse trabalho.

À Prof^a Dra. Lilian Casatti (madrinha Lala), por ter aceitado o desafio de orientar esse trabalho e dividir comigo suas experiências pessoais e profissionais. Por todo o ensinamento teórico e pelo jogo de cintura na hora de lidar com os prazos e as “surpresas”.

Ao grande amigo Prof. Dr. Fabrício B. Teresa, que sempre esteve disposto a ajudar, desde a elaboração do projeto até as análises finais, agradeço imensamente todos os ensinamentos e a paciência. Tenha certeza que vejo você como exemplo de profissional.

À Prof^a Dra. Eliane Gonçalves de Freitas pelos ensinamentos básicos adquiridos durante minha iniciação científica e pelo exemplo de postura profissional.

A todos os companheiros de graduação da turma 51 (2006-2009) e do PET (2007-2009): tenham certeza de que aprendi muito com todos e que sempre carregarei comigo as qualidades de cada um.

A todos os demais amigos: Gustavo (Batatais), Yuri (Hijo), Pablo (Jabróshi), João Augusto (Ximbinha), Fabin (Nariz), Danilo (Doze), Diones (Japonês), Leandro (Morzão) e Marcos (Gordin), que de perto ou de longe, foram e são vitais para a manutenção de minha sanidade física e mental. Obrigado de coração por todos os momentos compartilhados.

**“Mesmo quando tudo parece desabar,
cabe a mim decidir entre rir ou chorar, ir
ou ficar, desistir ou lutar; porque
descobri no caminho incerto da vida,
que o mais importante é o decidir”**

Cora Coralina

“A gente tem que sonhar, senão as coisas não acontecem”

Oscar Niemeyer

RESUMO

Os ambientes dulcícolas figuram entre os mais importantes para a economia humana e entre os mais ameaçados pelas atividades antrópicas. A retirada ou modificação da estrutura vegetal marginal aos ambientes aquáticos desencadeia uma série de alterações negativas que levam a simplificação de hábitat e homogeneização da fauna. Dessa forma, diversos projetos de restauração e recuperação de rios e riachos estão sendo desenvolvidos em todo o mundo, partindo do princípio de que a manipulação do canal de drenagem, associado a adição de elementos diversificadores de hábitat são capazes de recuperar a qualidade biótica dos corpos d'água pela oferta de meso e micro-hábitats passíveis de colonização. Sendo assim, os objetivos desse trabalho foram testar se a adição de estruturas artificiais de madeira e madeira com folhas seria capaz de promover o incremento na heterogeneidade de hábitat e alterar a composição e estrutura das comunidades de peixes e macroinvertebrados, interferindo na riqueza e abundância de guildas tróficas ou de uso de hábitat. Não encontramos nenhuma evidência de que a heterogeneidade de hábitat atue como fator estruturador das comunidades de peixes e macroinvertebrados. A oferta de micro-hábitats artificiais promoveu o aumento na heterogeneidade de hábitat, mas não alterou significativamente os atributos taxonômicos (riqueza e diversidade) e funcionais (diversidade e representatividade de guildas tróficas e de uso de hábitat) das comunidades aqui estudadas.

Palavras-chave: Heterogeneidade de hábitat. Restauração de riachos. Ictiofauna. Adição de madeira. Folhiço.

ABSTRACT

The freshwater environments are among the most important human economy and among the most threatened by human activities. The withdrawal or modification of the plant structure to marginal aquatic environments triggers a series of negative changes that lead to habitat simplification and homogenization of fauna. Thus, various recovery and restoration projects of rivers and streams are being developed around the world, assuming that the manipulation of the drainage channel, associated with the addition of elements habitat diversifiers are able to recover the quality biotic of water bodies by offering meso and microhabitats subject to colonization. Therefore, the objectives of this study were to test whether the addition of artificial structures of wood and wood with leaves would be able to promote the increase in habitat heterogeneity and alter the composition and structure of fish and macroinvertebrates communities, interfering with the richness and abundance of trophic or habitat use guilds. We found no evidence that the heterogeneity of habitat acts as a factor structuring communities of fish and macroinvertebrates. The provision of artificial microhabitats promoted the increase in habitat heterogeneity, but did not significantly alter the taxonomic (richness and diversity) and functional attributes (diversity and representativeness of trophic and habitat use guilds) of the communities studied.

Keywords: Habitat heterogeneity. Stream restoration. Ichthyofauna. Wood introduction. Litter.

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO.....	1
MATERIAL E MÉTODOS	4
Área de estudo	4
Escolha dos pontos amostrais	5
Desenho experimental.....	5
Montagem e fixação das estruturas	8
Caracterização estrutural.....	8
Amostragem de peixes e macroinvertebrados	10
Análises dos dados.....	11
Alterações físicas	11
Peixes.....	11
Macroinvertebrados	14
RESULTADOS	16
Alterações físicas	16
Uso de hábitat.....	23
Peixes	24
Macroinvertebrados	37
DISCUSSÃO	45
Conclusões.....	49
REFERÊNCIAS	50
APÊNDICES	60
ANEXOS.....	68

INTRODUÇÃO

Os ambientes dulcícolas figuram entre os mais importantes para a economia humana (irrigação, captação de água para consumo, produção de energia, transporte, vide Jackson, 2001) e entre os mais ameaçados por atividades antrópicas, como eutrofização (Smith 2003), poluição (Carpenter et al., 1998), fragmentação (Zwich, 1992), introdução de espécies (Strayer, 2010), sobrepesca (Allan et al., 2005) e destruição das zonas ripárias (Pusey & Arthington, 2003).

Riachos e nascentes são ambientes sensíveis à degradação ambiental e apresentam espécies com elevado grau de endemismo e extremamente dependentes da vegetação ripária (Castro, 1999; Lorion & Kennedy, 2009a; 2009b; Ferreira et al, 2012). Nesses ambientes, a mata ciliar regula a transferência de energia solar para o ambiente aquático e as trocas de material orgânico e inorgânico entre os ecossistemas terrestres e aquáticos. Dessa forma, é responsável direta pela qualidade da água, pela qualidade e diversidade de habitats e pelas dinâmicas tróficas, influenciando a composição das assembléias aquáticas (Bojsen & Barriga, 2002; Pusey & Arthington, 2003; Rios & Bailey, 2006; Lorion & Kennedy, 2009a; Teresa & Romero, 2010).

A retirada ou modificação da estrutura vegetal marginal aos ambientes aquáticos provoca o aumento na quantidade de sedimentos oriundos de escoamento superficial que são depositados nos riachos, além de deixar a coluna d'água exposta a uma elevada intensidade luminosa, contribuindo para o aumento da temperatura e da evaporação da água e acelerando o assoreamento do canal (Barrella et al., 2000; Pusey & Arthington, 2003). Somado a isso, o fornecimento de material orgânico proveniente das zonas ripárias (tais como raízes, restos de madeira e folhas) é interrompido e, juntamente com a homogeneização do substrato decorrente da elevada sedimentação, extinguem-se diversos micro-habitats que podem ser determinantes para a ocorrência de algumas espécies de peixes (Neumann & Wildman, 2002) e macroinvertebrados (Scealy et al., 2007). Esse conjunto de alterações leva a simplificação de habitat e homogeneização da fauna, favorecendo a ocorrência de espécies de hábitos generalistas em detrimento de espécies com hábitos mais especializados (Casatti et al., 2009).

Como forma de ilustrar a importância dos componentes estruturais do habitat, pode ser citado o estudo de Romero & Casatti (2012) realizado em riachos

relativamente preservados da bacia do rio São Francisco (estado de Minas Gerais, Brasil), em que estabeleceram as relações de uso de hábitat entre as 19 espécies de peixes amostradas e 11 micro-hábitats, determinando quais tipos de estruturas são mais importantes para a ocorrência das espécies de peixes nesta escala. Segundo esses autores, em uma condição simulada em que o assoreamento provocasse o desaparecimento do substrato rígido, aproximadamente 50% das espécies deixariam de compor a comunidade local.

Dado esse cenário, tornou-se crescente a preocupação com a conservação dos ambientes aquáticos para garantir a constância do fornecimento e da qualidade da água e a manutenção da biota aquática. Baseados na hipótese de que a heterogeneidade de hábitat promove aumento de biodiversidade (Ricklefs & Schluter, 1993; Allan & Castillo, 2007), diversos projetos de restauração e recuperação de rios e riachos vem sendo desenvolvidos em todo o mundo (Burgess & Bider, 1980; Schiemer et al., 1999; Muotka & Laasonen, 2002; Pretty et al., 2003; Freitas et al., 2005; Lepori et al., 2005; Stewart et al., 2006; Selego et al., 2012), partindo do princípio de que a manipulação e/ou redesenho do canal de drenagem, associado a adição de elementos diversificadores de hábitat (rochas e trocos, por exemplo) são capazes de melhorar a qualidade biótica dos corpos d'água pela oferta de meso e micro-hábitats passíveis de colonização.

Dentre os diversos itens que contribuem para o aumento da complexidade física dos ambientes aquáticos, os fragmentos de madeira de origem ripária têm um papel relevante. Eles influenciam o perfil hidráulico do riacho (Brooks et al., 2004) e contribuem para a retenção de material orgânico carreado pela correnteza, propiciando aumento na disponibilidade de recursos alimentares e abrigo (Laasonen et al., 1998; Scealy et al., 2007; Schneider & Winemiller, 2008). Esses fatores combinados podem favorecer a ocorrência de variadas espécies de peixes e macroinvertebrados (Neumam & Wildman, 2002; Brooks et al., 2004; Wright & Flecker, 2004; Selego et al., 2012).

Diversos estudos em regiões temperadas demonstram a relação positiva entre o aumento da complexidade estrutural e o aumento da riqueza de peixes e macroinvertebrados (Brooks et al., 2004; Lester et al., 2007; Schneider & Winemiller, 2008; Testa et al., 2010), com alterações importantes dos grupos funcionais. Contudo, um número ainda maior de trabalhos demonstra que apenas o incremento da heterogeneidade estrutural não é suficiente para recuperar a qualidade biótica de

ambientes extremamente impactados (Kondolf, 1998; Palmer et al., 2010; Flores et al., 2011; Landford et al., 2012). Sendo assim, é importante verificar se a fauna de riachos tropicais (expostos a condições mais constantes de luz, temperatura e fornecimento de material orgânico oriundo das zonas ripárias e diferentes dos temperados em relação à composição faunística, estrutura trófica e funções ecossistêmicas – ver Boyero et al., 2009) responde de maneira positiva ao aumento da complexidade estrutural interna e se há alterações significativas nas comunidades de peixes e macroinvertebrados.

OBJETIVOS

Os objetivos gerais do presente estudo foram testar se a adição de estruturas artificiais de madeira e madeira com folhas seria capaz de promover o incremento na heterogeneidade de hábitat e alterar a composição e estrutura das comunidades de peixes e macroinvertebrados, interferindo na riqueza e abundância de guildas tróficas ou de uso de hábitat.

Dessa forma, esperando que a adição das estruturas experimentais pudesse alterar o perfil hidráulico do riacho (velocidade da água e profundidade do trecho – Brooks et al., 2004; Kail et al., 2007), aumentar a retenção de material orgânico (Lepori et al., 2005b; Flores et al., 2011) e a oferta de refúgio e itens alimentares (Lepori et al., 2005b), investigamos se:

H1: Houve alterações de parâmetros físicos do canal (aumento de profundidade e da velocidade da água) e incremento na heterogeneidade de hábitat.

H2: Houve aumento da riqueza e diversidade taxonômica da comunidade de peixes.

H3: Houve alteração da representatividade de guildas alimentares e de uso de hábitat. Onde esperávamos encontrar:

- Aumento da representatividade (riqueza e/ou abundância) das espécies que utilizam a margem ou tem alta preferência por substrato estável ou espécies nectônicas (pelo aumento da disponibilidade de hábitat).
- Aumento da representatividade (riqueza e/ou abundância) de espécies que coletam itens na coluna d'água, espécies com hábito pastor (pelo aumento da oferta de substrato consolidado), espécies especuladoras de substrato (que

utilizam o folhiço como abrigo ou sítio de forrageamento) ou espécies que predam por espreita (aproveitamento dos refúgios para aumentar a eficiência de predação).

- Aumento da representatividade (riqueza e/ou abundância) de espécies detritívoras (pelo aumento da retenção de matéria orgânica).

H4: Alterou a riqueza e a composição funcional da comunidade de peixes.

H5: Aumentou a riqueza e diversidade taxonômica da comunidade de macroinvertebrados.

H6: Alterou a representatividade de guildas alimentares, aumentando a representatividade (riqueza e/ou abundância) de raspadores, fragmentadores, filtradores e coletores (pelo aumento da oferta de recursos alimentares) ou predadores (aproveitamento dos refúgios para aumentar a eficiência de predação).

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

A área de desenvolvimento do estudo está localizada na região Noroeste do estado de São Paulo, Brasil, entre as bacias de drenagem do rio São José dos Dourados, Turvo-Grande, Tietê-Batalha e Baixo Tietê (figura 1). Esta área pertence à formação geológica Serra Geral, com rochas basálticas e sedimentares dos grupos Bauru e Caiuá e profundos aquíferos nas formações arenosas Botucatu e Pirambóia (IPT, 2000), o que torna o solo altamente suscetível à erosão (Silva et al., 2007b). O clima é classificado como tropical quente com precipitação média anual de 1.250 mm (Nimer, 1989). A estação chuvosa vai de outubro a março (janeiro e fevereiro são os meses mais úmidos, com 54% da precipitação anual) e a estação seca de abril a setembro, a temperatura média máxima (31°C) ocorre em janeiro e a média mínima (13°C) ocorre em julho (IPT, 2000). O noroeste paulista é reconhecido como a região mais desmatada e fragmentada do estado de São Paulo (apenas 9% da cobertura vegetal original), onde a Floresta Estacional Semidecidual e o cerrado tem sido substituídos por pastagens, culturas diversas ou áreas urbanas (Kronka et al., 1993).

Escolha dos pontos amostrais

Durante os meses de janeiro, fevereiro e março de 2011, realizamos o reconhecimento dos riachos da região de São José do Rio Preto em busca de ambientes com elevado grau de similaridade estrutural. Ao todo, visitamos 61 riachos onde avaliamos a profundidade e largura do canal, a composição do substrato, a vegetação presente na zona ripária, a matriz de entorno, ausência de poluição química (avaliação olfativa da água e busca visual de indícios que sinalizassem o lançamento de lixo doméstico ou efluente químico: cor da água, presença excessiva de espuma), e a disponibilidade de um trecho com pelo menos 100 metros onde a mata ciliar era ausente e as gramíneas da área de entorno não cobrissem mais que 25% da área superficial do canal. Além das características estruturais do ambiente, a escolha dos pontos amostrais levou em consideração a facilidade de acesso (devido à necessidade de transporte de materiais para montagem dos experimentos e para a realização das coletas de material biológico) e a aceitação dos proprietários rurais em cooperar com o desenvolvimento do trabalho. Dessa forma, selecionamos oito riachos inseridos em três bacias de drenagem: rio Tietê (Baixo Tietê: P6; Tietê-Batalha: P1, P2 e P7), São José dos Dourados (P3 e P4) e Turvo-Grande (P5 e P8) (figuras 1 e 2; APÊNDICE A). Todos os riachos selecionados estão inseridos em áreas de pastagem, apresentam grande quantidade de gramíneas no entorno do canal, tem areia como substrato predominante (representatividade maior que 80%) e corredores como meso-hábitats mais frequentes, características que Casatti et al. (2009) e Teresa & Casatti (2010) também descrevem para ambientes altamente impactados na região noroeste do estado de São Paulo.

Desenho experimental

Em cada riacho foram selecionados três trechos uniformes de cinco metros equidistantes no mínimo 25 metros um do outro para a aplicação de três diferentes tratamentos: o tratamento “madeira” (M), que recebeu uma estrutura de madeira presa junto ao substrato; o tratamento “madeira e folhas” (MF), que recebeu a estrutura de madeira enriquecida com sachês de folhas e o tratamento “controle” (C), que não sofreu nenhum tipo de alteração no canal. A sequência de apresentação dos tratamentos foi aleatorizada e cada riacho continha os três tipos

de tratamento, diminuindo as fontes de variações decorrentes de características individuais dos corpos d'água. O experimento teve duração de 112 dias e foi realizado entre os meses de abril e agosto de 2011, prezando pelo período de menor influência das chuvas, que favorece a realização das coletas e elimina possíveis variações sazonais na composição das comunidades.

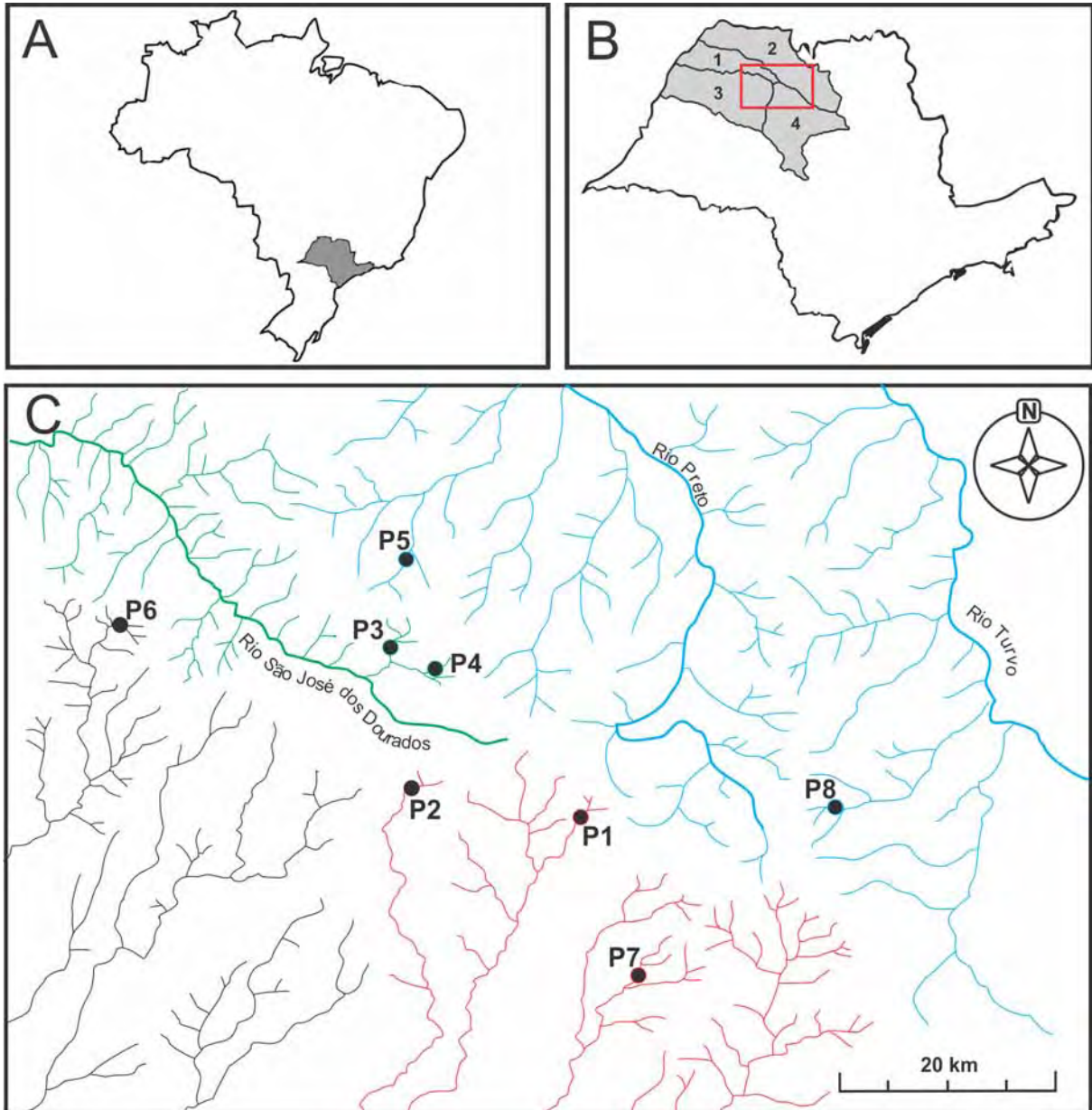


Figura 1. Mapa da área de estudo, destacando o estado de São Paulo (A), as bacias hidrográficas em que estão inseridos os oito pontos amostrais (P1 – P8) (B) e a localização dos riachos dentro das bacias de drenagem. Em (B) o retângulo vermelho destaca a região onde foi desenvolvido o estudo; (1) representa a bacia do rio São José dos Dourados; (2) a bacia do Turvo-Grande, (3) a bacia do Baixo Tietê e (4) a do Tietê-Batalha. Em (C) as linhas verdes representam os afluentes do rio São José dos Dourados, as linhas azuis são afluentes do rio Turvo, as linhas pretas representam afluentes do baixo rio Tietê e as linhas vermelhas representam os afluentes do Tietê-Batalha.

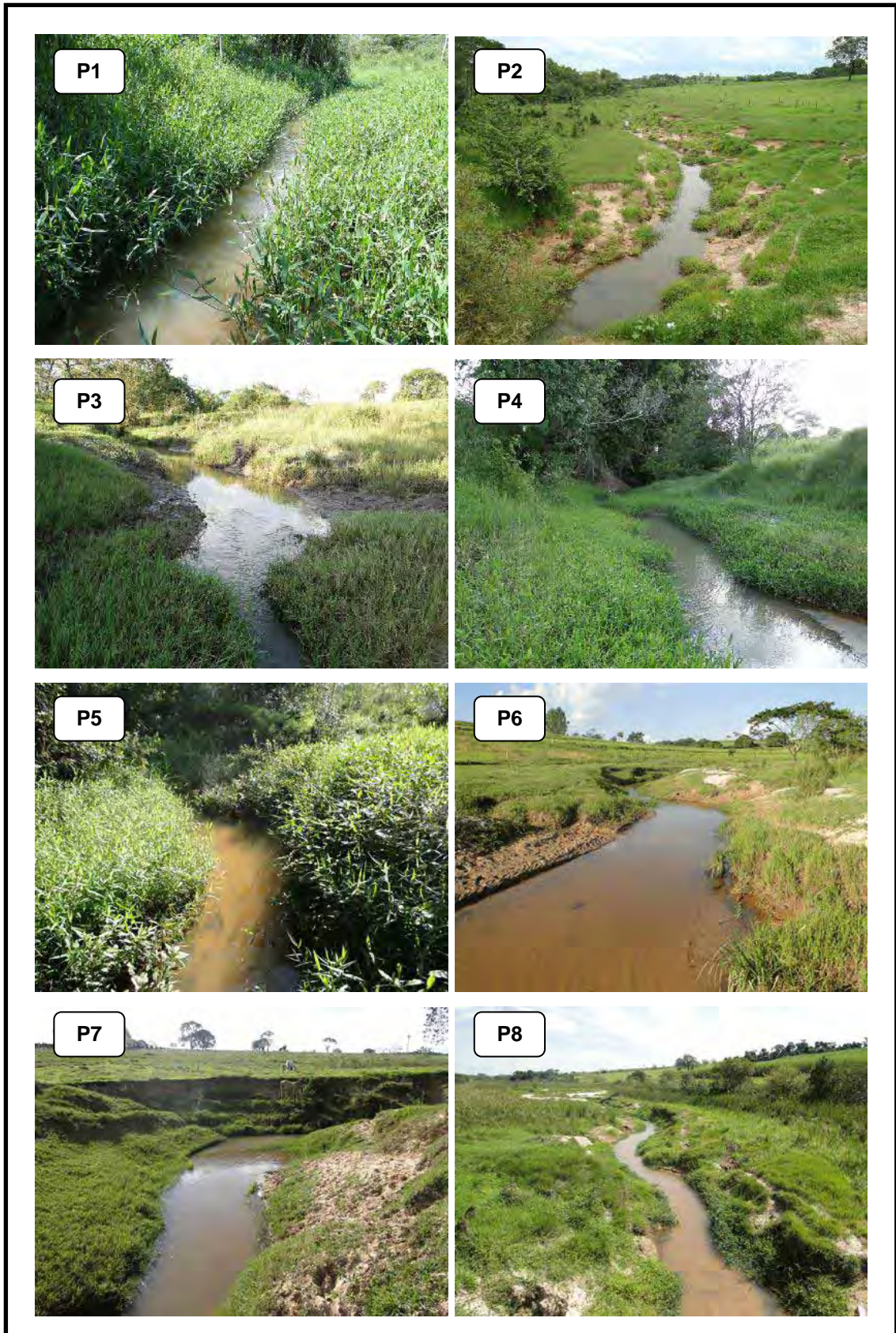


Figura 2. Registros fotográficos dos trechos de riachos amostrados.

Montagem e fixação das estruturas

As estruturas utilizadas para fornecer aumento de complexidade estrutural aos trechos de riachos selecionados eram constituídas por oito ripas de madeira (120 cm x 10 cm x 1 cm) e quatro sarrafos (60 cm x 10 cm x 2 cm), dispostos de tal maneira que formavam dois estratos (superior e inferior) de quatro ripas, separados pelos sarrafos (ver detalhes na figura 3A e 3B). Nos tratamentos “Madeira e folhas”, três dos quatro sarrafos receberam um sachê (10 cm x 50 cm) com $21,87g \pm 1.32g$ de folhas de angiospermas arbustivas coletadas da serapilheira do Parque Municipal da Grotta, localizado no município de Mirassol – SP (figura 3C). As folhas de serapilheira simulam a oferta de material alóctone que os riachos experimentais receberiam caso apresentassem vegetação ciliar com estrato arbóreo/arbustivo. Os sachês foram amarrados atrás dos sarrafos, protegidos da correnteza.

Para fixar a estrutura no leito dos riachos e garantir que nenhuma eventual enxurrada arrastasse o material e comprometesse o andamento do experimento, utilizamos postes de eucalipto (90 cm de comprimento e 8 cm de diâmetro) enterrados nas margens de cada trecho experimental para prender arames que amarravam a estrutura de madeira e impediam seu deslocamento horizontal (figura 3D). Além disso, cinco vergalhões de ferro (40 cm de comprimento e 1/2 polegada de diâmetro) em forma de “U” prendiam a estrutura junto ao leito, impedindo seu deslocamento vertical (figura 3D e 3E). As estruturas foram fixadas próximas a uma das margens e sempre no centro do trecho de cinco metros.

Caracterização estrutural

Com o objetivo de avaliar a complexidade natural dos trechos de riachos selecionados e analisar possíveis alterações na heterogeneidade de hábitat, quantificamos a presença e a representatividade de itens capazes de fornecer abrigo ou alimento à biota aquática (ANEXO A) e calculamos o Índice de Diversidade Estrutural (IDE), assim como realizado por Ferreira (2010).

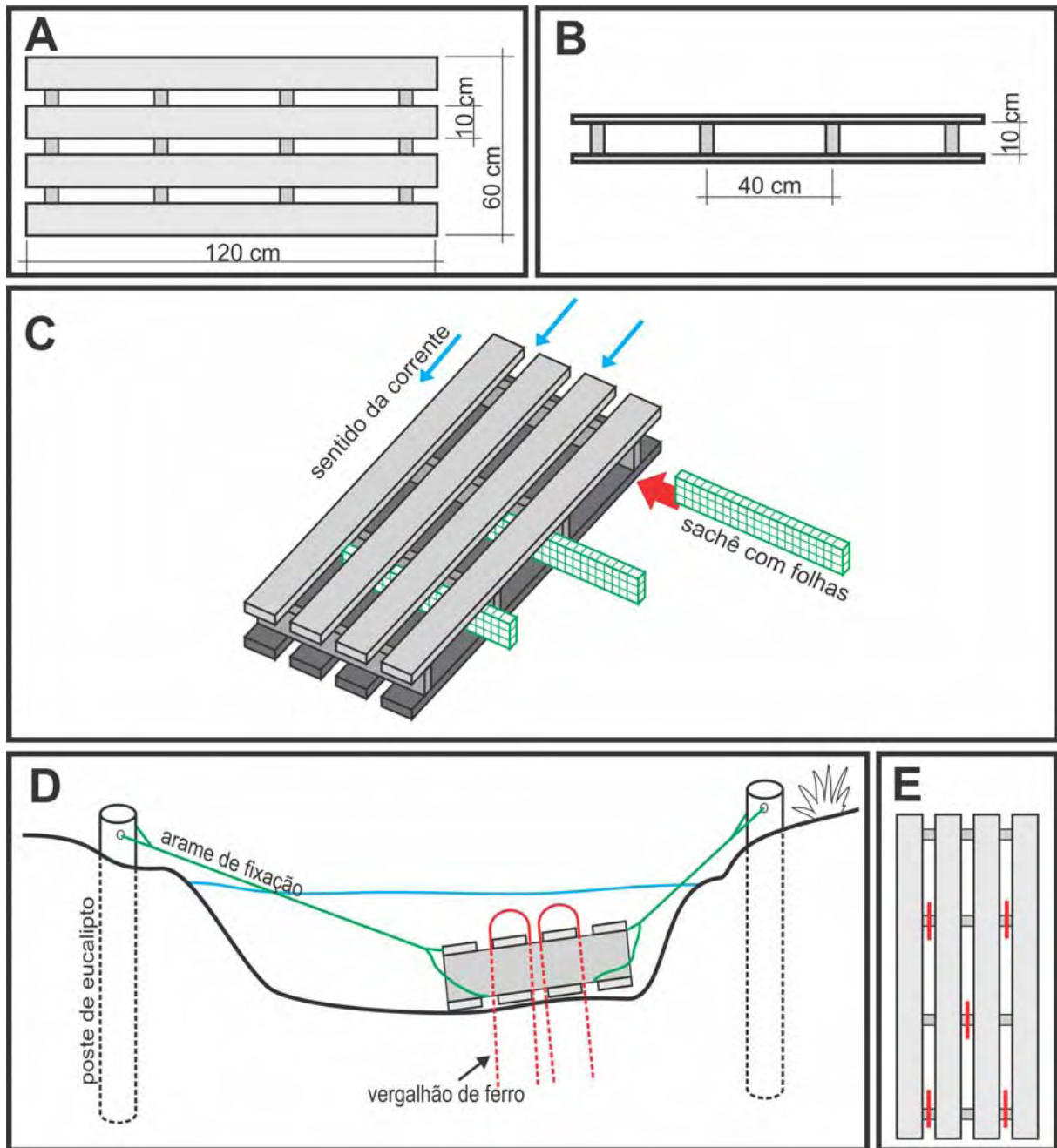


Figura 3. Detalhes da estrutura utilizada no experimento. (A) vista superior; (B) vista lateral; (C) representação de como foram colocados os sachês de folhas; (D) secção transversal do canal do riacho demonstrando detalhes da fixação da estrutura dentro do córrego e (E) vista superior da estrutura demonstrando os pontos em que foram instalados os vergalhões de ferro (linhas vermelhas).

O IDE é uma variação do índice de diversidade de Shannon-Wiener e pode ser obtido pela fórmula abaixo, onde n representa o número de estruturas e p_e a frequência relativa da estrutura e :

$$IDE = -\sum_{e=1}^n p_e \cdot \log p_e$$

Além da avaliação de diversidade estrutural, foram tomadas medidas de largura, profundidade, velocidade da água, temperatura, condutividade e turbidez. Os descritores físicos foram medidos após a instalação das redes de bloqueio, ao longo de três transectos transversais em cada trecho de cinco metros enquanto que as variáveis físico-químicas da água foram mensuradas (com equipamento eletrônico Horiba, modelo U-10) antes de qualquer interferência no canal, duas vezes por riacho, uma no início e outra no final dos experimentos.

Uso de hábitat

Como forma complementar de avaliação qualitativa foram realizadas quatro horas de observações subaquáticas (10 minutos por trecho experimental) em busca de indícios de utilização das estruturas pela biota local.

Amostragem de peixes e macroinvertebrados

Peixes e macroinvertebrados foram amostrados em dois momentos distintos: no início do período experimental, antes da instalação das estruturas no interior dos riachos, e após 112 dias, no final do experimento. Antes de cada amostragem, os segmentos de cinco metros foram isolados por duas redes de bloqueio (3 mm de malha) instaladas a montante e a jusante do trecho escolhido; em seguida, realizamos a coleta dos invertebrados utilizando a rede D, explorando todos os micro-hábitats disponíveis nas margens e no canal. Terminada essa etapa, iniciamos a coleta dos peixes por meio da pesca elétrica (gerador estacionário, AC, 220 V, 50-60 Hz, 3.4-4.1 A, 1000 W, ver detalhes em Castro et al., 2003). As amostragens tiveram esforço padronizado em três repetições por trecho. Para complementar a amostragem com a rede D, todo o material retido nas redes de bloqueio também foi coletado. Ao término do período experimental, as estruturas de madeira foram retiradas do riacho para coleta do material aprisionado pelas estruturas e das espécies abrigadas ali. Todo material retirado das estruturas também foi levado ao laboratório para triagem dos animais. Todos os indivíduos foram eutanaziados por excesso de anestesia (benzocaína 40mg/L) e fixados em solução de formalina (4% para os invertebrados e 10% para os peixes). Para a ilustração fotográfica das

espécies de peixe capturadas, um exemplar representativo de cada táxon foi fotografado vivo, em vista lateral esquerda, imerso em água dentro de um pequeno aquário (15 cm x 10 cm x 5 cm). Exempla-res-testemunho dos peixes foram depositados na coleção científica do Laboratório de Ictiologia da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, campus de São José do Rio Preto, SP.

Análises dos dados

Alterações físicas

Para avaliar se a manipulação experimental foi capaz de promover incremento na heterogeneidade de hábitat e alterar a profundidade e a velocidade da água no trecho experimental, os valores obtidos antes e depois da manipulação experimental foram comparados pelo teste t dependente. A normalidade dos dados foi avaliada pelo teste de Shapiro-Wilk e a homogeneidade das variâncias pelo teste de Levene. Em todos os casos consideramos $\alpha=0.05$.

Peixes

As diferenças na composição de espécies entre os trechos de riachos antes e depois da manipulação experimental foram avaliadas no software Primer-e 6 (Clarke & Gorley 2006) por meio da análise de escalonamento não-métrico (MDS) com coeficiente de similaridade de Bray-Curtis, após transformação dos dados em raiz quadrada (que diminui a influência de espécies muito abundantes).

A diversidade taxonômica da comunidade de peixes foi avaliada por meio da riqueza e diversidade. A riqueza de espécies foi obtida pela contagem direta de espécies em cada unidade amostral e a diversidade de espécies foi calculada através do índice de Shannon-Wiener (H'), onde n representa o número total de espécies e p_i é a frequência relativa da espécie i :

$$H' = -\sum_{i=1}^n p_i \cdot \log p_i$$

Associado a tradicional abordagem taxonômica em estudos ecológicos, decidimos avaliar as alterações em relação à diversidade e composição funcional, que tem a vantagem de incorporar características comportamentais e ecológicas das

espécies e pode captar diferenças não percebidas por outras análises (Tilman et al., 1997). Sendo assim, optamos por escolher características relacionadas à ecologia e comportamento alimentar (dieta e tática alimentar) e ao uso do hábitat (preferência de fluxo, preferência por substrato estável e posição na coluna d'água) para compor nossa matriz de características funcionais (tabela 1), uma vez que a manipulação experimental poderia influenciar a disponibilidade de alimento e refúgios.

Tabela 1. Descrição das cinco características e 22 categorias funcionais para caracterizar as espécies de peixes, incluindo aspectos de ecologia e comportamento alimentar e uso de hábitat (ver APÊNDICE C para mais detalhes).

Características funcionais	Categorias
Ecologia e comportamento alimentar	
Dieta ¹	Onívoro, perifitívoro, insetívoro, carnívoro ou detritívoro
Tática alimentar ²	Alimentação na coluna d'água, especulação do substrato, predação furtiva, pastador, predador noturno ou escavador
Uso de hábitat¹	
Preferência de fluxo	Lento, intermediário ou rápido
Preferência por substrato estável	Alta, moderada ou baixa
Posição na coluna d'água	Superfície, nectônico, nectobentônico, margens ou bentônico

¹ Casatti (2002); Casatti et al., (2003) e Teresa & Casatti (2012).

² Casatti et al., (2001), Casatti (2002) e observações pessoais.

Para avaliar se os diferentes tratamentos provocaram alterações na composição funcional da comunidade de peixes, utilizamos a distância entre os pares de amostras em uma ordenação dupla (DPCoA) como uma medida da taxa de troca funcional antes e depois do período experimental (Pavoine et al., 2004). A DPCoA permite efetuar uma ordenação dos pontos a partir da similaridade funcional que as espécies exibem: pontos próximos na ordenação indicam comunidades muito similares funcionalmente. Sendo assim, testamos a hipótese de que os pontos antes e depois da manipulação experimental seriam mais distantes nos tratamentos M e MF. O cálculo das distâncias entre os pares de amostras foi realizado com a aplicação do teorema de Pitágoras ($h^2=a^2+b^2$), onde h representa a distância entre

os pontos no *biplot* gerado pela ordenação, *a* corresponde a diferença dos escores no eixo 1 e *b* corresponde a diferença dos escores no eixo 2 do *biplot*.

Em relação a diversidade funcional, avaliamos a estrutura do dendrograma funcional gerado a partir da matriz de características funcionais das espécies, de onde extraímos as métricas *distância média dos pares* (MPD) e *distância média do táxon mais próximo* (MNTD), assim como realizado por Hidasi-Neto et al. (2012). As métricas MPD e MNTD são medidas originalmente propostas para analisar a estrutura filogenética de comunidades (Webb, 2000), mas podem ser utilizadas para análise de dendrogramas funcionais, uma vez que apresentam a mesma estrutura das árvores filogenéticas (Pavoine & Bonsall, 2010). O MPD é a média das distâncias entre os pares de espécies que co-ocorrem na comunidade e é sensível as mudanças mais próximas à raiz, enquanto o MNTD que representa a média da distância entre os pares de espécies mais próximos é mais sensível a mudanças nos ramos terminais do dendrograma (Webb, 2000). A diferença dos valores obtidos antes e depois da manipulação experimental foi comparada pela análise de variância de uma via (Zar, 2009).

Para avaliar se as espécies coexistentes na comunidade são mais ou menos similares do que o esperado ao acaso, utilizamos modelos nulos para comparar os valores de MPD e MNTD observados em cada tratamento (controle, madeira e madeira e folhas) com o valor médio obtido em 1000 comunidades geradas aleatoriamente pelo algoritmo de troca independente, mantendo a riqueza e a frequência de espécies observadas nas comunidades nulas (Gotelli & Entsminger, 2001).

Em seguida, utilizamos os valores de MPD e MNTD para calcular o efeito padronizado da riqueza (SE), conhecidos respectivamente, como *índice de proximidade relativa* (NRI) e *índice de proximidade de táxon* (NTI) e obtidos pela fórmula abaixo:

$$SE = - \frac{(Métrica_{obs} - Métrica_{rnd})}{sd.Métrica_{rnd}}$$

Onde $Métrica_{obs}$ representa o valor observado de MPD ou MNTD, $Métrica_{rnd}$ é a métrica correspondente ao valor médio das comunidades aleatórias e $sd.Métrica_{rnd}$ é o desvio padrão dos 1000 valores aleatorizados.

Os valores de NRI e NTI indicam o grau de empacotamento (valores maiores que zero) ou dispersão funcional (valores menores que zero) da comunidade (ver Gomez et al., 2010; Hidas-Neto et al., 2012) e utilizamos o teste t para verificar se os valores de NRI e NTI são significativamente diferentes do esperado ao acaso (média = 0). Essas análises foram realizadas em ambiente e linguagem R (R Development Core Team, 2012) utilizando as funções *ses.mpd* e *ses.mntd* do pacote *picante* (Kembel et al., 2010). Em todos os casos consideramos $\alpha=0.05$.

Os dados referentes à diversidade, riqueza e abundância total e riqueza e abundância das guildas foram analisados utilizando modelos lineares mistos (LME) de medidas repetidas, tendo os riachos como fatores aleatórios e o período experimental (antes e depois) e os tratamentos (C, M e MF) como fatores fixos. As análises foram realizadas em ambiente e linguagem R (R Development Core Team, 2012) através da função *lme* no pacote *nlme* (Pinheiro et al., 2012). Quando os dados apresentavam distribuições não normais, foram transformados em raiz quadrada; Para controlar a violação de homogeneidade, foi utilizada a função *varIdent* que permite modelar variações diferentes para cada nível de um fator e pode ser usado para ajustar um modelo heterocedástico para os dados (Pinheiro & Bates 2000, Zuur et al., 2009). Posteriormente foi realizada uma análise de variância de uma via para verificar a significância dos termos de efeito fixo do modelo (i.e. período experimental e tratamentos).

Macroinvertebrados

As diferenças na composição de famílias entre os trechos de riachos antes e depois da manipulação experimental foram avaliadas no software Primer-e 6 (Clarke & Gorley 2006) por meio da análise de escalonamento não-métrico (MDS) com coeficiente de similaridade de Bray-Curtis, após transformação dos dados em raiz quadrada (que diminui a influência de famílias muito abundantes).

A diversidade taxonômica da comunidade de macroinvertebrados foi avaliada por meio da riqueza e diversidade, considerando as famílias como Unidades Taxonômicas Observáveis (UTO's). A riqueza de famílias foi obtida pela contagem direta de morfo-espécies em cada unidade amostral e a diversidade de famílias foi medida através do índice de Shannon-Wiener (H'), onde n representa o número total de famílias e pf a frequência relativa da família f .

$$H' = -\sum_{f=1}^n p_f \cdot \log p_f$$

Do ponto de vista funcional, as famílias de invertebrados foram agrupadas em cinco grupos funcionais distintos, de acordo com o proposto por Cummins (1973) e Cummins et al. (2005), sendo eles:

- *Fragmentadores*: aqueles que se alimentam diretamente de grandes pedaços de matéria orgânica e bactérias e fungos associados.
- *Filtradores*: aqueles que possuem anatomia especializada para remover partículas finas, menores que 1mm, da coluna d'água.
- *Coletores*: animais que capturam alimento depositado no leito, principalmente matéria orgânica particulada fina (FPOM).
- *Raspadores*: aqueles que apresentam aparelho bucal especializado para pastar ou raspar materiais sobre rochas ou substratos orgânicos, alimentando-se de perífiton, algas ou da microbiota associada.
- *Predadores*: aqueles que se alimentam de outros animais, engolindo-os ou sugando seu conteúdo corporal.

Assim como realizado para a ictiofauna, os dados referentes à diversidade, riqueza e abundância total e riqueza e abundância das guildas foram analisados utilizando modelos lineares mistos (LME) de medidas repetidas, tendo os riachos como fatores aleatórios e o período experimental (antes e depois) e os tratamentos (C, M e MF) como fatores fixos. As análises foram realizadas em ambiente e linguagem *R Studio* através da função *lme* no pacote *nlme* (R Development Core Team, 2012). Quando os dados apresentavam distribuições não normais, foram transformados em raiz quadrada. Para controlar a violação de homogeneidade, foi utilizada a função *varIdent* que permite modelar variações diferentes para cada nível de um fator e pode ser usado para ajustar um modelo heterocedástico para os dados (Pinheiro & Bates 2000, Zuur et al., 2009). Posteriormente foi realizada uma análise de variância de uma via para verificar a significância dos termos de efeito fixo do modelo (i.e. período experimental e tratamentos). Devido a grande quantidade de material coletado, as análises com as comunidades de macroinvertebrados ficaram restritas a três pontos experimentais (P3, P4 e P6).

RESULTADOS

Alterações físicas

Ao final do período experimental restaram apenas seis riachos em que podemos avaliar os três tratamentos. Em dois riachos (P2 e P5), as estruturas foram cobertas pelo sedimento e inviabilizaram a reamostragem (Figura 4).

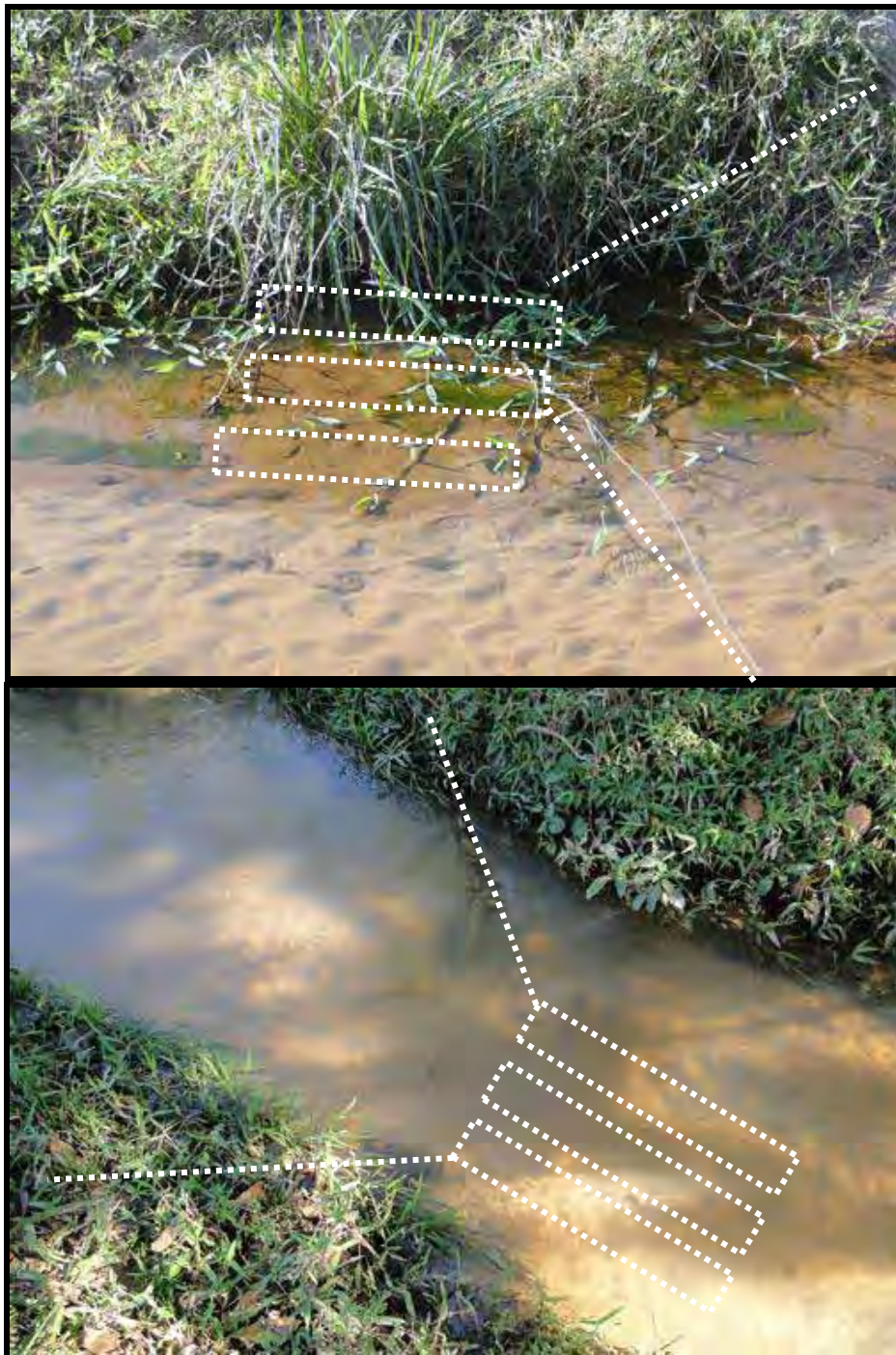


Figura 4. Registro fotográfico das estruturas soterradas em P2 e P5. As linhas pontilhadas em branco representam o local onde estavam as estruturas e os fios de arame.

A escala de modificação não foi suficiente para promover alterações significativas em relação à profundidade média dos trechos (teste t dependente: $t=1,014$ e $p=0,356$, para o tratamento controle; $t=0,096$ e $p=0,927$ para o tratamento madeira; $t=0,405$ e $p=0,702$, para o tratamento madeira e folhas – figura 4) e a redução da velocidade da água nos trechos controle, demonstra que a redução nos trechos que receberam as estruturas de madeira ocorreu devido ao prolongamento do período de estiagem e não à manipulação experimental (teste t dependente: $t=3,241$ e $p=0,02$, para o tratamento controle; $t=4,209$ e $p=0,008$ para o tratamento madeira; $t=1,571$ e $p=0,088$, para o tratamento madeira e folhas - Figura 5).

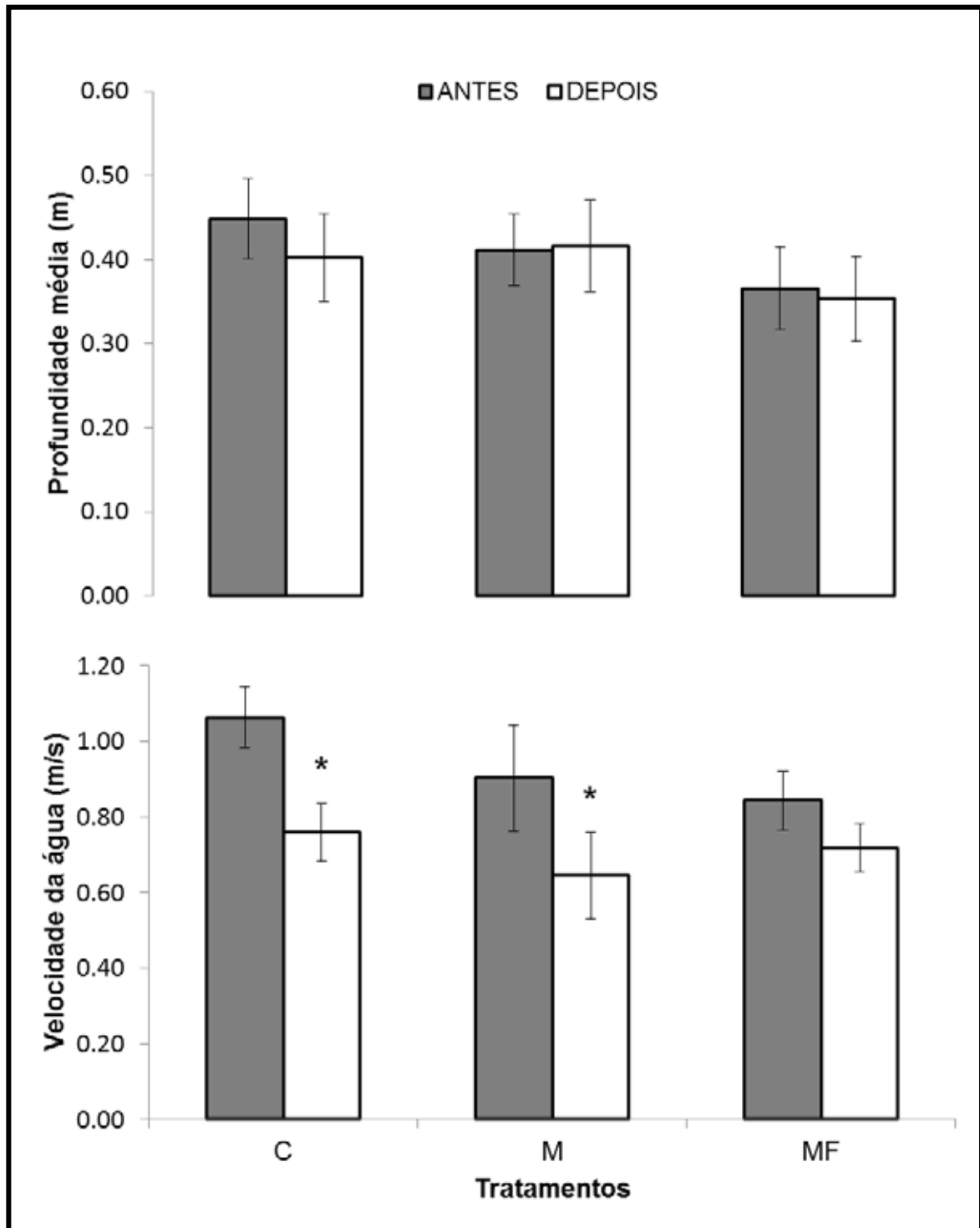


Figura 5. Variação da profundidade (média \pm EP) e da velocidade da água (média \pm EP) nos diferentes tratamentos (n=6): controle (C), Madeira (M) e madeira e folhas (MF). Os asteriscos indicam diferenças estatísticas significantes. Teste t dependente; $\alpha=0,05$.

A avaliação do incremento da heterogeneidade de hábitat por meio do IDE revelou que a manipulação experimental foi capaz de aumentar a diversidade de hábitats (Teste t dependente: $t=0,254$ e $p=0,809$, para o tratamento controle; $t= -3,7$

e $p=0,013$, para o tratamento madeira; $t=-7,42$ e $p=0,001$, para o tratamento madeira e folhas) nos trechos selecionados (Figura 6) e proporcionou o surgimento de novos ambientes com aumento na oferta de recursos alimentares, passíveis de serem explorados pela biota local.

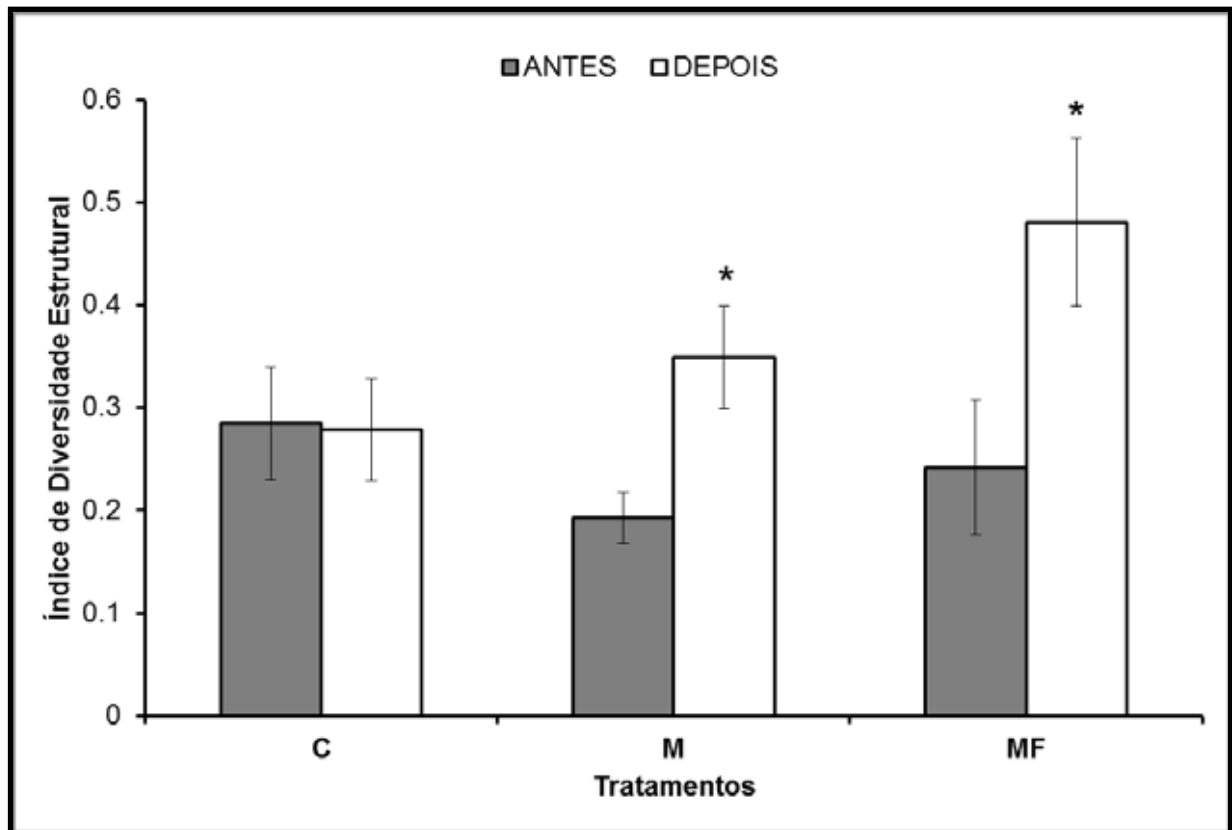


Figura 6. Média (\pm EP) do Índice de diversidade estrutural interna (IDE) antes e depois da manipulação experimental nos diferentes tratamentos ($n=6$): controle (C), Madeira (M) e madeira e folhas (MF). O asterisco indica diferenças estatísticas significantes. Teste t dependente; $\alpha=0,05$.

Dentre as principais alterações ocasionadas pela fixação das estruturas de madeira, podemos citar o aprisionamento de material orgânico favorecido pela presença da madeira que retinha parcialmente o fluxo d'água e funcionava como área de sedimentação para a matéria orgânica particulada fina (FPOM) (Figura 7).

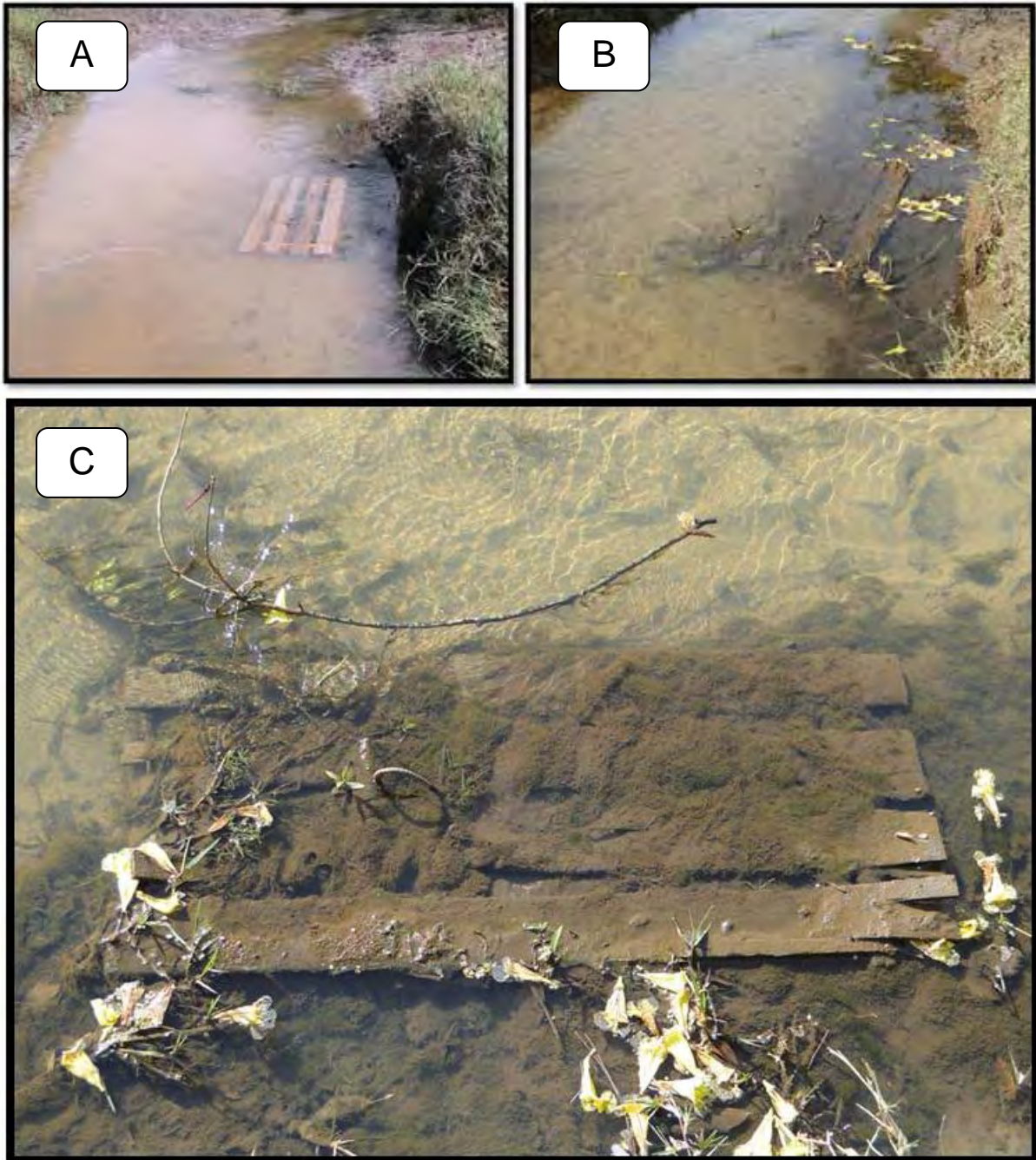


Figura 7. Trecho experimental evidenciando a retenção de material orgânico proporcionada pela presença da estrutura de madeira. (A) Trecho em P3 no dia da montagem do experimento; (B) trecho em P3 após o período experimental e (C) detalhe da estrutura em P3.

Além disso, em alguns casos, as estruturas atuaram como substrato para o crescimento de gramíneas no interior do riacho (Figura 8A) e diversos itens carregados pela correnteza (principalmente restos vegetais) ficavam retidos nos fios de arame que amarravam as estruturas (Figura 8B e 8C) ampliando a oferta de ambientes disponíveis à colonização.

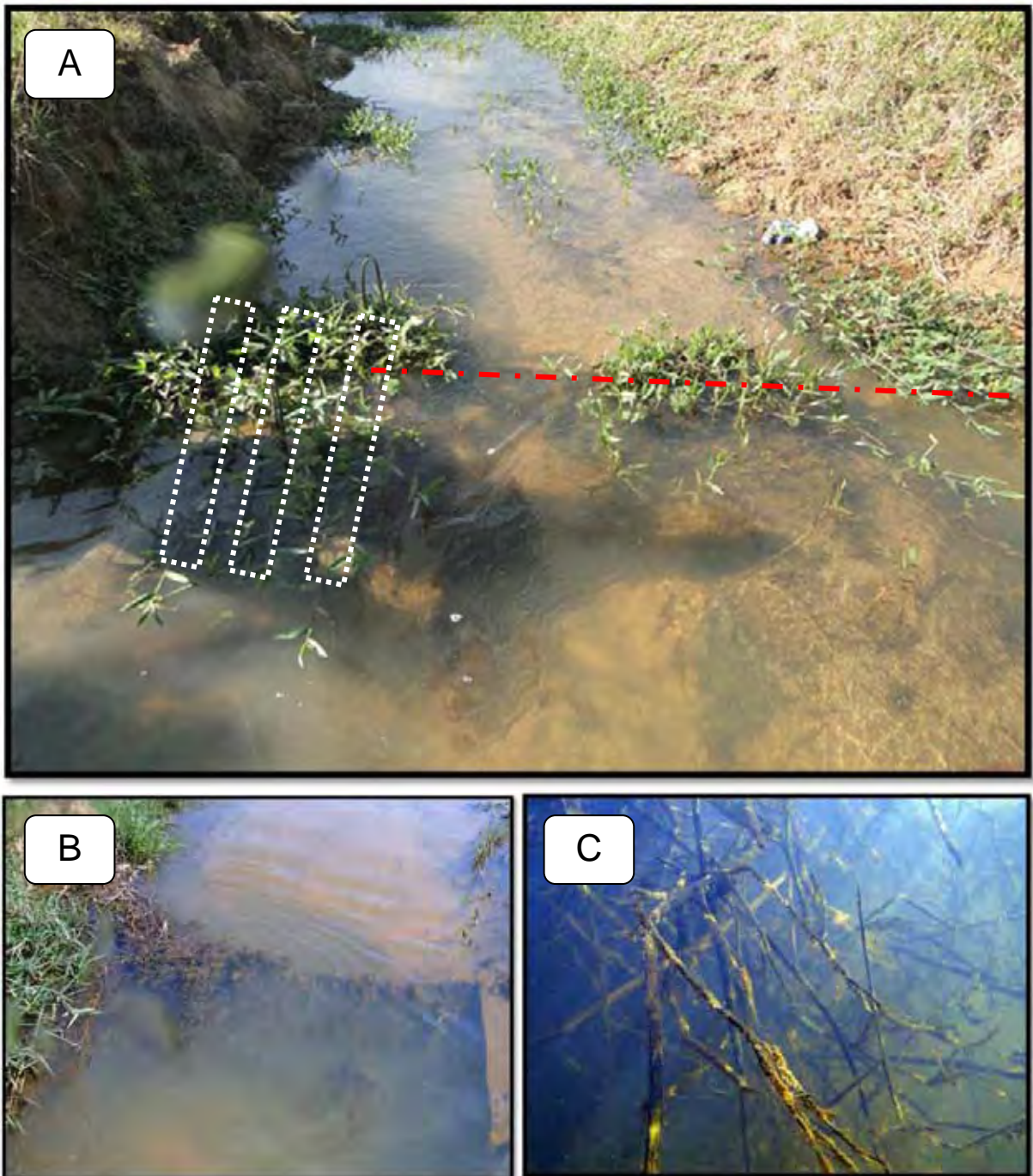


Figura 8. Alterações estruturais dos trechos experimentais. (A) Trecho em P2 onde a estrutura de madeira (linha pontilhada em branco) serviu de substrato para o crescimento de gramíneas no interior do canal e o fio de arame (linha tracejada em vermelho) reteve algumas macrófitas carregadas pela correnteza; (B) Trecho experimental em P8 evidenciando a retenção de macrófitas no fio de arame que levou ao aumento da profundidade do trecho; (C) vista subaquática do emaranhado de material vegetal retido no fio de arame que pode ser explorado pela biota aquática.

Outra alteração importante foi o incremento de algas (Figura 9A e 9B) e perífiton (Figura 9C) nas estruturas de madeira.

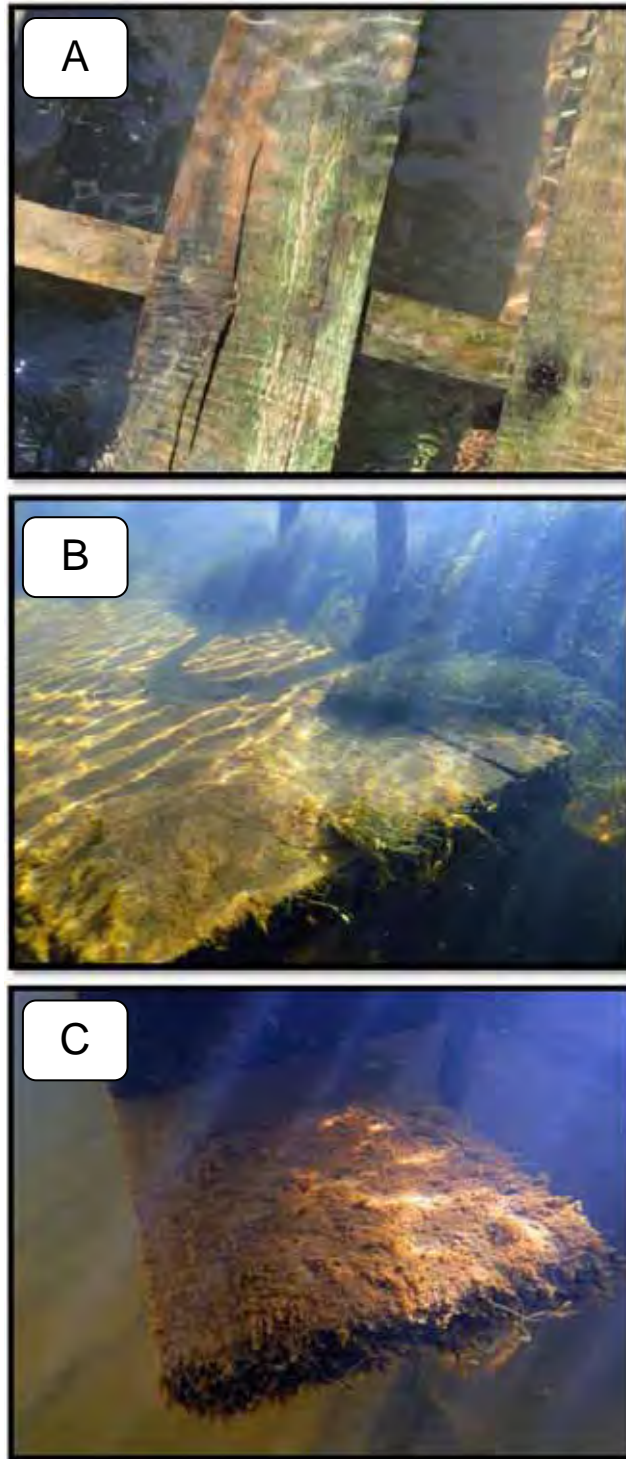


Figura 9. Imagens das estruturas submersas evidenciando o crescimento de algas (A) e (B) e perífiton (C).

Uso de hábitat

Durante as observações, encontramos alguns peixes com hábito perifítico (*Hypostomus ancistroides* e *Hypostomus nigromaculatus*) forrageando pela madeira coberta por algas e perifíton, indicando que as estruturas podem servir como área de forrageamento para essas espécies. Além disso, encontramos diversos macroinvertebrados em meio às folhas aprisionadas pelas estruturas, que juntamente com os sachês de folhas, serviram de abrigo e/ou alimento aos animais ali presentes. Nesse sentido, destacamos os representantes da família Calamoceratidae (Trichoptera) que podem ter utilizado as folhas dos sachês para a confecção de cápsulas protetoras (Figura 10A e 10B) e a elevada abundância de larvas de simúlídeos fixadas no material vegetal aderido aos fios de arame (Figura 10C), utilizando-os como substrato de fixação para filtrar itens carreados pela corrente de água.

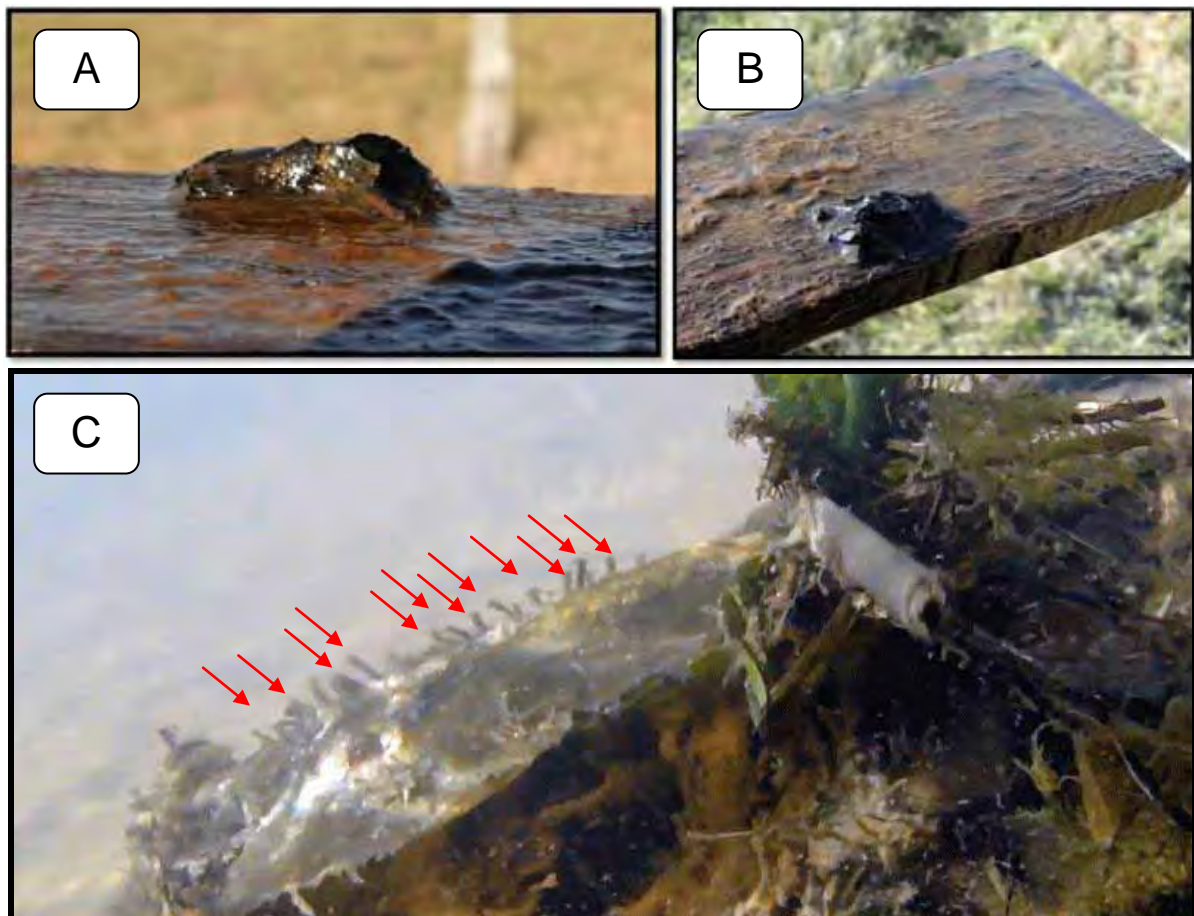


Figura 10. Registro fotográfico de macroinvertebrados explorando as estruturas. (A) e (B) exemplares da família Calamoceratidae sobre a estrutura de madeira; e (C) simúlídeos (destacados pelas setas vermelhas) fixados sobre folha retida pela estrutura utilizada para incrementar a diversidade estrutural no interior dos riachos.

Peixes

Foram coletados 1.213 peixes, pertencentes a 31 espécies, 11 famílias e cinco ordens (APÊNDICES B – I). As ordens Characiformes (38,7%) e Siluriformes (32,3%) foram as mais representativas totalizando 70,1% das espécies registradas. Characidae foi a família com maior representatividade, apresentando nove espécies, seguida por Cichlidae com cinco, Loricariidae com quatro, Heptapteridae e Callichthyidae com três e Poeciliidae com duas espécies. As famílias Crenuchidae, Curimatidae, Erithrynidae, Gymnotidae e Synbranchidae foram representadas por apenas uma espécie cada (APÊNDICE B).

A análise de ordenação (MDS) revelou comunidades muito semelhantes antes e depois da manipulação experimental, não demonstrando influência da oferta de micro-hábitas sobre a composição de espécies nos trechos avaliados (Figura 11).

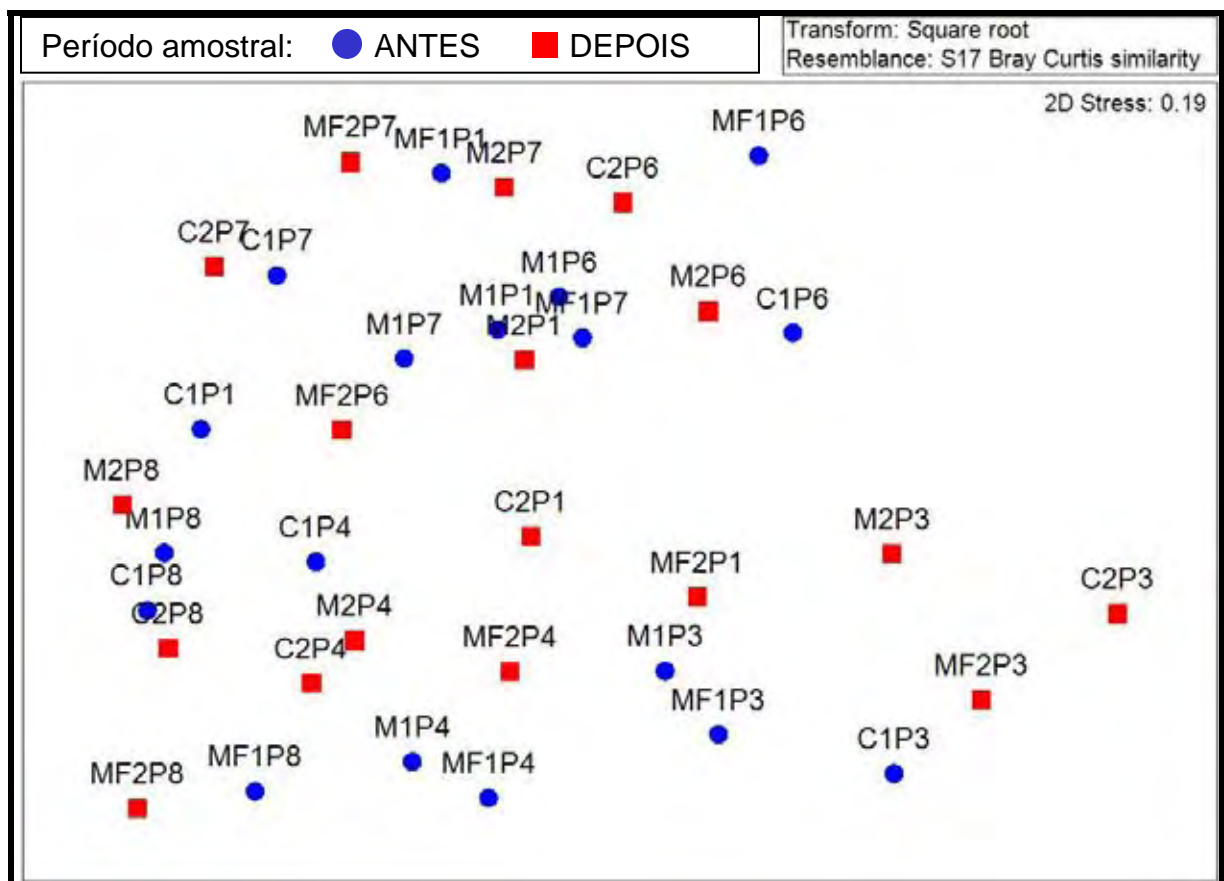


Figura 11. MDS das comunidades de peixes. O primeiro conjunto de letras (C, M e MF) representa o tratamento e os números indicam o período experimental (1 = “antes” e 2 = “depois”). As siglas P1, P3, P4, P6, P7 e P8 referem-se aos riachos amostrados.

A oferta de micro-habitats artificiais não afetou a riqueza (ANOVA LME, $F_{2,24}=0,959$, $p=0,397$) e diversidade taxonômica (ANOVA LME, $F_{2,24}=0,378$, $p=0,689$) e nem a abundância total (ANOVA LME, $F_{2,24}=0,518$, $p=0,602$) de peixes (Figura 12). Também não favoreceu as diferentes guildas baseadas no uso de habitat: peixes que utilizam a margem (ANOVA LME, riqueza: $F_{2,24}=0,951$, $p=0,400$; abundância: $F_{2,24}=0,080$, $p=0,924$ – Figura 13); espécies que apresentam alta afinidade por substrato estável (ANOVA LME, riqueza: $F_{2,24}=1,516$, $p=0,239$; abundância: $F_{2,24}=2,758$, $p=0,083$ – Figura 14); espécies nectônicas (ANOVA LME, riqueza: $F_{2,24}=1,100$, $p=0,349$; abundância: $F_{2,24}=0,844$, $p=0,442$ – Figura 15). Não influenciou as espécies que coletam itens na coluna d'água (ANOVA LME, riqueza: $F_{2,24}=1,276$, $p=0,297$; abundância: $F_{2,24}=0,541$, $p=0,589$ – Figura 16); espécies com hábito pastador (ANOVA LME, riqueza: $F_{2,24}=2,547$, $p=0,099$; abundância: $F_{2,24}=1,241$, $p=0,307$ – Figura 17); espécies especuladoras de substrato (ANOVA LME, riqueza: $F_{2,24}=0,272$, $p=0,764$; abundância: $F_{2,24}=0,541$, $p=0,589$ – Figura 18); predadores por espreita (ANOVA LME, riqueza: $F_{2,24}=0,953$, $p=0,399$; abundância: $F_{2,24}=1,100$, $p=0,349$ – Figura 19), ou espécies detritívoras (ANOVA LME, riqueza: $F_{2,24}=0,504$, $p=0,609$; abundância: $F_{2,24}=0,505$, $p=0,610$ – Figura 20).

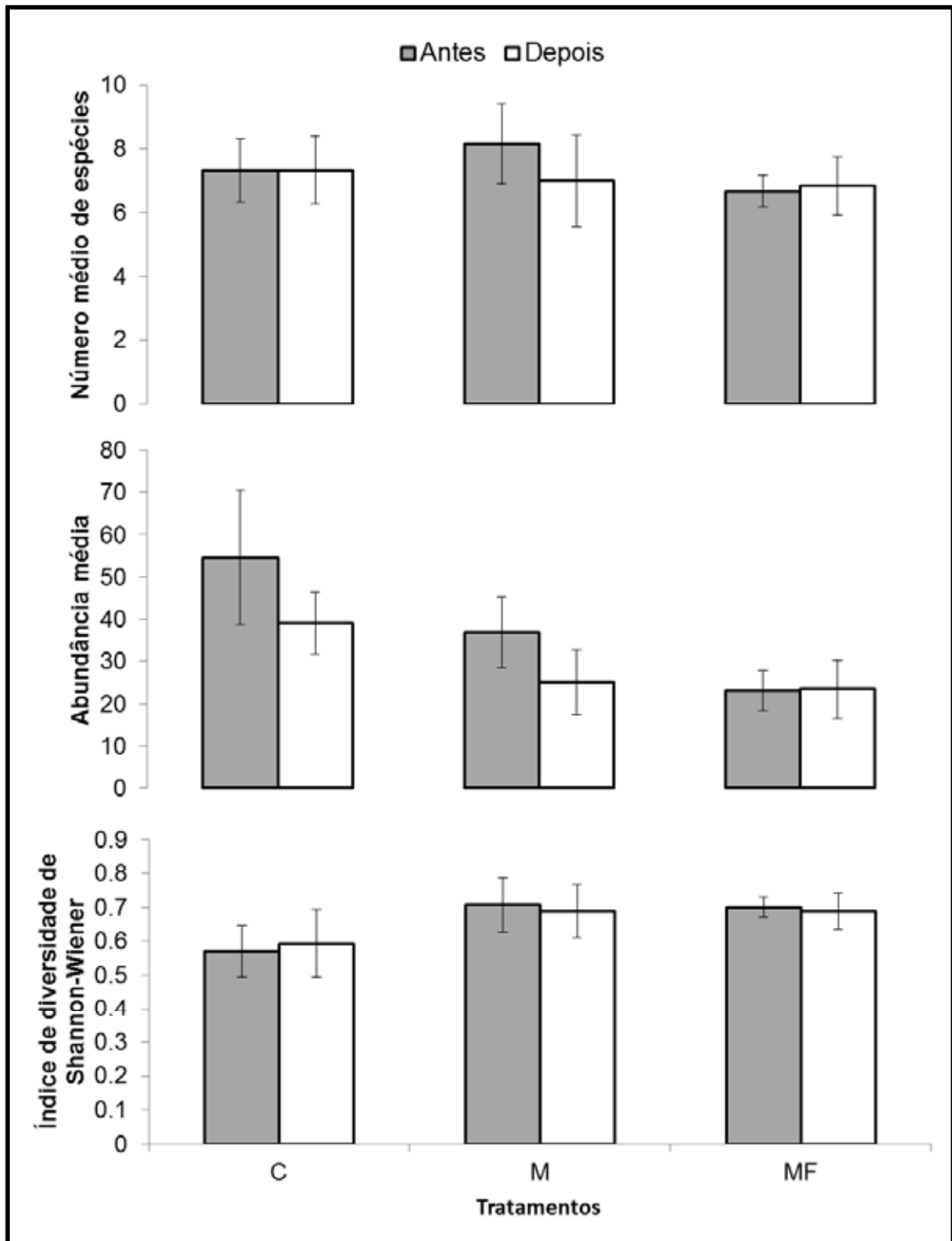


Figura 12. Descritores da diversidade taxonômica nas comunidades de peixes antes e depois da manipulação experimental: Número médio de espécies (\pm EP), abundância média (\pm EP) e índice de diversidade de Shannon-Wiener (\pm EP) nos diferentes tratamentos (n=6): controle (C), Madeira (M) e madeira e folhas (MF). ANOVA LME; $\alpha=0,05$.

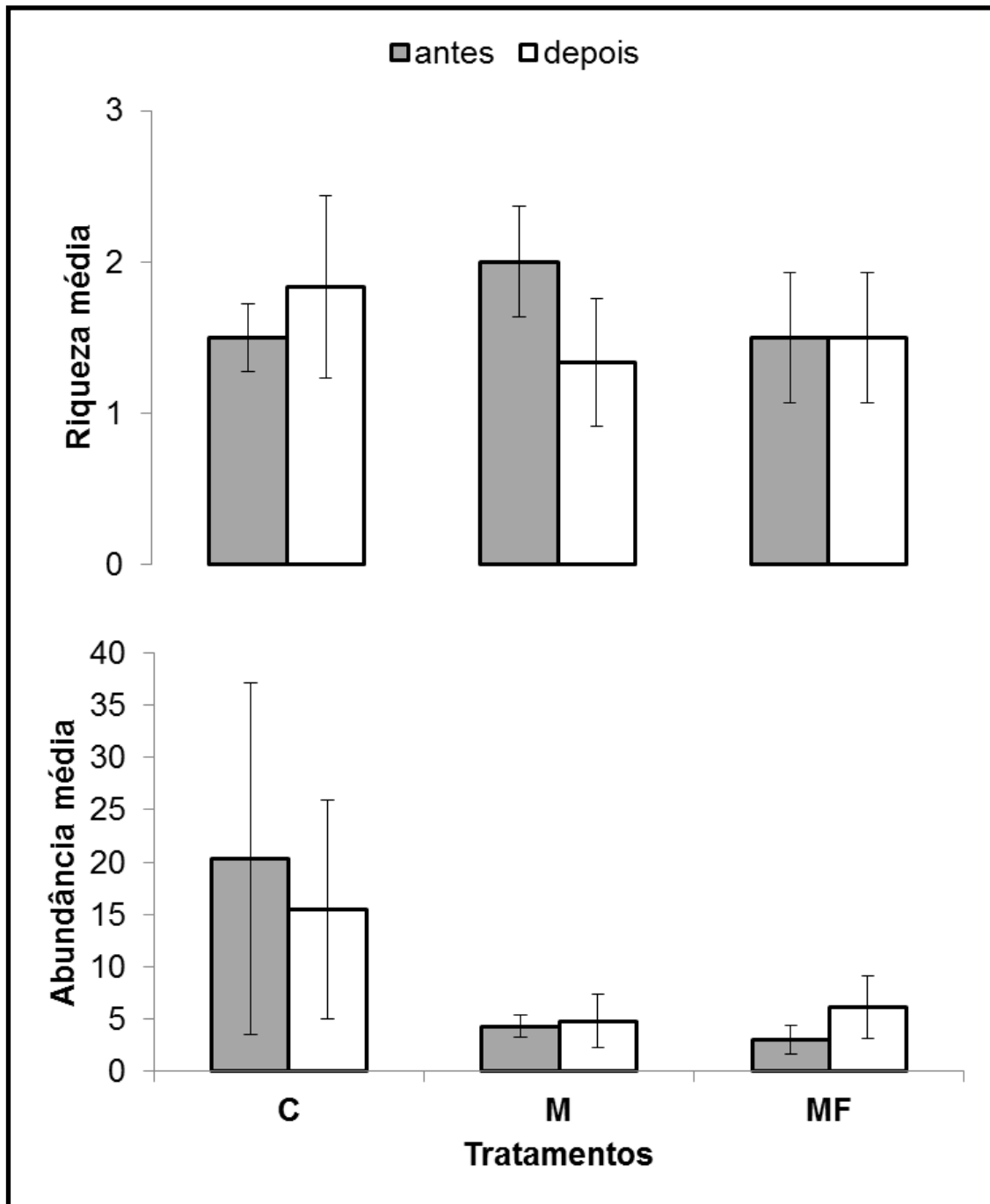


Figura 13. Riqueza e abundância (média \pm EP) de espécies que exploram as margens nos diferentes tratamentos (n=6): controle (C), Madeira (M) e madeira e folhas (MF). ANOVA LME; $\alpha=0,05$.

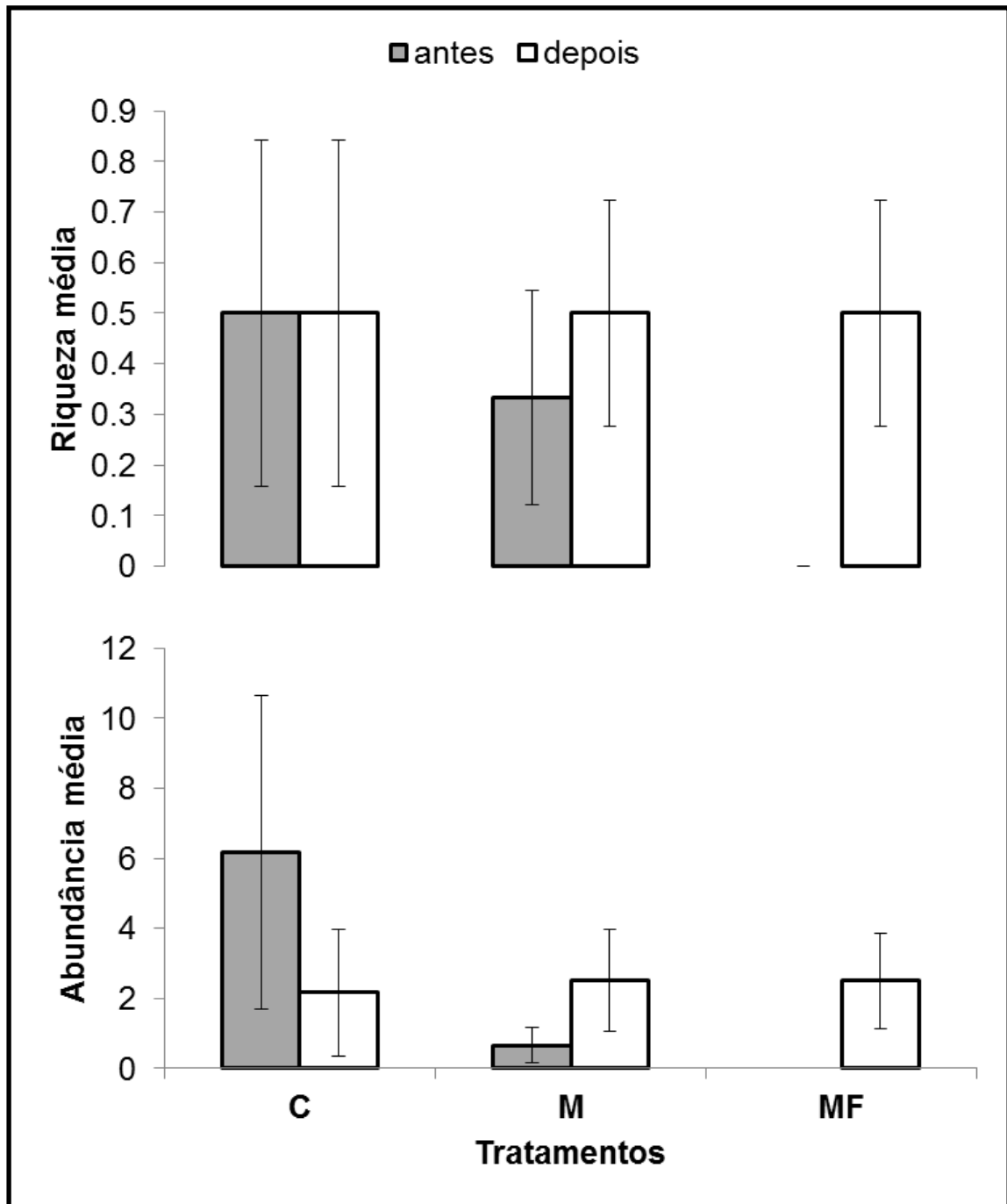


Figura 14. Riqueza e abundância (média \pm EP) de espécies que apresentam alta afinidade por substratos estáveis nos diferentes tratamentos (n=6): controle (C), Madeira (M) e madeira e folhas (MF). ANOVA LME; $\alpha=0,05$.

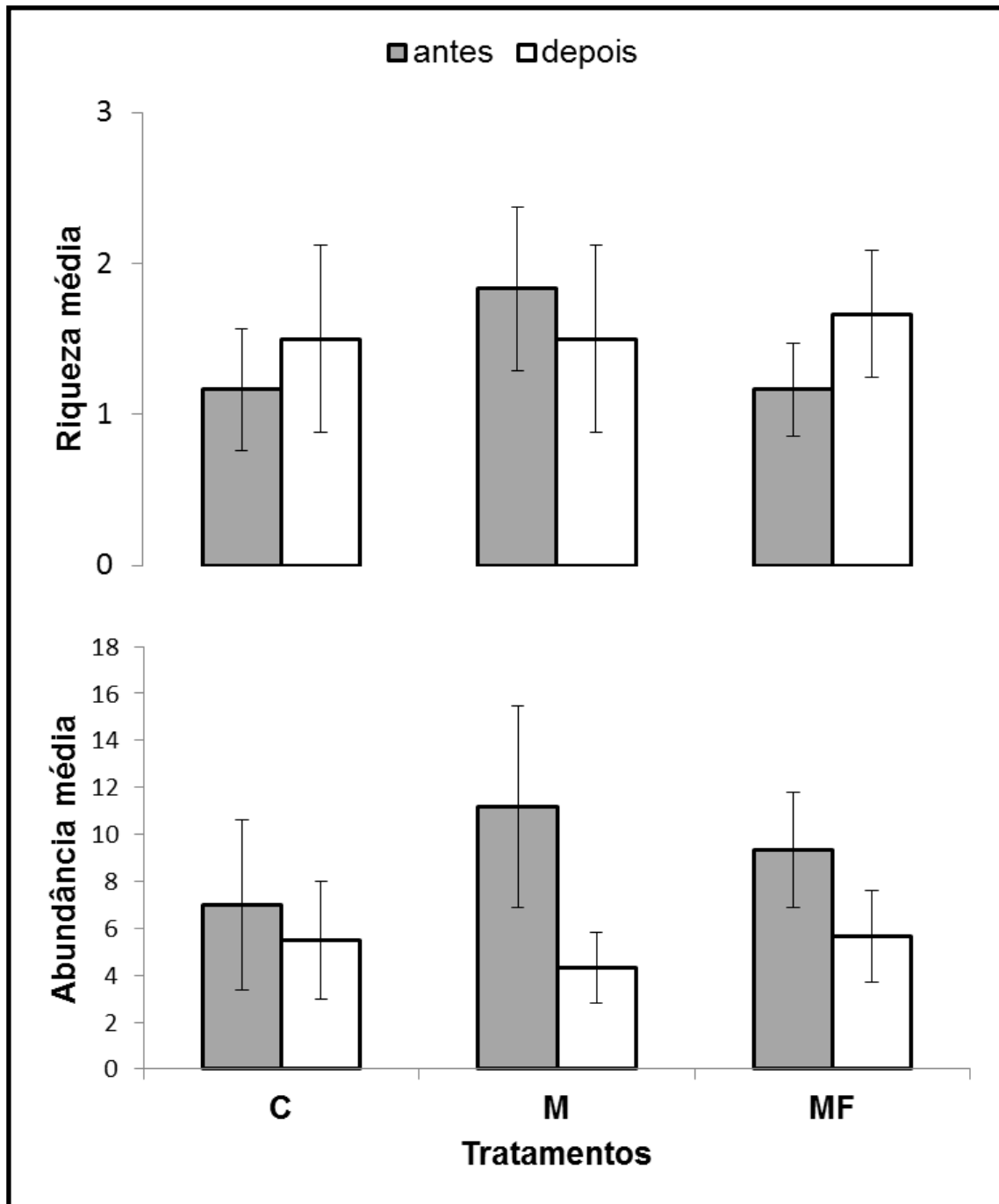


Figura 15. Riqueza e abundância (média \pm EP) de espécies nectônicas nos diferentes tratamentos (n=6): controle (C), Madeira (M) e madeira e folhas (MF). ANOVA LME; $\alpha=0,05$.

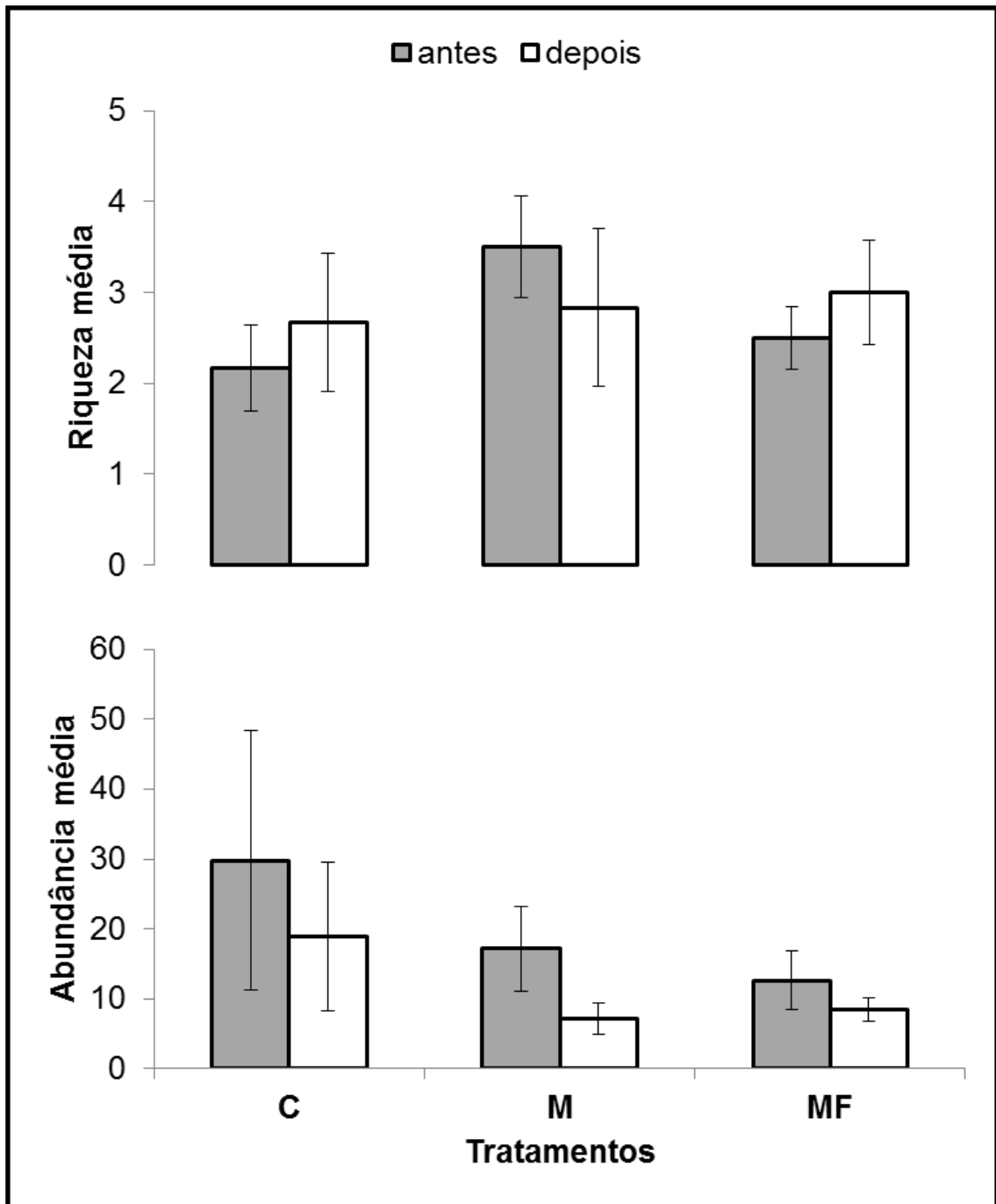


Figura 16. Riqueza e abundância (média \pm EP) de espécies que coletam itens na coluna d'água nos diferentes tratamentos (n=6): controle (C), Madeira (M) e madeira e folhas (MF). ANOVA LME; $\alpha=0,05$.

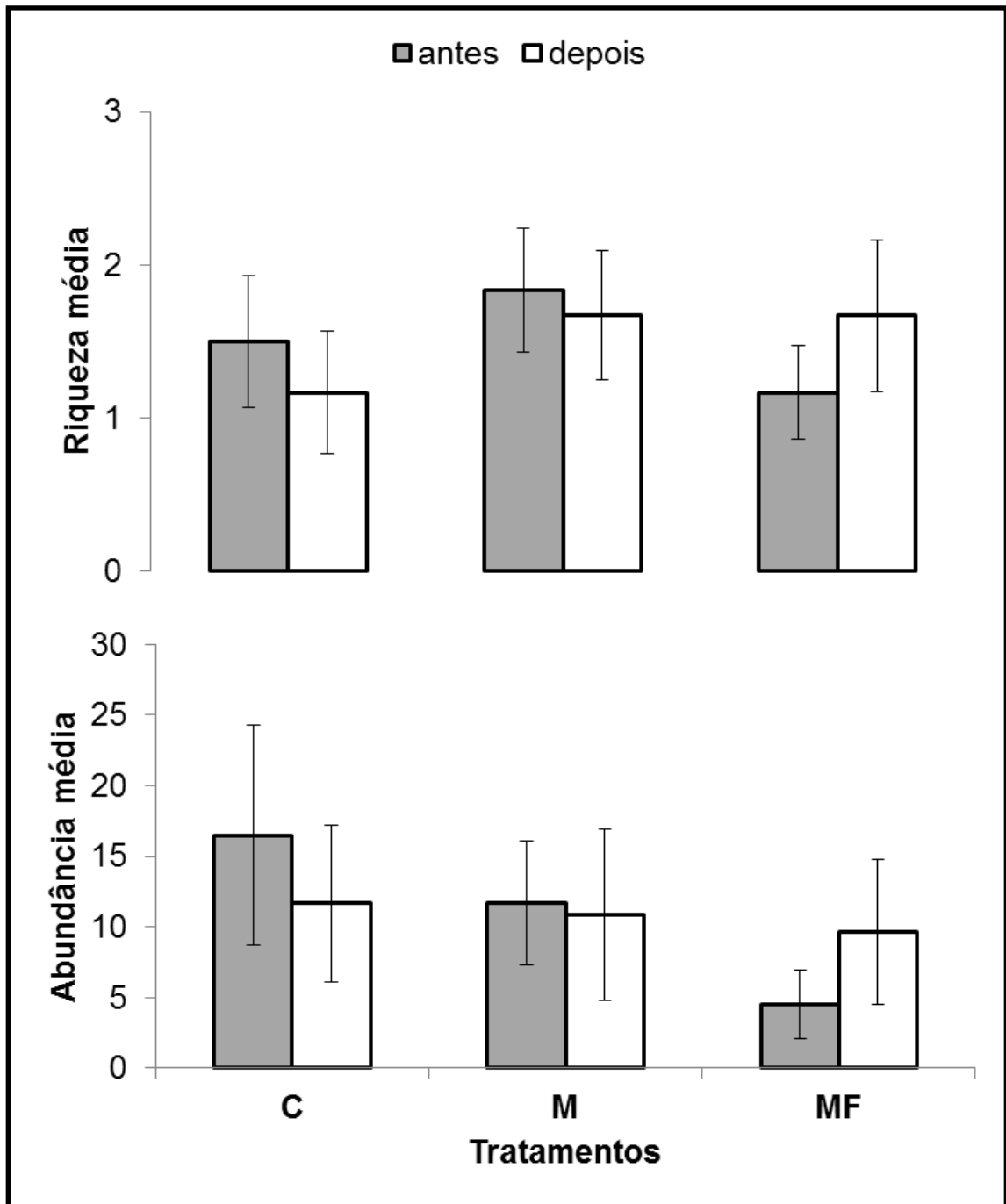


Figura 17. Riqueza e abundância (média \pm EP) de espécies com hábito pastorador nos diferentes tratamentos (n=6): controle (C), Madeira (M) e madeira e folhas (MF). ANOVA LME; $\alpha=0,05$.

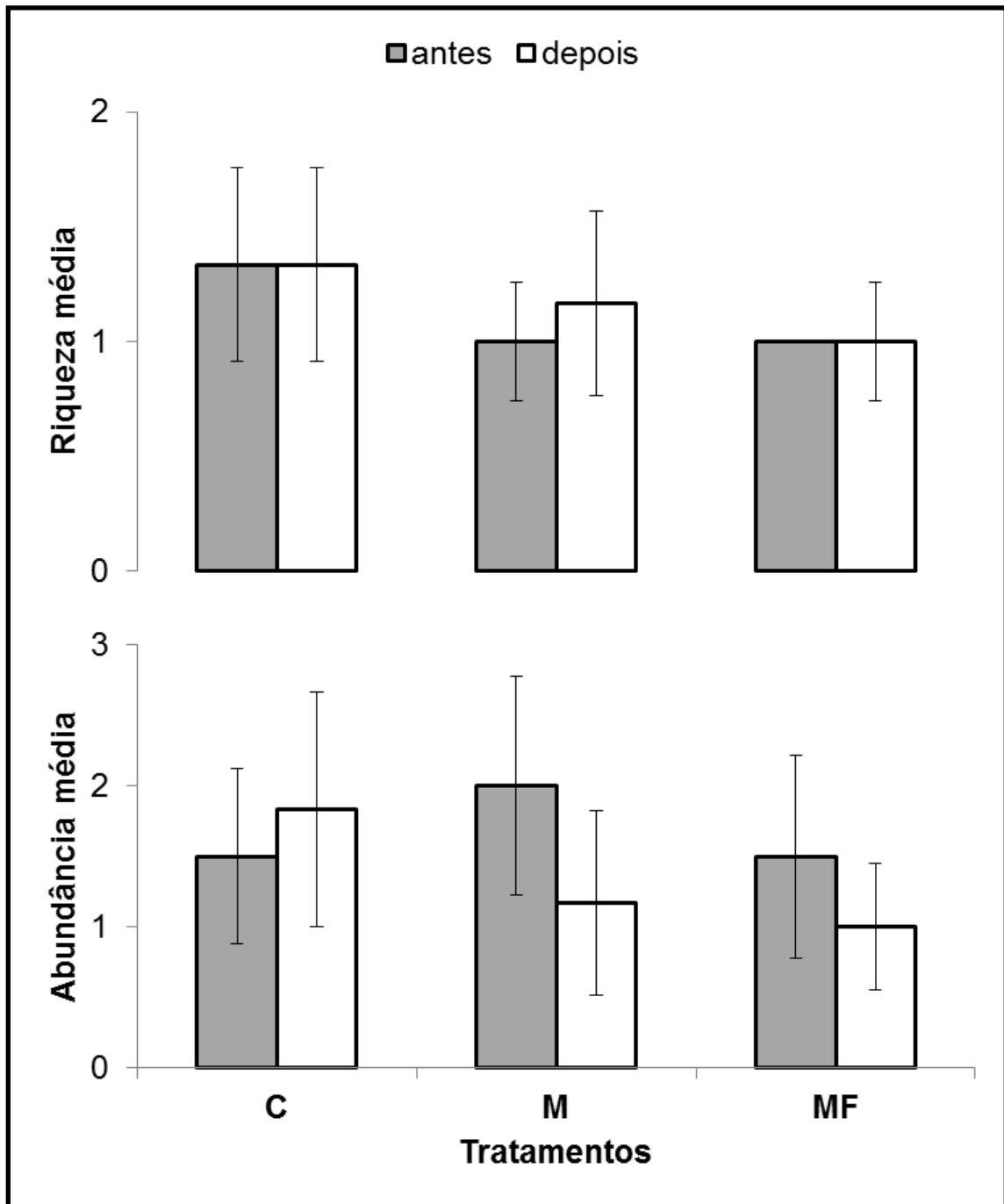


Figura 18. Riqueza e abundância (média \pm EP) de espécies especuladoras de substrato nos diferentes tratamentos (n=6): controle (C), Madeira (M) e madeira e folhas (MF). ANOVA LME; $\alpha=0,05$.

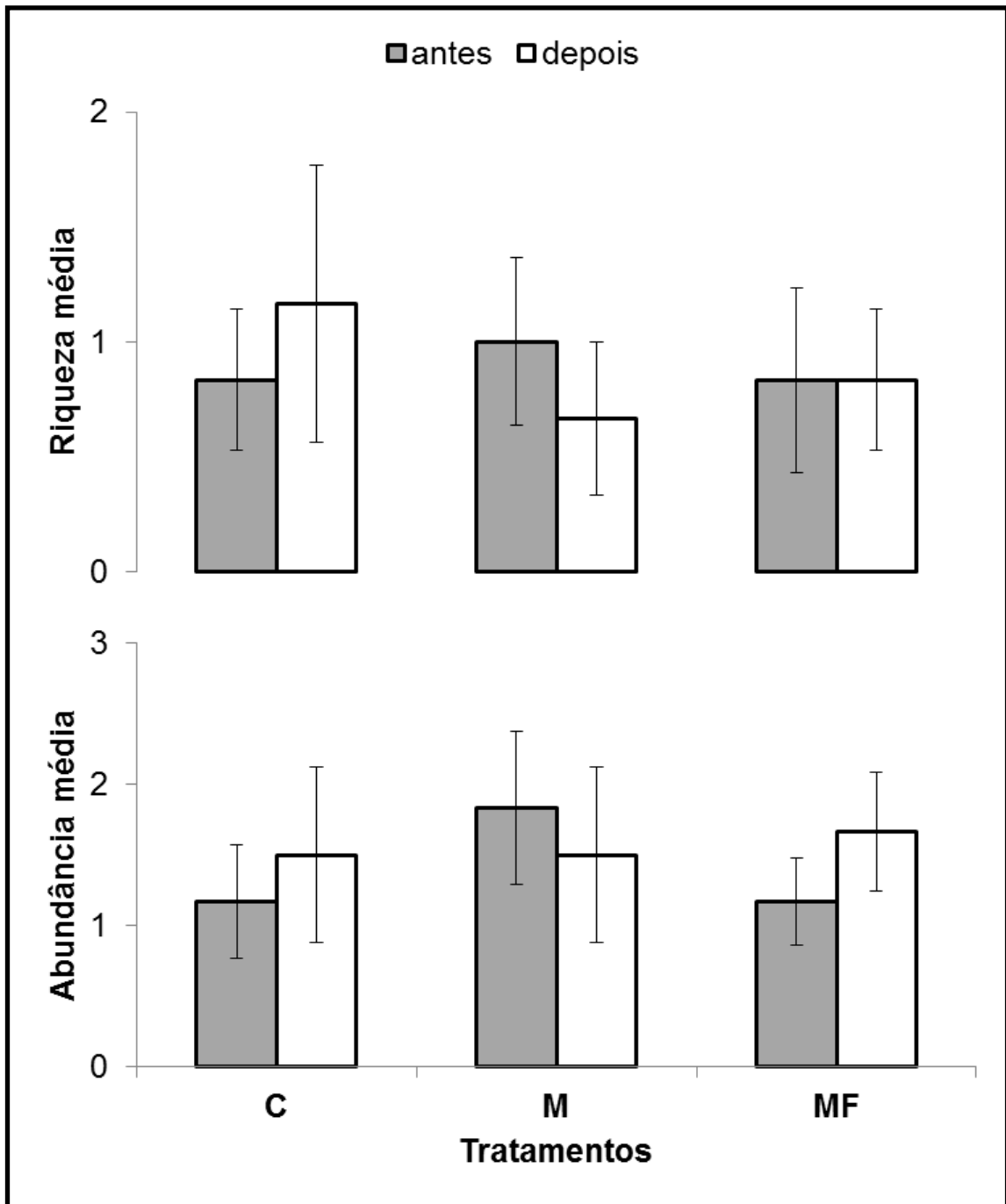


Figura 19. Riqueza e abundância (média \pm EP) de espécies predadoras nos diferentes tratamentos (n=6): controle (C), Madeira (M) e madeira e folhas (MF). ANOVA LME; $\alpha=0,05$.

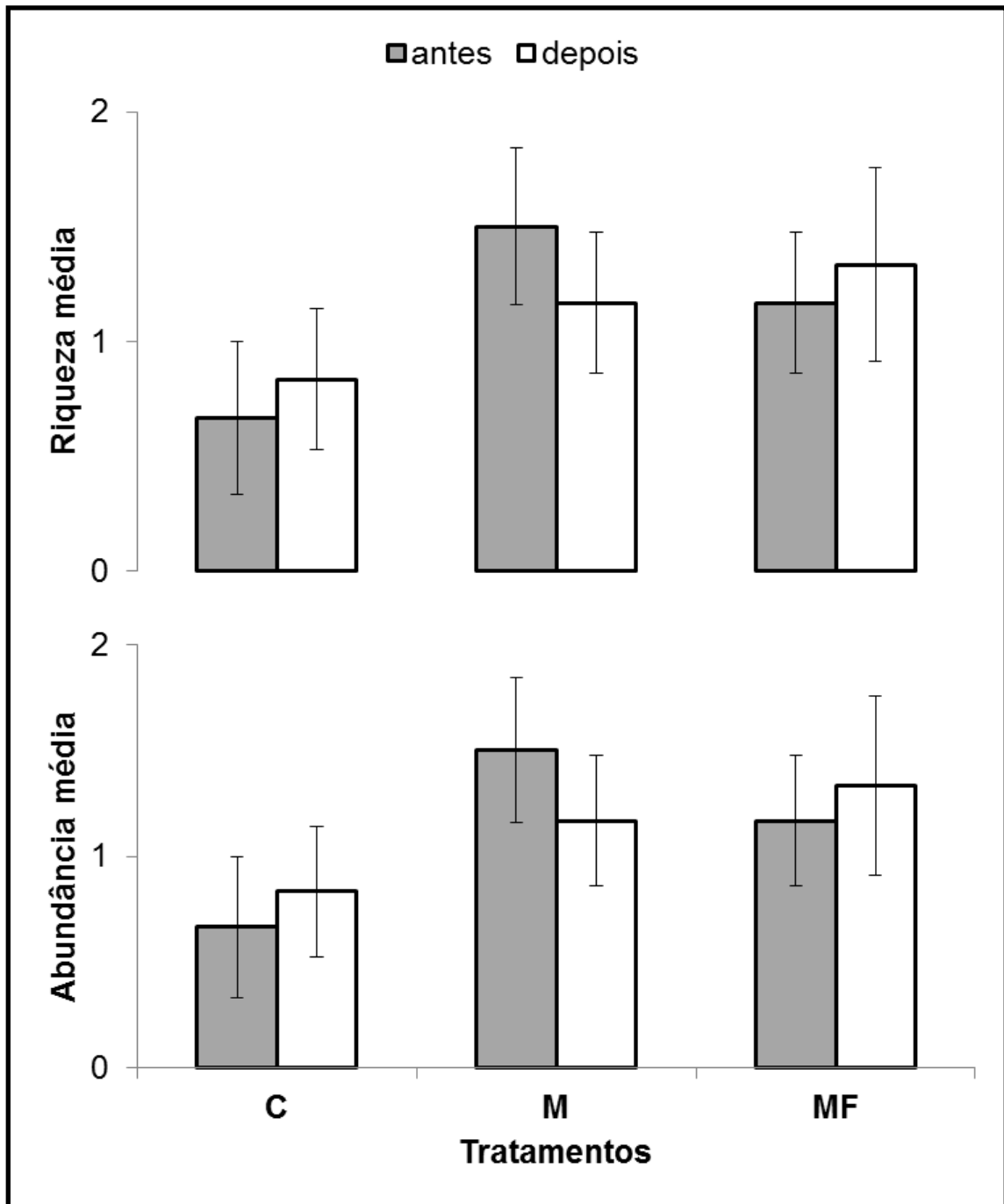


Figura 20. Riqueza e abundância (média \pm EP) de espécies detritívoras nos diferentes tratamentos (n=6): controle (C), Madeira (M) e madeira e folhas (MF). ANOVA LME; $\alpha=0,05$.

As análises funcionais não revelaram alteração na composição (One-Way ANOVA, DPCoA baseado em uma matriz de abundância: $F_{2,15}=1,619$, $p=0,231$; DPCoA baseado em uma matriz de presença e ausência: $F_{2,15}=0,563$, $p=0,586$ – Figura 21) ou diversidade funcional da comunidade (One-Way ANOVA, MPD: $F_{2,15}=1,715$, $p=0,212$; MNTD: $F_{2,15}=0,063$, $p=0,939$ – Figura 22). Além disso, a diversidade funcional das comunidades de peixes nos diferentes tratamentos foi

igual ao esperado pelo acaso, não revelando influencia da manipulação experimental (teste t independente, NRI, controle: $t=0,078$, $p=0,941$; madeira: $t=1,188$, $p=0,288$; madeira e folhas: $t=-0,501$, $p=0,638$ e NTI, controle: $t=-0,655$, $p=0,541$; madeira: $t=0,318$, $p=0,763$; madeira e folhas: $t=-0,348$, $p=0,742$ – Figura 23).

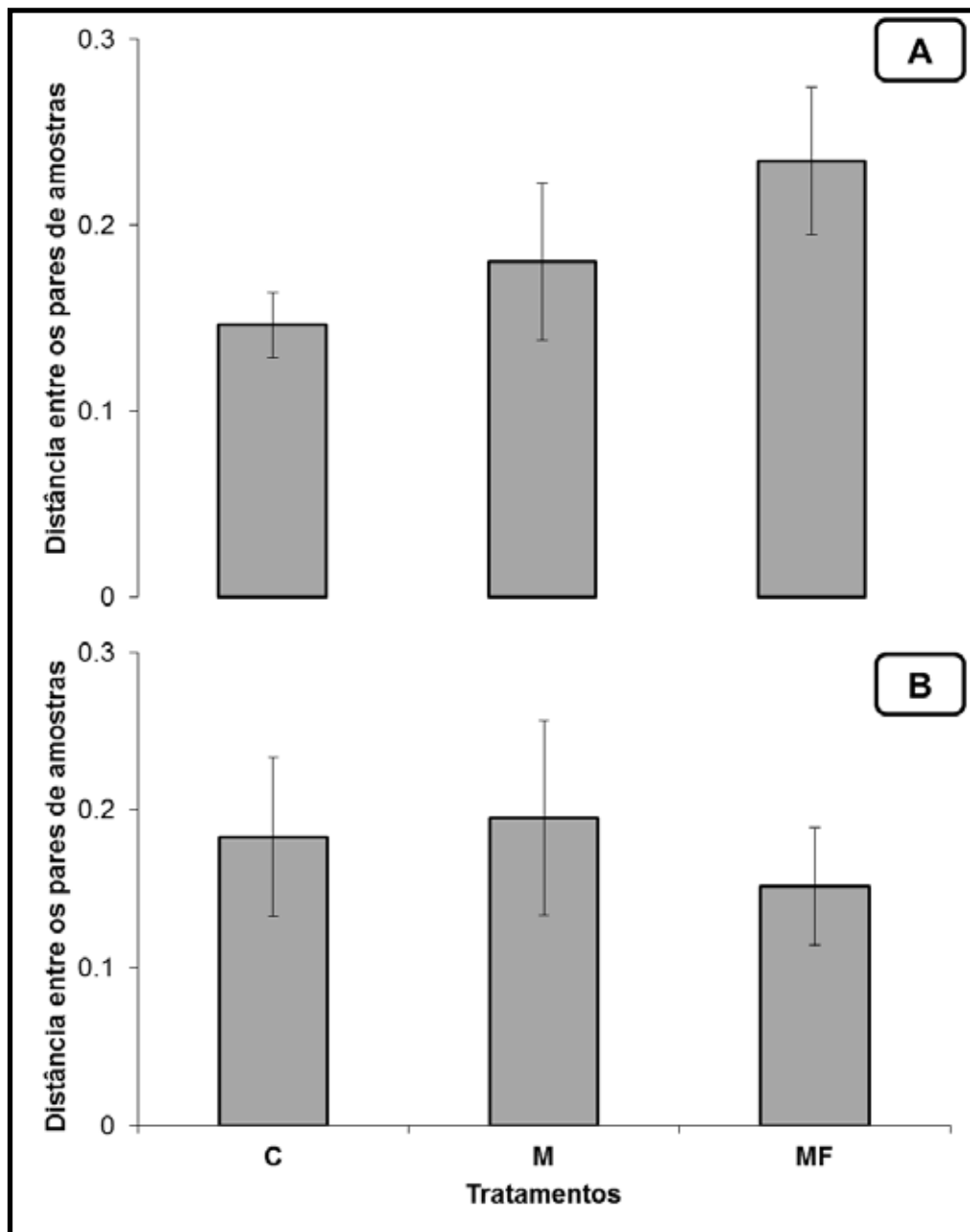


Figura 21. Distância entre os pares de amostras da DPCoA (média \pm EP), para os tratamentos ($n=6$): controle (C), madeira (M) e madeira e folhas (MF), considerando a matriz de abundância (A) e a matriz de presença-ausência (B). One-way ANOVA. $\alpha=0,05$.

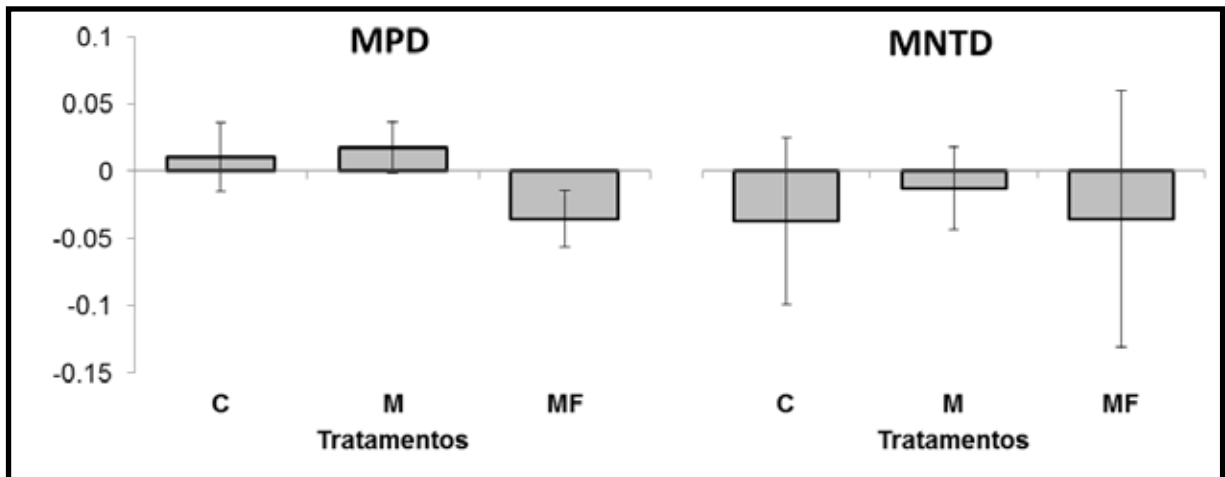


Figura 22. Diferença entre os pares de valores para distância média dos pares (MPD) e distância do táxon mais próximo (MNTD) (média \pm EP), nos diferentes tratamentos (n=6): controle (C), madeira (M) e madeira e folhas (MF). One-way ANOVA. $\alpha=0,05$.

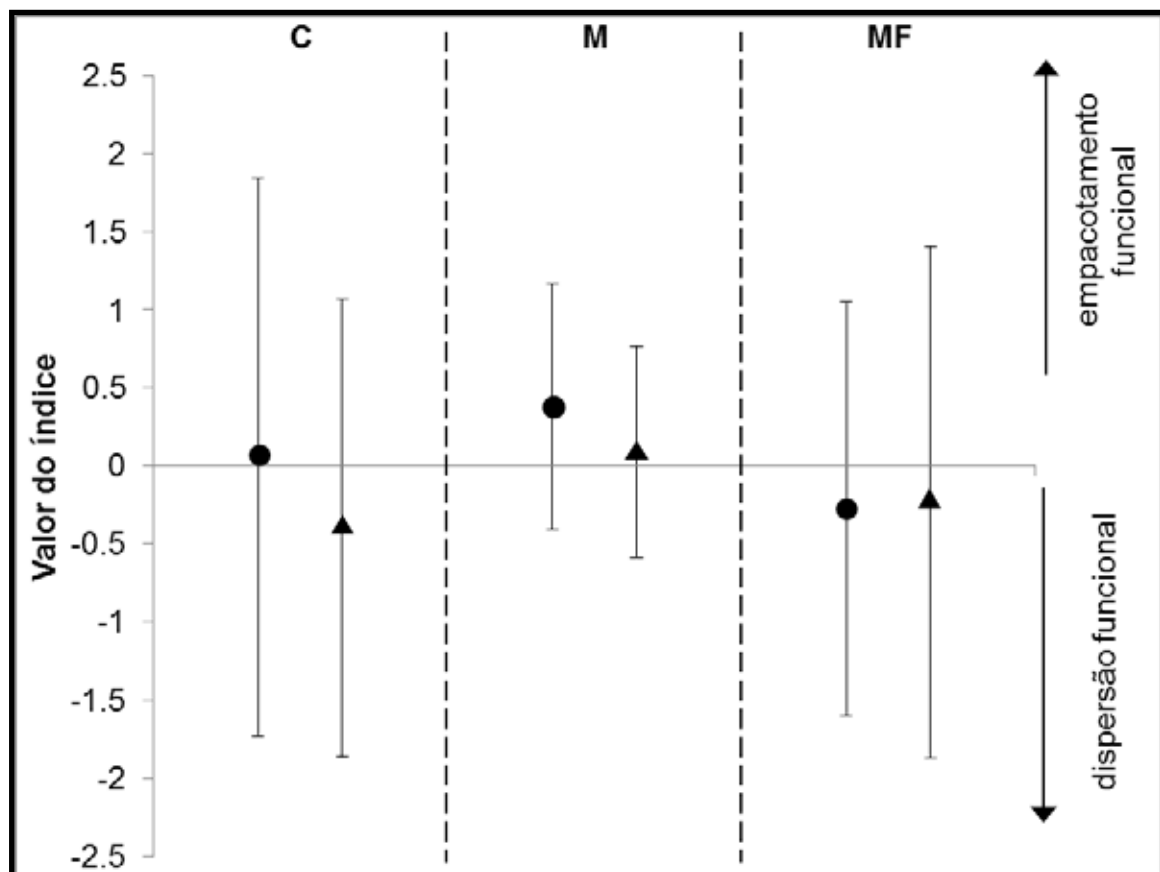


Figura 23. Tamanho do efeito padronizado da diversidade funcional nos diferentes tratamentos (n=6): controle (C), madeira (M) e madeira e folhas (MF). NRI (índice de proximidade relativa) (média \pm desvio padrão) representado pelos círculos e NTI (índice de proximidade de táxon) (média \pm desvio padrão) representado pelos triângulos. Teste t independente para comparação dos valores observados com a média esperada ao acaso (zero). $\alpha=0,05$.

Macroinvertebrados

Capturamos 33.768 indivíduos, pertencentes a 51 famílias e 15 ordens (APÊNDICE J). As ordens Diptera (25,5%), Coleoptera (17,6%) e Trichoptera (11,8%) foram as mais representativas, totalizando 54,9% das famílias registradas. Chironomidae foi a família com maior número de indivíduos coletados (60,2% dos indivíduos), seguida por Baetidae (12,7% dos indivíduos), Elmidae (4,2% dos indivíduos) e Leptophlebiidae (3% dos indivíduos). As demais famílias apresentaram baixa abundância, com representatividade inferior a 3% do total de indivíduos coletados (APÊNDICE J).

A análise de ordenação (MDS) revelou um agrupamento das amostras de acordo com o período amostral e independente do tratamento, não demonstrando influência da oferta de micro-hábitas sobre a composição das famílias nos trechos avaliados (Figura 24).

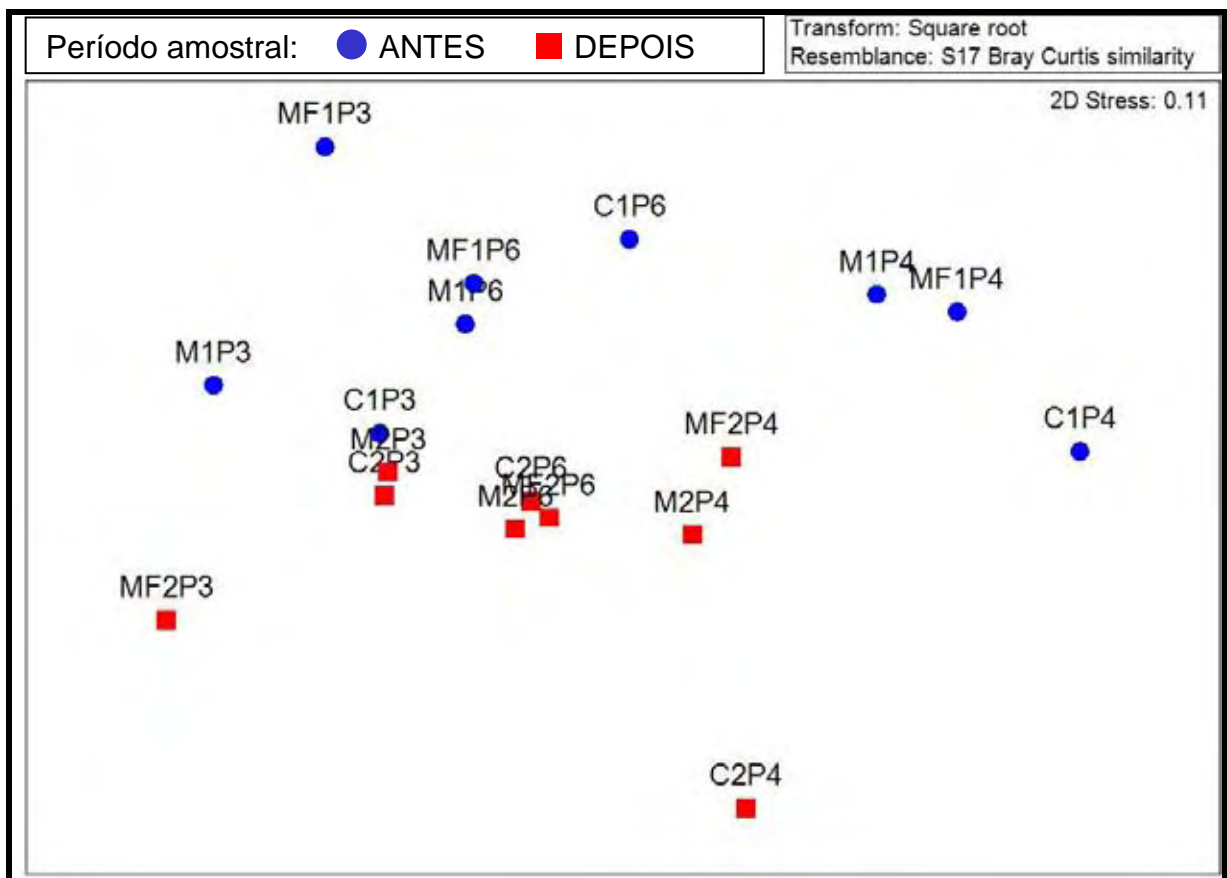


Figura 24. MDS das comunidades de macroinvertebrados. O primeiro conjunto de letras (C, M e MF) representa o tratamento e os números indicam o período experimental (1 = “antes” e 2 = “depois”). As siglas P3, P4 e P6 referem-se aos riachos amostrados.

A presença de micro-habitats artificiais não alterou a riqueza (ANOVA LME, $F_{2,9}=1,742$, $p=0,229$) e diversidade taxonômica (ANOVA LME, $F_{2,9}=0,235$, $p=0,795$) e nem a abundância total (ANOVA LME, $F_{2,9}=0,323$, $p=0,732$) de macroinvertebrados (Figura 25). Também não favoreceu nenhuma das guildas tróficas: raspadores (ANOVA LME, riqueza: $F_{2,9}=1,507$, $p=0,273$; abundância: $F_{2,9}=1,313$, $p=0,316$ – Figura 26); fragmentadores (ANOVA LME, riqueza: $F_{2,9}=0,342$, $p=0,719$; abundância: $F_{2,9}=0,145$, $p=0,867$ – Figura 27); filtradores (ANOVA LME, riqueza: $F_{2,9}=0,489$, $p=0,628$; abundância: $F_{2,9}=0,562$, $p=0,589$ – Figura 28); Coletores (ANOVA LME, riqueza: $F_{2,9}=1,207$, $p=0,343$; abundância: $F_{2,9}=0,496$, $p=0,625$ – Figura 29); ou predadores (ANOVA LME, riqueza: $F_{2,9}=1,843$, $p=0,213$; abundância: $F_{2,9}=2,500$, $p=0,137$ – Figura 30).

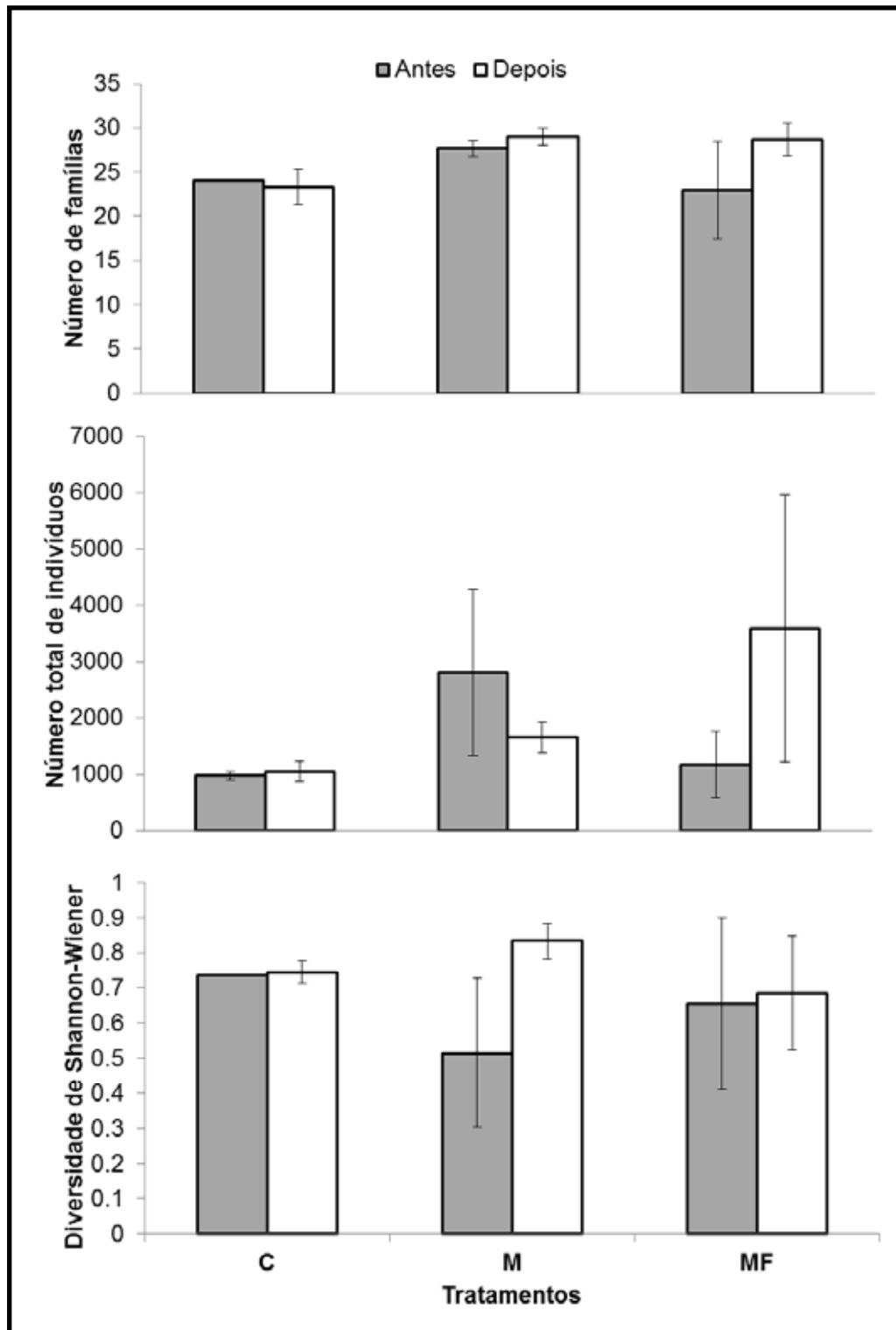


Figura 25. Descritores da diversidade taxonômica nas comunidades de macroinvertebrados antes e depois da manipulação experimental: Número médio de famílias (\pm EP), abundância média (\pm EP) e índice de diversidade de Shannon-Wiener (\pm EP) nos diferentes tratamentos ($n=3$): controle (C), Madeira (M) e madeira e folhas (MF). ANOVA LME; $\alpha=0,05$.

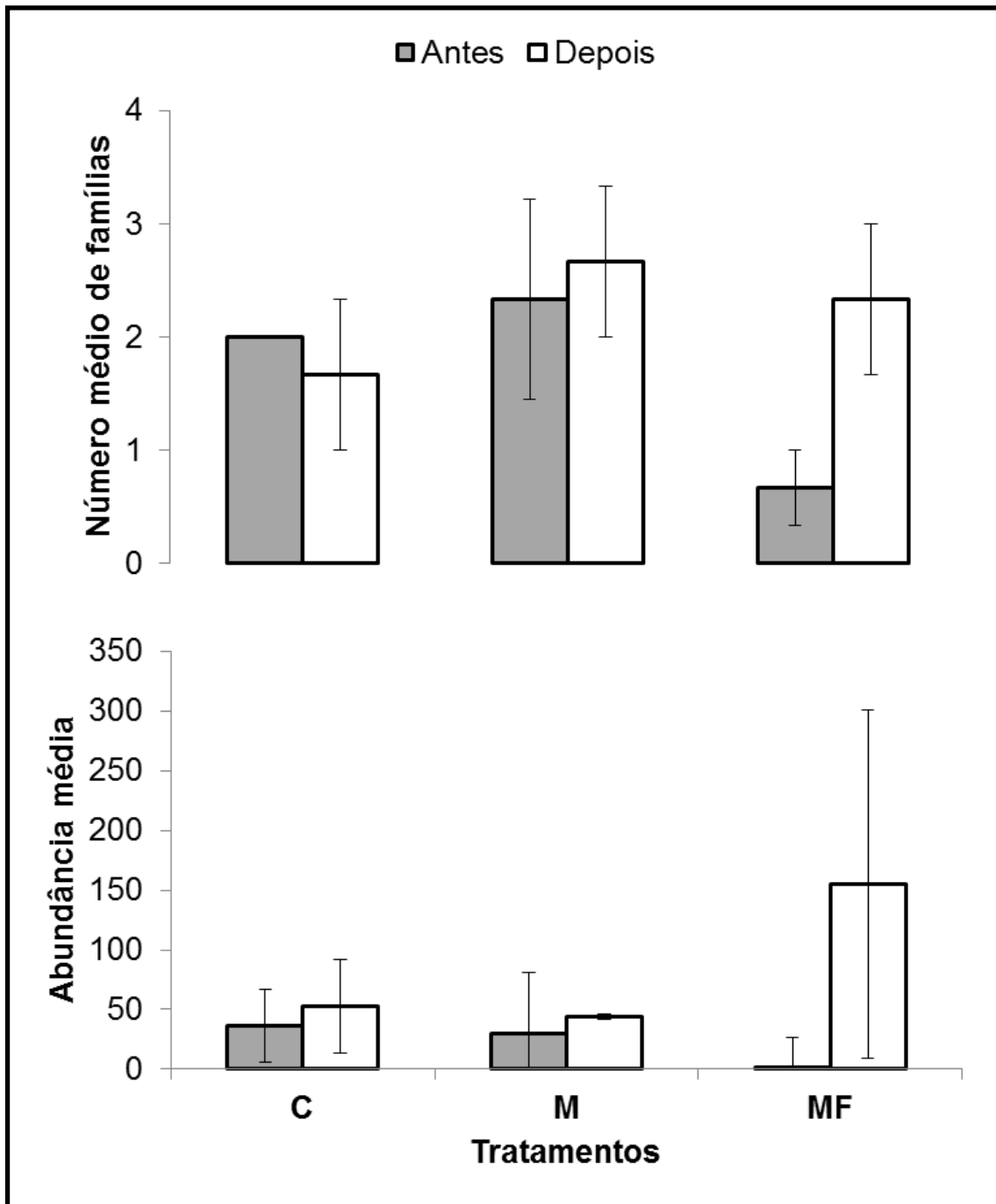


Figura 26. Riqueza e abundância (média \pm EP) das famílias de raspadores nos diferentes tratamentos (n=3): controle (C), Madeira (M) e madeira e folhas (MF). ANOVA LME; $\alpha=0,05$.

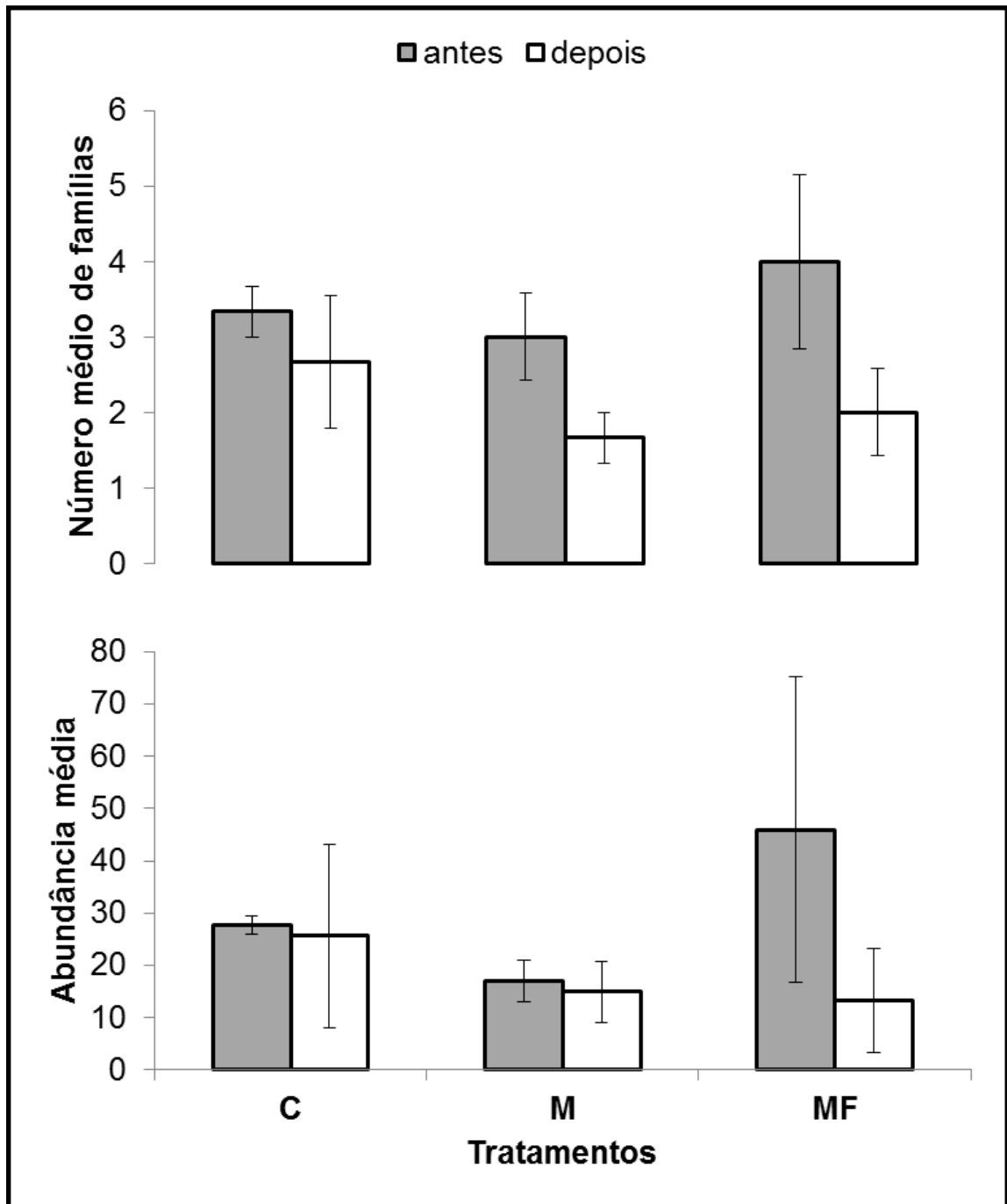


Figura 27. Riqueza e abundância (média \pm EP) das famílias de fragmentadores nos diferentes tratamentos (n=3): controle (C), Madeira (M) e madeira e folhas (MF). ANOVA LME; $\alpha=0,05$.

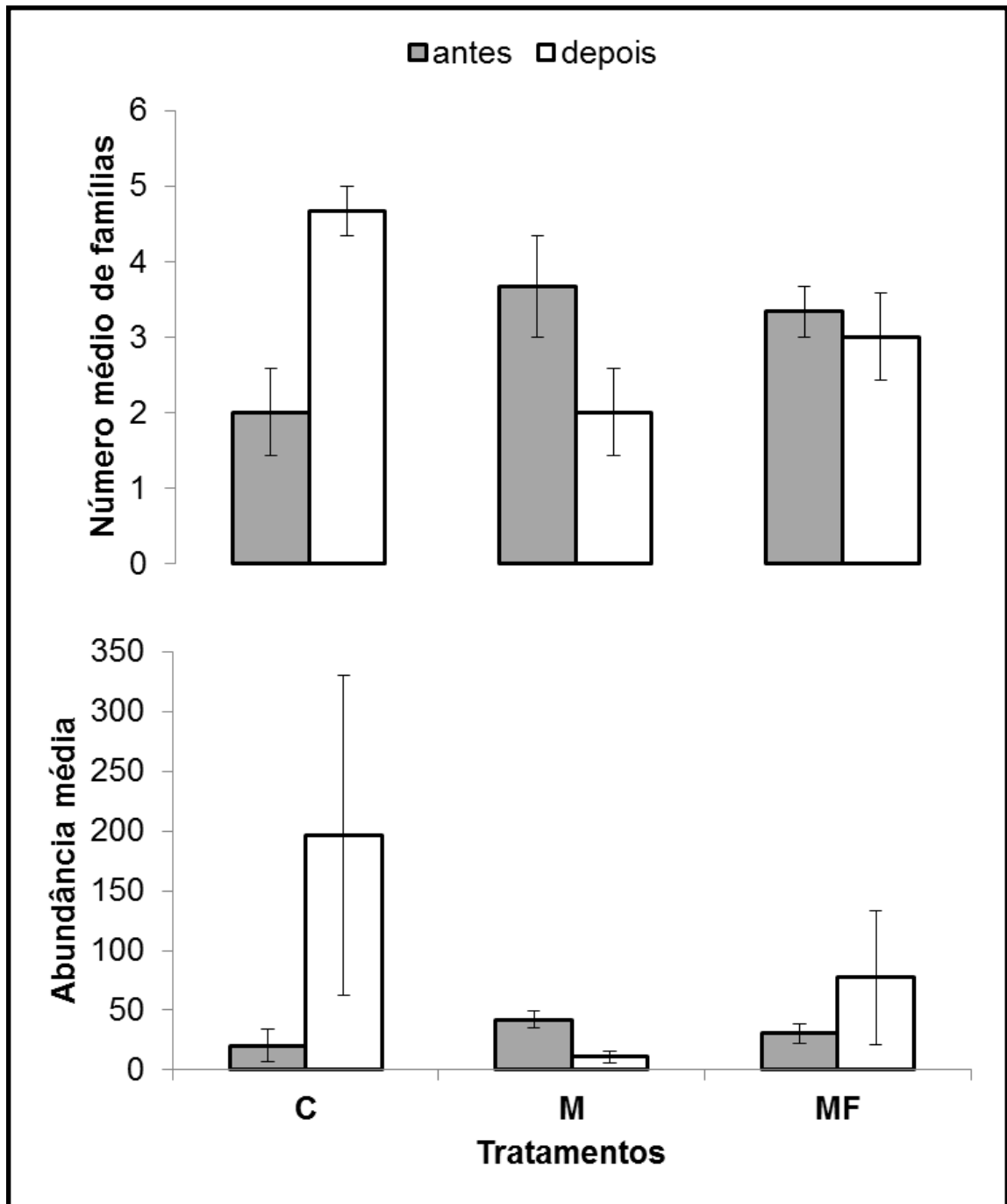


Figura 28. Riqueza e abundância (média \pm EP) das famílias de filtradores nos diferentes tratamentos (n=3): controle (C), Madeira (M) e madeira e folhas (MF). ANOVA LME; $\alpha=0,05$.

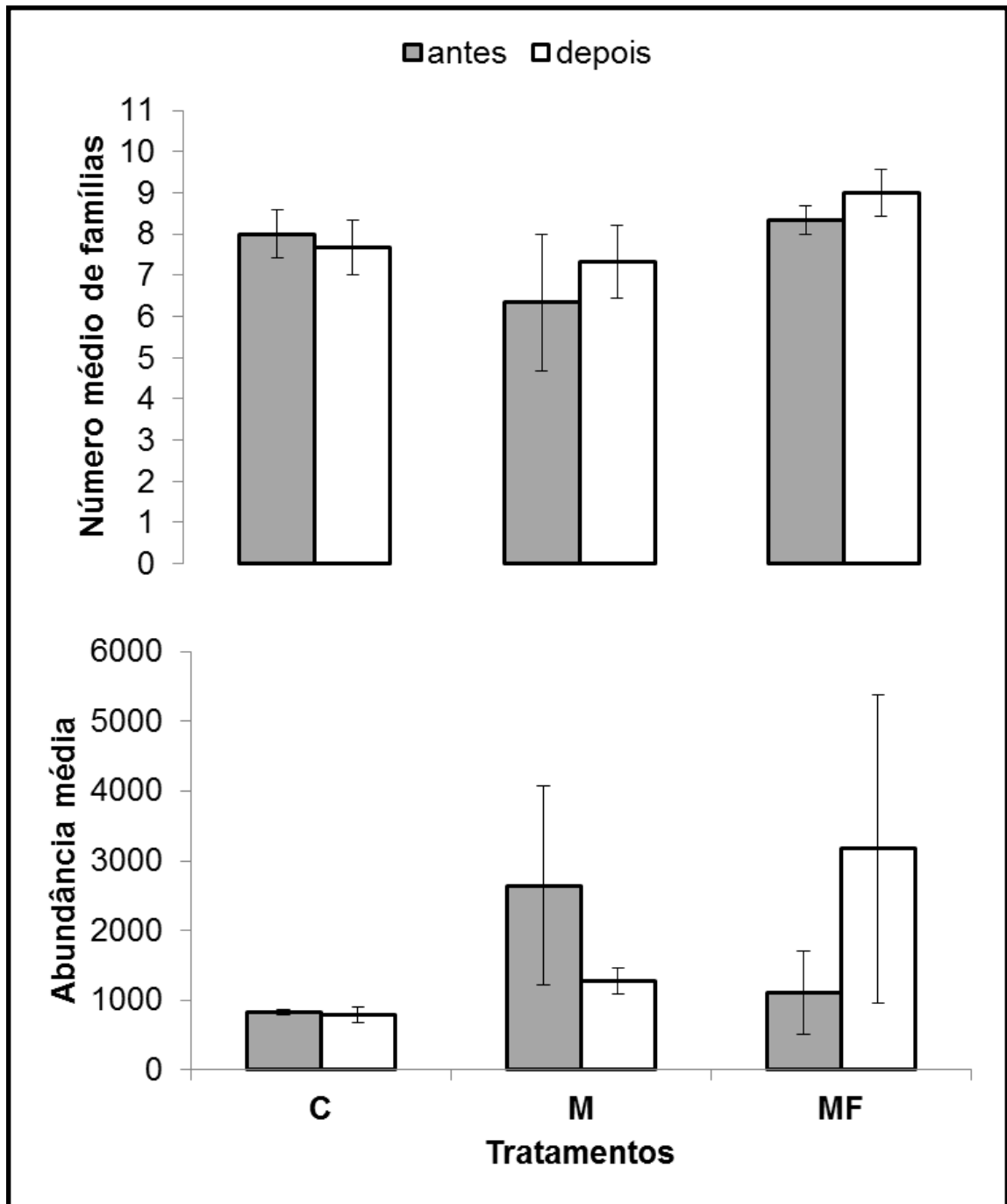


Figura 29. Riqueza e abundância (média \pm EP) das famílias de coletores nos diferentes tratamentos (n=3): controle (C), Madeira (M) e madeira e folhas (MF). ANOVA LME; $\alpha=0,05$.

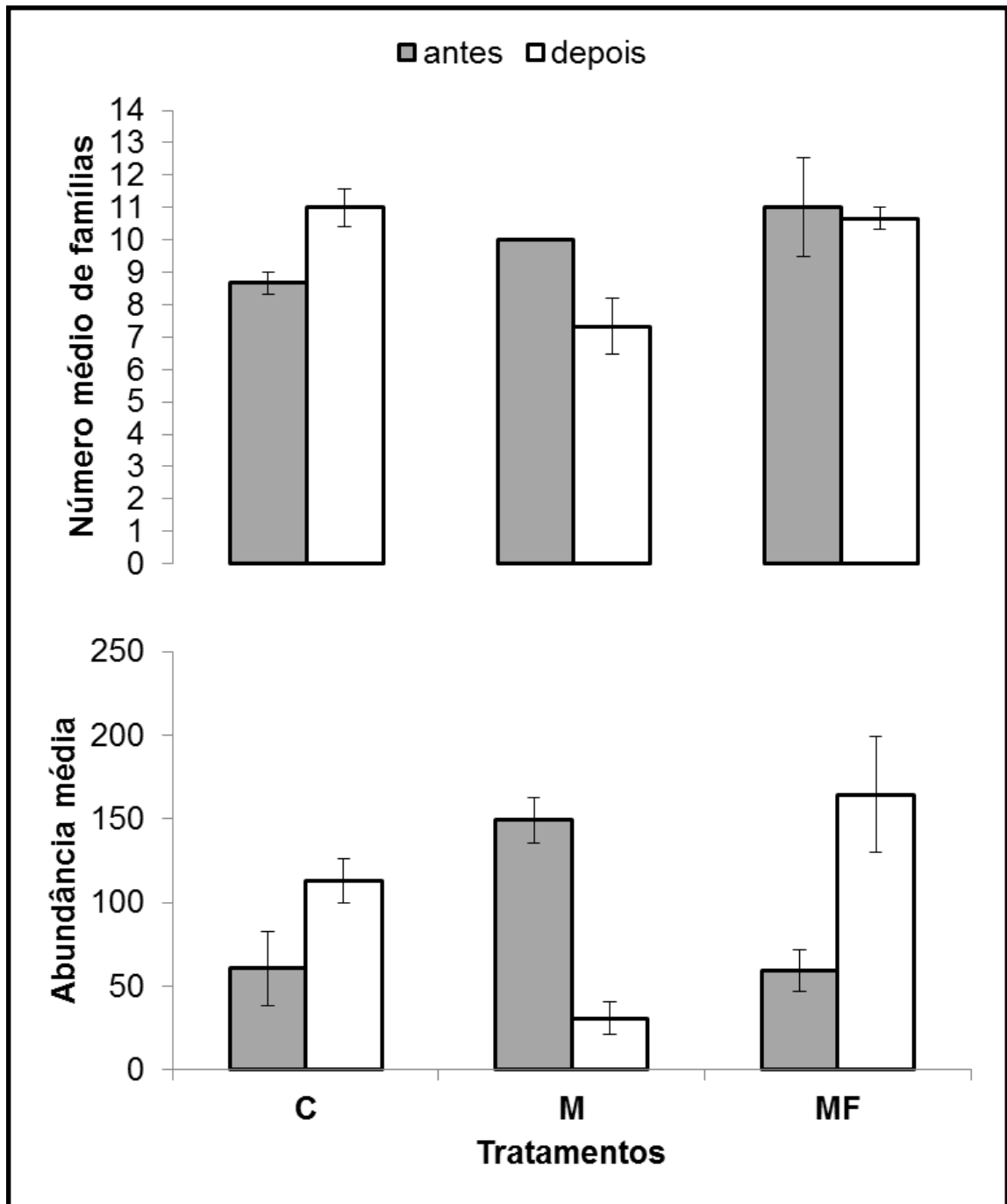


Figura 30. Riqueza e abundância (média \pm EP) das famílias de predadores nos diferentes tratamentos (n=3): controle (C), Madeira (M) e madeira e folhas (MF). ANOVA LME; $\alpha=0,05$.

DISCUSSÃO

A heterogeneidade de hábitat permite a diferenciação de nicho e é um importante fator promotor da biodiversidade (Ricklefs & Schuller, 1993; Allan & Castillo, 2007). Em ambientes aquáticos, a complexidade estrutural é resultado de diversos processos que ocorrem em escalas diferentes, desde micro e meso-hábitats até atingir a bacia hidrográfica (Thorp et al., 2006), e incluem a seleção de diferentes tipos e tamanhos de partículas formadoras do substrato, a presença de estruturas modificadoras de fluxo (como por exemplo rochas e troncos), e a quantidade e aleatorização de poços e corredeiras (Naiman et al., 2002).

Nos ecossistemas lóticos, a presença de restos de madeira pode interferir na forma do canal (Brooks et al., 2004), prover locais para acúmulo de matéria orgânica e influenciar processos ecológicos (Lepori et al., 2005b; Flores et al., 2011) e determinar a composição da biota aquática (Neumam & Wildman, 2002; Lester et al., 2007; Scealy et al., 2007; Schneider & Winemiller, 2008; Testa et al., 2010). Nossos dados demonstram que a introdução de micro-hábitats artificiais foi capaz de promover um aumento significativo da diversidade de hábitat e da retenção de matéria orgânica. Entretanto, a heterogeneidade de hábitat parece não ser um fator importante para a estruturação das comunidades aqui estudadas e o incremento da heterogeneidade de hábitat não foi capaz de alterar a composição taxonômica e funcional das comunidades de peixes e macroinvertebrados.

Além disso, a diversidade funcional das comunidades de peixes nos diferentes tratamentos foi igual ao esperado pelo acaso e não revela tendências de empacotamento ou dispersão funcional, que seriam evidências da existência de filtros ambientais ou de similaridade limitante nas comunidades estudadas. Isso indica que as espécies de peixes constituintes da comunidade local foram selecionadas aleatoriamente de acordo com suas características ecológicas e independentes da oferta de micro-hábitats artificiais.

Lake et al.(2007) discutem que a permanência de agentes estressores sobre a comunidade (i.e. poluição e assoreamento) pode anular ou subestimar a importância de outros fatores, como por exemplo, a heterogeneidade de hábitat. Os riachos estudados aqui estão localizados em áreas sobre forte influência antrópica e alta susceptibilidade a erosão do solo (Silva et al., 2007), onde o assoreamento figura como um dos principais agentes limitantes do desenvolvimento das

comunidades aquáticas (Casatti et al., 2006). O soterramento das estruturas de madeira em P2 e P5 reforçam a intensidade do despejo de sedimentos no interior dos córregos e demonstram como a homogeneização de hábitat pode ser um processo rápido e contínuo em microbacias que não contam com a proteção da vegetação natural.

Além disso, a escala de modificação oferecida pelas estruturas experimentais pode não ter sido adequada para atender as necessidades das espécies de riachos da região, ou seja, a quantidade e o tamanho das estruturas instaladas podem não ter sido adequados para provocar alterações significativas na profundidade e na velocidade da água no trecho experimental, e o tipo e a disposição dos pedaços de madeira podem não ter sido ideais para atrair a biota local. Em uma revisão recente, Kail et al. (2007) discutem que estruturas de madeira, quando colocadas em posição perpendicular ao fluxo exercem maior efeito sobre o perfil hidráulico do riacho e sobre a retenção de matéria orgânica e que a adição de grandes quantidades de galhos e troncos (similares às formas naturais) frequentemente demonstram resultados positivos.

O pequeno tamanho dos trechos (5 metros) e a curta duração experimental (112 dias) também podem ter exercido influencia sobre os resultados obtidos. Diversos estudos apontam que peixes são mais responsivos a alterações em nível de meso hábitats, criando tipos funcionais de hábitat, como por exemplo, áreas de descanso ou zonas de procriação e que resultados positivos sobre a comunidade aparecem em média após oito anos de acompanhamento pós-restauração (Lepori et al., 2005 e autores lá citados). Para os invertebrados, as alterações em pequena escala podem ser suficientes para afetar a comunidade, mas resultados consistentes sobre a riqueza só aparecem após um ano (Miller et al., 2009). Além disso, a baixa resolução taxonômica dos invertebrados pode ter ocultado possíveis variações na riqueza e abundância de espécies e impossibilitado a detecção da influência da manipulação experimental sobre as comunidades.

Palmer et al. (2010), ao avaliarem a grande quantidade de estudos de restauração de riachos que falharam em obter resultados positivos sobre as comunidades aquáticas, discutem que a biodiversidade aquática não depende apenas da heterogeneidade de hábitat, mas também do regime de distúrbios (uso do solo), da disponibilidade de recursos alimentares (qualidade da mata ripária), do *pool*

regional de espécies e da interação desses fatores, sendo necessário considerar todas essas associações para a proposição de ações conservacionistas.

De fato, Lake et al. (2007) destacam que a restauração física do hábitat não promove adição de espécies em uma comunidade, quando o *pool* regional encontra-se esgotado. Para compor a comunidade local, as espécies presentes no *pool* regional devem superar as restrições de dispersão (devem ser capazes de se dispersar até o local), as restrições de hábitat (devem ser capazes de sobreviver às condições ambientais) e, por fim, as restrições bióticas (devem sobreviver as interações interespecíficas). Segundo esses autores, em uma simulação hipotética de restauração de hábitat, quando o *pool* regional de espécies é intacto, a recuperação física do ambiente permite que algumas espécies (Figura 31A, espécies F e G) vençam as restrições de hábitat e passem a fazer parte da comunidade local; entretanto, quando o *pool* regional de espécies já se encontra esgotado e possui apenas espécies oportunistas, altamente tolerantes e generalistas (como frequentemente encontrado em áreas altamente impactadas), a restauração de hábitat não resulta em adição de espécies (Figura 31B).

De maneira semelhante, Sunderman et al. (2011) e Stoll et al. (2013) demonstraram que o sucesso dos programas de restauração de rios e córregos depende da qualidade biótica das comunidades vizinhas: locais circundados por trechos de riachos com elevados valores de riqueza e abundância de táxons apresentaram uma taxa maior de sucesso na reabilitação biótica (aumento da riqueza e diversidade de espécies) do que aqueles trechos em que as áreas vizinhas apresentavam um *pool* de espécies comprometido.

Diversos estudos desenvolvidos no noroeste paulista (Casatti et al., 2009; Ferreira, 2010; Teresa e Casatti, 2010; Teresa e Casatti, 2012; Casatti et al., 2012) demonstram que a degradação física do hábitat provoca o desaparecimento de estruturas-chave para a ocorrência das espécies e comprometem a diversidade taxonômica e funcional das comunidades aquáticas, sugerindo comprometimento do *pool* regional de espécies em paisagens extremamente impactadas. Sendo assim, é possível que o histórico de ocupação e uso do solo na região de estudo tenha atuado como filtro ambiental na seleção das espécies que compõem o *pool* regional de espécies, e que a ausência de resposta das comunidades locais possa ser devido à baixa qualidade biótica das comunidades vizinhas.

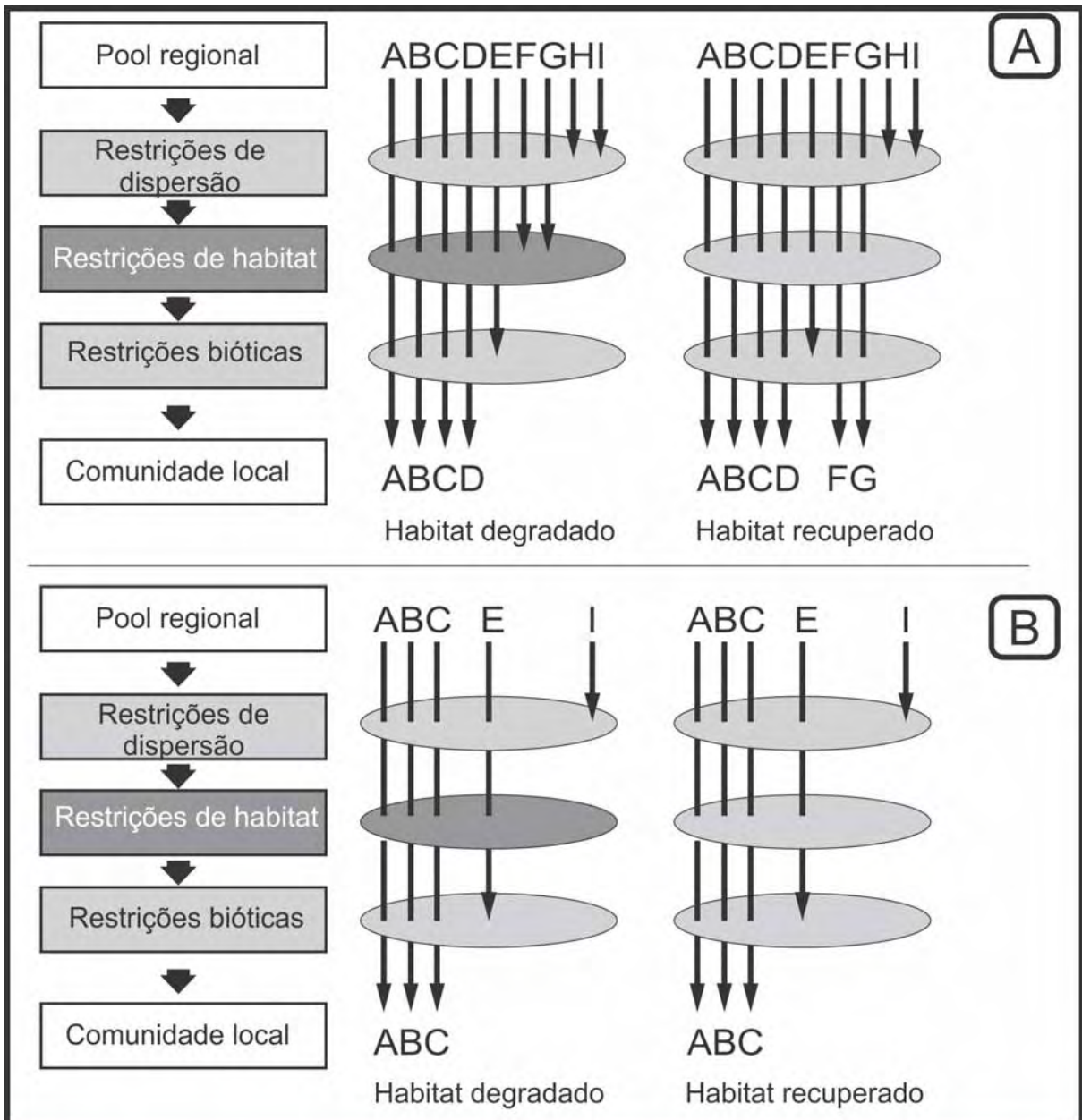


Figura 31. Resultados hipotéticos da restauração de hábitat sobre a comunidade local com um pool regional de espécies intacto (A) e esgotado (B). Quando o pool regional está intacto, a recuperação física do hábitat permite às espécies F e G transporem o filtro ambiental e compõem a comunidade local. Entretanto, quando o pool regional já está esgotado e possui apenas espécies resistentes, a restauração de hábitat não resulta em adição de espécies na escala local (Modificado de Lake et al., 2007).

Dessa forma, fica evidente que as estratégias de recuperação devem atingir diferentes escalas espaço-temporais e não existe nenhuma fórmula fixa que reproduza resultados positivos nos diferentes contextos de degradação. Para que a heterogeneidade de hábitat possa exercer uma forte influência na composição das comunidades aquáticas, é necessário proteger áreas com alta qualidade de habitats

(hábitats funcionais, áreas de refúgio e áreas naturalmente preservadas com elevada riqueza e abundância de táxons) para garantir a qualidade do pool regional de espécies; recuperar a qualidade da água (diminuindo a descarga de poluentes); restaurar as bacias hidrográficas, promovendo a conectividade de hábitats, o controle da erosão do solo e recuperação das zonas ripárias e das áreas de várzea, garantindo a oferta de recursos alimentares e oferecendo condições necessárias aos diferentes estágios de vida da biota local (Roni et al., 2008; Palmer et al., 2010).

Conclusões

A heterogeneidade estrutural parece não ser o principal fator responsável pela estruturação das comunidades aqui estudadas. A oferta de micro-hábitats artificiais promoveu o aumento na heterogeneidade de hábitat, mas não alterou significativamente os atributos taxonômicos (riqueza e diversidade) e funcionais (diversidade e representatividade de guildas tróficas e de uso de hábitat) das comunidades de peixes e macroinvertebrados.

Futuros projetos para testar o efeito do incremento da heterogeneidade de hábitat com a introdução de madeira em riachos devem levar em conta o tamanho, a forma e a abundância das estruturas, procurando simular condições encontradas em áreas de referência com mínimo impacto. Assim como sugerido por Kail et al. (2007), acreditamos que a fixação das estruturas deve permitir o deslocamento vertical (de maneira que a estrutura possa acompanhar o fluxo d'água sem ser arrastada rio abaixo), e o arranjo deve conter uma miscelânea de galhos e troncos para poder influenciar as características físicas do ambiente (i.e., profundidade e velocidade da água) e ao mesmo tempo as comunidades aquáticas (pelo aumento da oferta de abrigos e recursos alimentares).

Somado a isso, um número maior de riachos e uma maior quantidade de amostragens antes e depois da manipulação experimental pode ajudar a caracterizar melhor o *pool* de espécies que compõem a comunidade local e auxiliar na detecção de pequenas alterações de riqueza, diversidade ou na composição funcional dos grupos avaliados.

REFERÊNCIAS

- ALLAN, J. D. & CASTILHO, M. M. 2007. **Stream ecology: structure and function of running Waters**, 2ed. Chapman & Hall, Londres.
- ALLAN, J. D., ABELL, R., HOGAN, Z., REVENGA, C., TAYLOR, B. W., WELCOMME, R. L. & WINEMILLER, K. 2005. Overfishing of inland Waters. **BioScience**, 55 (12): 1041-1051.
- BARRELLA, W., PETRERE, M. Jr., SMITH, W. S. & MONTAG, L. F. A. 2000. As relações entre as matas ciliares, os rios e os peixes. *In*: Rodrigues, R.R; Filho, H.F.L. (Eds) **Matas Ciliares: conservação e recuperação**, EDUSP e FAPESP, São Paulo, pp187-207.
- BOJSEN, B. H. & BARRIGA, R. 2002. Effects of deforestation on fish community structure in Ecuadorian Amazon streams. **Freshwater Biology**, 47: 2246--2260.
- BOYERO, L., RAMÍREZ, A., DUDGEON, D. & PEARSON, R. G. 2009. Are tropical streams really different? **Journal of the North American Benthological Society**, 28(2): 397-403.
- BROOKS, A. P., GEHRKE, P., JANSEN, J. D. & ABBE, T. B. 2004. Experimental reintroduction of woody debris on the Williams River, NSW: Geomorphic and ecological responses. **River Research & Applications**, 20: 513-536.
- BURGESS, S. A. & BIDER, J. R. 1980. Effects of Stream Habitat Improvements on Invertebrates, Trout Populations, and Mink Activity. **The Journal of Wildlife Management**, 44(4): 871-880.
- CARPENTER, S. R., CARACO, N. F. CORRELL, D. L. HOWARTH, R. W. SHARPLEY, A. N. & SMITH, V. H. 1998. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. **Ecological Applications**, 8: 559-568.
- CASATTI, L., LANGEANI, F. & CASTRO, R. M. C. 2001. Peixes de riacho do Parque Estadual Morro do Diabo, bacia do alto rio Paraná, SP. **Biota Neotropica**, 1: 1-15.

CASATTI, L. 2002. Alimentação dos peixes em um riacho do Parque Estadual Morro do Diabo, bacia do Alto Rio Paraná, sudeste do Brasil. **Biota Neotropica**, 2: 1-15.

CASATTI, L., MENDES, H. F. & FERREIRA, K. M. 2003. Aquatic macrophytes as feeding site for small fishes in the Rosana reservoir, Paranapanema river, southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, 63(2): 213-222.

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. & CARVALHO, F. R. 2009. Grass-dominated stream sites exhibit low fish species diversity and dominance by guppies: an assessment of two tropical pasture river basins. **Hydrobiologia**, 632: 273-283.

CASATTI, L.; TERESA, F. B.; GONÇALVES-SOUZA, T.; BESSA, E.; MANZOTTI, A. R.; GONÇALVES, C. S. & ZENI, J. O. 2012. From forest to cattail: how does the riparian zone influence stream fish? **Neotropical Ichthyology**, 10(1): 205-214.

CASTRO, R. M. C. 1999. Evolução da ictiofauna de riachos sul-americanos: padrões gerais e possíveis processos causais. *In* CARAMASCHI, E.P; MAZZONI, R; PERES-NETO, P.R. (Eds). *Ecologia de Peixes de Riachos*. Série **Oecologia Brasiliensis** VI:139-155. PPGE-UFRJ, Rio de Janeiro, Brasil.

CASTRO, R. M. C., CASATTI, L., SANTOS, H. F., FERREIRA, K. M., RIBEIRO, A. C., BENINE, R. C., DARDIS, G. Z. P., MELO, A. L. A., STOPIGLIA, R., ABREU, T. X., BOCKMANN, F. A., CARVALHO, M., GIBRAN, F. Z. & LIMA, F. C. T. 2003. Estrutura e Composição da Ictiofauna de Riachos do Rio Paranapanema, Sudeste e Sul do Brasil. **Biota Neotropica**, 3(1): 1-31.

CLARKE, K. R. & GORLEY, R. N. 2006. **Primer-E: user manual/tutorial v6**. Plymouth Marine Laboratory, Plymouth.

CUMMINS, K. W. 1973. Trophic relations of aquatic insects. **Annual Review of Entomology**, 18: 183-206.

CUMMINS, K. W., MERRIT, R. W. & ANDRADE, P. C. N. 2005. The use of invertebrate functional groups to characterize ecosystem attributes in selected streams and rivers in south Brazil. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, 40(1): 69-89.

FERREIRA, C. 2010. Estrutura da ictiofauna e integridade biótica de riachos em fragmentos florestais remanescentes no noroeste Paulista. **Tese de Doutorado**. Universidade Estadual Paulista, Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas, São José do Rio Preto, SP.

FERREIRA, A., DE PAULA, F. R., DE BARROS FERRAZ, S. F., GEHARD, P., KASHIWAQUI, E. A. L., CYRINO, J. E. P. & MARTINELLI, L. A. 2012. Riparian coverage affects diets of characids in neotropical streams. **Ecology of Freshwater Fish**, 21: 12-22.

FLORES, L., LARRAÑAGA, A., DÍEZ, J. & ELOSEGI, A. 2011. Experimental wood addition in streams: effects on organic matter storage and breakdown. **Freshwater Biology**, 56: 2156-2167.

FREITAS, C. E. C., PETRERE, M. & BARRELA, W. 2005. Natural and artificially-induced habitat complexity and freshwater fish species composition. **Fisheries Management and Ecology**, 12: 63-67.

GÓMEZ, J. P., BRAVO, G. A., BRUMFIELD, R. T., TELLO, J. G. & CADENA, C. D. 2010. A phylogenetic approach to disentangling the role of competition and habitat filtering in community assembly of Neotropical forest birds. **Journal of Animal Ecology**, 79: 1181-1192.

GOTELLI, N. J. & ENTSMINGER, G. L. 2001. Swap and fill algorithms in null model analysis: rethinking the Knight's Tour. **Oecologia**, 129: 281-291.

HIDASI-NETO, J., BARLOW, J. & CIANCIARUSO, M. V. 2012. Bird functional diversity and wildfires in the Amazon: the role of forest structure. **Animal Conservation**, 2012: 1-9.

IPT - INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS DO ESTADO DE SÃO PAULO. 2000. **Diagnóstico da situação dos recursos hídricos da bacia hidrográfica do Turvo-Grande – UGRHI-15**. São Paulo.

JACKSON, R. B., CARPENTER, S. R., DAHM, C. N., MCKNIGHT, D. M., NAIMAN, R. I., POSTEL, S. L., & RUNNING, S. W. 2001. Water in a changing world. **Ecological Applications**, 11: 1027-1045.

KAIL, J., HERING, D., MUHAR, S., GERHARD, M. & PREIS, S. 2007. The use of large wood in stream restoration: experiences from 50 projects in Germany and Austria. **Journal of Applied Ecology**, 44: 1145-1155.

KEMBEL, S. W., COWAN, P. D., HELMUS, M. R., CORNWELL, W. K., MORLON, H., ACKERLY, D. D., BLOMBERG, S. P. & WEBB, C. O. 2010. Picante: R tools for integrating phylogenies and ecology. **Bioinformatics**, 26: 1463-1464.

KONDOLF, G. M. 1998. Lessons learned from river restoration projects in California. **Aquatic Conservation: Marine Freshwater Ecosystems**, 8: 39-52.

KRONKA, F.J.N., MATSUKUMA, C.K., NALON, M.A., DELCALI, I.H., ROSSI, M., MATTOS, I.F.A., SHINIKE, M.S. & PONTINHAS, A.A.S. 1993. Inventário florestal do Estado de São Paulo. **Instituto Florestal**, São Paulo.

LAASONEN, P., MUOTKA, T. & KIVIJÄRVI, I. 1998. Recovery of macroinvertebrate communities from stream habitat restoration. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystem**, 8: 101-113.

LAKE, P. S., BOND, N. & REICH, P. 2007. Linking ecological theory with stream restoration. **Freshwater Biology**, 52: 597-615.

LANGFORD, T. E. L., LANGFORD, J. & HAWKINS, S. J. 2012. Conflicting effects of woody debris on stream fish populations: implications for management. **Freshwater Biology**, 57: 1096-1111.

LEPORI, F., PALM, D., BRÄNNÄS, E. & MALMQVIST, B. 2005. Does restoration of structural heterogeneity in streams enhance fish and macroinvertebrate diversity? **Ecological Applications**, 15(6): 2060-2071.

LEPORI, F., PALM, D. & MALMQVIST, B. 2005b. Effects of stream restoration on ecosystem functioning: detritus retentiveness and decomposition. **Journal of Applied Ecology**, 42: 228-238.

LESTER, R. E., WRIGHT, W., & JONES-LENNON, M. 2007. Does adding wood to agricultural streams enhance biodiversity? An experimental approach. **Marine and Freshwater Research**, 58: 687-698.

LORION, C. M. & KENNEDY, B. P. 2009a. Riparian forest buffers mitigate the effects of deforestation on fish assemblages in tropical headwater streams. **Ecological Applications**, 19(2): 468-479.

LORION, C. M. & KENNEDY, B. P. 2009b. Relationships between deforestation, riparian forest buffers and benthic macroinvertebrates in neotropical headwater streams. **Freshwater Biology**, 54: 165-180.

MILLER, S. W., BUDT, P. & SCHMIDT, J. C. 2009. Quantifying macroinvertebrates responses to in-stream habitat restoration: Applications of meta-analysis to river restoration. **Restoration Ecology**, 18(1): 8-19.

MUOTKA, T. & LAASONEN, P. 2002. Ecosystem recovery in restored headwater streams: the role of enhanced leaf retention. **Journal of Applied Ecology**, 39: 145-156.

NAIMAN R. J., BALIAN E. V., BARTZ K. K., BILBY R. R. & LATTERELL J. J. 2002. Dead wood dynamics in stream ecosystems. **USDA Forest Service General Technical Report PSW-GTR**, 181: 23-48.

NEWMANN, R. M. & WILDMAN, T. L. 2002. Relationships between trout habitat use and woody debris in two southern New England streams. **Ecology of Freshwater Fish**, 11: 240-250.

NIMER, E. 1989. **Climatologia do Brasil**. Rio de Janeiro: Secretaria de Planejamento, Coordenação da Presidência da República, IBGE, 421p.

PALMER, M. A., MENNINGER, H. L. & BERNHARDT, E. 2010. River restoration, hábitat heterogeneity and biodiversity: a failure of theory or practice? **Freshwater Biology**, 55(1): 205-222.

PAVOINE, S., DUFOUR, A. B. & CHESSEL, D. 2004. From dissimilarities among species to dissimilarities among communities: a double principal coordinate analysis. **Journal of Theoretical Biology**, 228: 523-537.

PAVOINE, S. & BONSALE, M. 2010. Measuring biodiversity to explain community assembly: a unified approach. **Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society**, 2010: 1-21.

PINHEIRO, J. C., AND BATES, D. M. 2000. **Mixed-Effects Models in S and S-PLUS**, Springer. 537p.

PINHEIRO, J., BATES, D., DEBROY, S., SARKAR, D. & R DEVELOPMENT CORE TEAM. 2012. nlme: Linear and Nonlinear Mixed Effects Models. **R package version 3.1-106**.

PRETTY, J. L., HARRISON, S. S. C., SHEPHERD, D. J., SMITH, C., HILDREW, A. G. & HEY, D. 2003. River rehabilitation and fish populations: assessing the benefit of instream structures. **Journal of Applied Ecology**, 40: 251-265.

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**, 54:1-16.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. 2012. R: a language and environment for statistical computing. **R Foundation for Statistical Computing**, Vienna, Austria. Disponível em: <http://www.R-project.org>. Acesso em: 28 dezembro 2012.

RICKLEFS, R. E. & SCHULTER, D. 1993. **Species diversity in ecological communities: historical and geographical perspectives**. University of Chicago Press. Chicago, Illinois, USA.

RIOS, S. L. & BAILEY, R. C. 2006. Relationship between riparian vegetation and stream benthic communities at three spatial scales. **Hydrobiologia**, 553: 153-160.

ROMERO, R. & CASATTI, L. 2012. Identification of key microhabitats for fish assemblages in tropical Brazilian savanna streams. **International Review of Hydrobiology**, 97(6): 1-16.

RONI, P., HANSON, K. & BEECHIÊ, T. 2008. Global review of the physical and biological effectiveness of stream habitat rehabilitation techniques. **North American Journal of Fisheries Management**, 28: 856-890.

SCEALY, J. A., MIKA, S. J. & BOULTON, A. J. 2007. Aquatic macroinvertebrate communities on wood in Australian lowland river experimental assessment of the interactions of habitat, substrate complexity and retained organic matter. **Marine and Freshwater Research**, 58: 153-165.

SCHIEMER, F., BAUMGARTNER, C. & TOCKNER, K. 1999. Restoration of floodplain rivers: The 'Danube restoration project'. **Regulated Rivers: Research and Management**, 15: 231-244.

SCHNEIDER, K. N. & WINEMILLER, K. O. 2008. Structural complexity of wood debris patches influences fish and macroinvertebrate species richness in a temperate floodplain-river system. **Hydrobiologia**, 610: 235-244.

SELEGO, S. M., ROSE, C. L., MEROVICH JR, G. T., WELSH, S. A. & ANDERSON, J. T. 2012. Community-level response of fishes and aquatic macroinvertebrates to stream restoration in a third-order tributary of the Potomac River. **International Journal of Ecology**, 2012: doi:10.1155/2012/753634.

SILVA, A. M., NALON, M. A., KRONKA, F. J. A. N., ÁLVARES, C. A., CAMARGO, P. B. & MARTINELLI, L. A. 2007. Historical land-cover/use in different slope and riparian buffer zones in watershed of the state of São Paulo, Brazil. **Scientia Agricola**, 64: 325-335.

SILVA, A. M., CASATTI, L., ALVARES, C. A., LEITE, A. M., MARTINELLI, L. A. & DURRANT, S. F. 2007b. Soil loss risk and habitat quality in streams of a meso-scale river basin. **Scientia Agricola**, 64(4): 336-343.

SMITH, V. H. 2003. Eutrophication of freshwater and coastal marine ecosystems. **Environmental Science and Pollution Research**, 10(2): 126-139.

STEWART, G. B., BAYLISS, H. R., SHOWLER, D. A., PULLIN, A. S. & SUTHERLAND, W. J. 2006. Does the use of in-stream structures and woody debris increase the abundance of salmonids? CEE review 05-006 (SR12). **Collaboration for Environmental Evidence**: www.environmentalevidence.org/SR12.html.

STOLL, S., SUNDERMANN, A., LORENZ, A.W., KAIL, J. & HAASE, P. 2013. Small and impoverished regional species pools constrain colonization of restored river reaches by fishes. **Freshwater Biology**, 58 : 664-674.

STRAYER, D. L. 2010. Alien species in freshwaters: ecological effects, interactions with others stressors, and prospects for the future. **Freshwater Biology**, 55: 152-174.

SUNDERMAN, A., STOLL, S. & HAASE, P. 2011. River restoration success depends on the species pool of the immediate surroundings. **Ecological Applications**, 21(6): 1962-1971.

TERESA, F. B. & ROMERO, R. M. 2010. Influence of the riparian zone phytophysionomies on the longitudinal distribution of fishes: evidence from a Brazilian savanna stream. **Neotropical Ichthyology**, 8(1): 163-170.

TERESA, F. B. & CASATTI, L. 2010. Importância da vegetação ripária degradada em região intensamente desmatada no sudeste do Brasil: um estudo com peixes de riacho. **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**, 5(3): 444-453.

TERESA, F. B. & CASATTI, L. 2012. Influence of forest cover and mesohabitats types on functional and taxonomic diversity of fish communities in Neotropical lowland streams. **Ecology of Freshwater Fish**, 21: 433-442.

TESTA, S., SHIELDS, F. D. & COOPER, C. M. 2010. Macroinvertebrate response to stream restoration by large wood addition. **Ecohydrology**, 4(5): 631-643.

THORP J. H., THOMS M. C. & DELONG M. D. 2006. The riverine ecosystem synthesis: biocomplexity in river networks across space and time. **River Research and Applications**, 22: 123-147.

TILMAN, D., KNOPS, J., WEDIN, D., REICH, P., RITCHIE, M. & SIEMANN, E. 1997. The influence of functional diversity and composition on ecosystem processes. **Science** 277,1300–1302.

WEBB, C. O. 2000. Exploring the phylogenetic structure of ecological communities: An example for rain forest trees. **The American Naturalist**, 156(2): 145-155.

WRIGHT, J. P. & FLECKER, A. S. 2004. Deforesting the riverscape: the effects of wood on fish diversity in a Venezuelan piedmont stream. **Biological Conservation**, 120: 439-447.

ZAR, J. H. 2009. **Biostatistical analysis**. 5th edn. Upper Saddle, NJ: Prentice Hall.

ZUUR, A. F., IENO, E. N., WALKER, N. J., SAVELIEV, A. A. & SMITH, G. M. 2009. **Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R**. Springer, New York, NY, USA.

ZWICK, P. 1992. Stream habitat fragmentation - a threat to biodiversity. **Biodiversity and Conservation**, 1:80-97.

APÊNDICES

APÊNDICE A - Localização dos riachos amostrados e parâmetros fisiográficos e físico-químicos (valores médios): ordem, largura média (Larg), profundidade média (Prof), velocidade da água (m/s), condutividade (Cond - em mS/cm.) e temperatura da água (Temp).

Ponto amostral	Nome e localização geográfica	Município sede	Ordem	Larg (m)	Prof (m)	Velocidade da água	Cond	Temp
P1	Córrego Jacutinga 20°53'13.15"S / 49°27'44.62"O	Bady Bassit	2	2,16	0,40	0.84	0,204	24,7 °C
P2	Córrego Jacarézinho 20°51'43.02"S / 49°36'56.39"O	Neves Paulista	2	2,88	0,36	0.73	0,117	23,5 °C
P3	Córrego Santa Rosa 20°44'38.69"S / 49°38'2.59"O	Monte Aprazível	2	2,73	0,42	0.45	0,127	20,8 °C
P4	Córrego do Tatu 20°45'49.05"S / 49°35'48.70"O	Bálsamo	2	2,78	0,38	0.96	0,167	20,4 °C
P5	Córrego Peroba 20°40'42.48"S / 49°37'26.52"O	Tanabi	2	2,46	0,32	1.50	0,380	20,4 °C
P6	Córrego Santa Bárbara 20°43'26.38"S / 49°52'42.23"O	Poloni	2	3,19	0,38	0.91	0,064	24 °C
P7	Córrego Fundo 21° 1'30.68"S / 49°24'57.29"O	Potirendaba	2	3,07	0,56	0.85	0,063	21,4 °C
P8	Córrego das Palmeiras 20°52'43.35"S / 49°14'27.52"O	Cedral	2	2,21	0,32	1.35	0,083	25,1 °C

APÊNDICE B - Ordem, família, nome científico e abundância das espécies de peixes capturadas nos diferentes tratamentos (n=6), antes e depois do incremento da complexidade estrutural; (C) tratamento controle; (M) tratamento com madeira; (MF) tratamento com madeira e folhas.

Ordem / Família	Espécies	Tratamentos					
		Antes			Depois		
		C	M	MF	C	M	MF
Characiformes							
Characidae	<i>Astyanax altiparanae</i>	3	8	9	2	3	7
	<i>Astyanax bockmanni</i>	0	0	0	1	1	3
	<i>Astyanax fasciatus</i>	4	15	5	2	2	4
	<i>Hyphessobrycon eques</i>	0	1	0	0	0	0
	<i>Oligosarcus pintoii</i>	106	3	2	70	3	5
	<i>Piabina argentea</i>	33	31	24	26	18	18
	<i>Bryconamericus stramineus</i>	2	5	0	1	1	0
	<i>Serrapinnus heterodon</i>	0	1	0	1	0	0
	<i>Serrapinnus notomelas</i>	0	7	4	0	1	2
Crenuchidae	<i>Characidium zebra</i>	1	0	0	2	0	0
Curimatidae	<i>Cyphocharax vanderi</i>	1	0	0	0	0	0
Erythrinidae	<i>Hoplias malabaricus</i>	1	1	0	1	1	1
Perciformes							
Cichlidae	<i>Cichlasoma paranaense</i>	1	0	1	1	1	0
	<i>Crenicichla britiskii</i>	0	1	1	1	0	1
	<i>Crenicichla cf.haroldoi</i>	0	0	1	0	0	0
	<i>Geophagus brasiliensis</i>	2	2	1	0	3	3
	<i>Oreochromis niloticus</i>	1	1	4	0	3	0
Siluriformes							
Callichthyidae	<i>Aspidoras fuscoguttatus</i>	4	1	14	1	5	2
	<i>Callichthys callichthys</i>	0	0	0	2	0	0
	<i>Corydoras aeneus</i>	13	23	5	11	17	6
Heptapteridae	<i>Imparfinis mirini</i>	0	0	0	4	1	0
	<i>Imparfinis schubarti</i>	11	1	0	15	1	13
	<i>Rhamdia quelen</i>	7	8	2	5	5	2
Loricariidae	<i>Hisonotus francirochai</i>	8	9	7	14	19	26
	<i>Hisonotus insperatus</i>	0	1	0	0	0	0
	<i>Hypostomus ancistroides</i>	55	56	20	49	32	17
	<i>Hypostomus nigromaculatus</i>	36	4	0	7	14	15
Cyprinodontiformes							
Poeciliidae	<i>Phalloceros harpagos</i>	3	11	14	4	3	2
	<i>Poecilia reticulata</i>	28	21	18	7	11	10
Gymnotiformes							
Gymnotidae	<i>Gymnotus sylvius</i>	7	10	7	6	5	3
Synbranchiformes							
Synbranchidae	<i>Synbranchus marmoratus</i>	0	0	0	1	1	1

APÊNDICE C – Dieta, tática alimentar, uso de hábitat e preferência de velocidade das espécies de peixes amostradas.

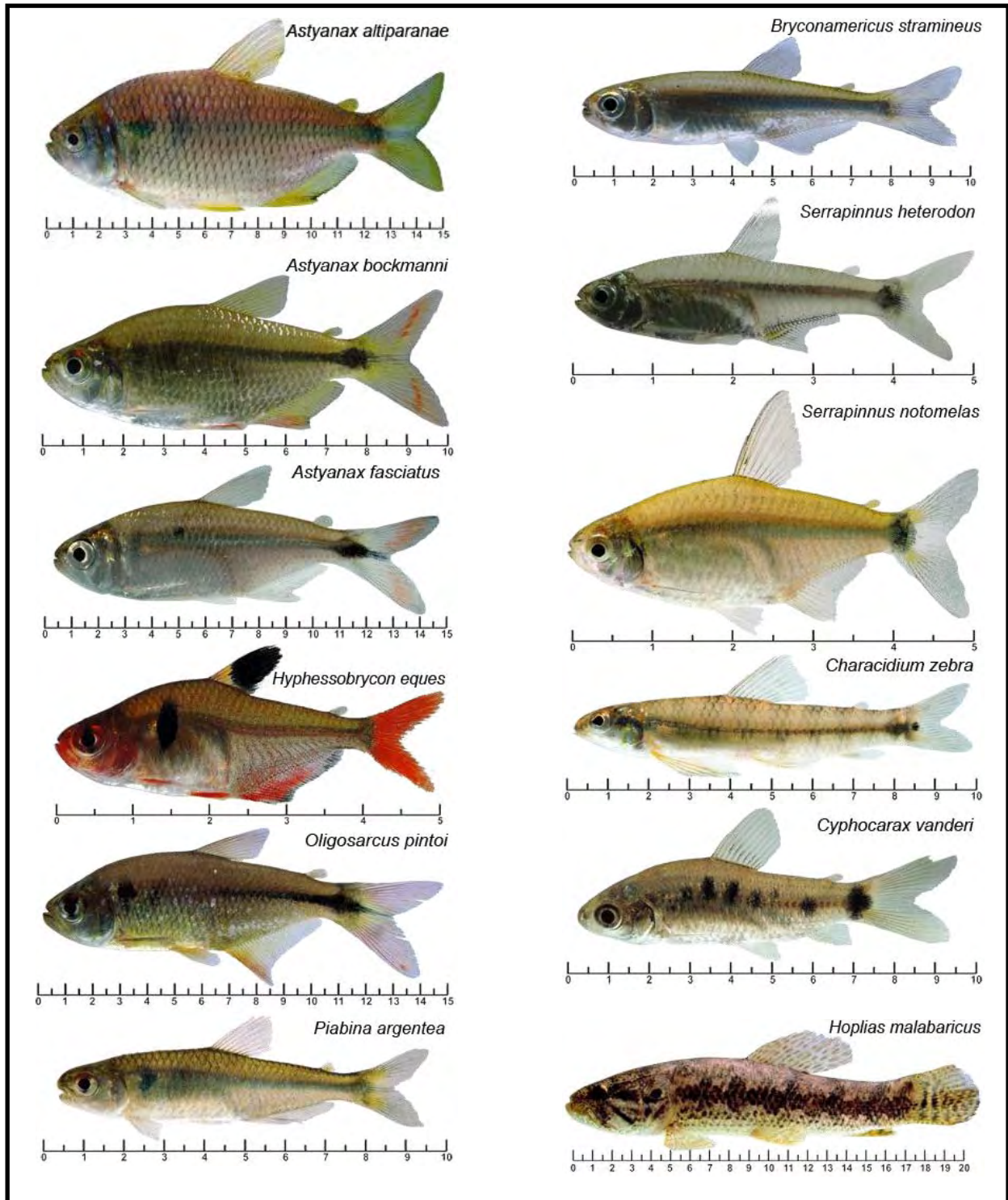
Espécies	Dieta ¹	tática alimentar ² *	Posição na coluna d'água ¹	preferência de velocidade ¹	preferência por substrato estável ¹
<i>A. altiparanae</i>	onívoro	coluna	nectônico	lento	moderado
<i>A. bockmanni</i>	onívoro	coluna	nectônico	lento	moderado
<i>A. fasciatus</i>	onívoro	coluna	nectônico	lento	moderado
<i>H. eques</i>	insetívoro	coluna	margens	lento	baixa
<i>O. pintoi</i>	insetívoro	coluna	margens	lento	baixa
<i>P. argentea</i>	onívoro	coluna	nectônico	intermediário	baixa
<i>B. stramineus</i>	insetívoro	coluna	nectônico	lento	moderado
<i>S. heterodon</i>	detritívoro	coluna	nectônico	lento	baixa
<i>S. notomelas</i>	detritívoro	coluna	nectônico	lento	baixa
<i>C. zebra</i>	insetívoro	predação	bentônico	rápido	alta
<i>C. vanderi</i>	detritívoro	escavador	nectobentônico	lento	baixa
<i>H. malabaricus</i>	carnívoro	predação	margens	lento	baixa
<i>C. paranaense</i>	onívoro	escavador	nectobentônico	lento	baixa
<i>C. britiskii</i>	insetívoro	predação	margens	moderada	baixa
<i>C. cf. haroldoi</i>	insetívoro	predação	margens	moderada	baixa
<i>G. brasiliensis</i>	onívoro	escavador	nectobentônico	lento	baixa
<i>O. niloticus</i>	onívoro	escavador	nectobentônico	lento	baixa
<i>A. fuscoguttatus</i>	insetívoro	especulador	bentônico	rápido	moderado
<i>C. callichthys</i>	onívoro	predador	bentônico	rápido	baixa
<i>C. aeneus</i>	onívoro	especulador	bentônico	moderada	baixa
<i>I. mirini</i>	insetívoro	especulador	bentônico	rápido	alta
<i>I. schubarti</i>	insetívoro	especulador	bentônico	rápido	moderado
<i>R. quelen</i>	insetívoro	predador	bentônico	moderada	moderado
<i>H. francirochai</i>	perifitívoro	pastador	margens	moderada	baixa
<i>H. insperatus</i>	perifitívoro	pastador	margens	moderada	baixa
<i>H. ancistroides</i>	perifitívoro	pastador	bentônico	moderada	moderado
<i>H. nigromaculatus</i>	perifitívoro	pastador	bentônico	rápido	alta
<i>P. harpagos</i>	detritívoro	coluna	superfície	lento	baixa
<i>P. reticulata</i>	detritívoro	coluna	superfície	lento	baixa
<i>G. sylvius</i>	insetívoro	predação	margens	moderada	baixa
<i>S. marmoratus</i>	carnívoro	predação	margens	moderada	baixa

* tática alimentar: alimentação na coluna d'água (coluna); especulador de substrato (especulador); predação furtiva (predação).

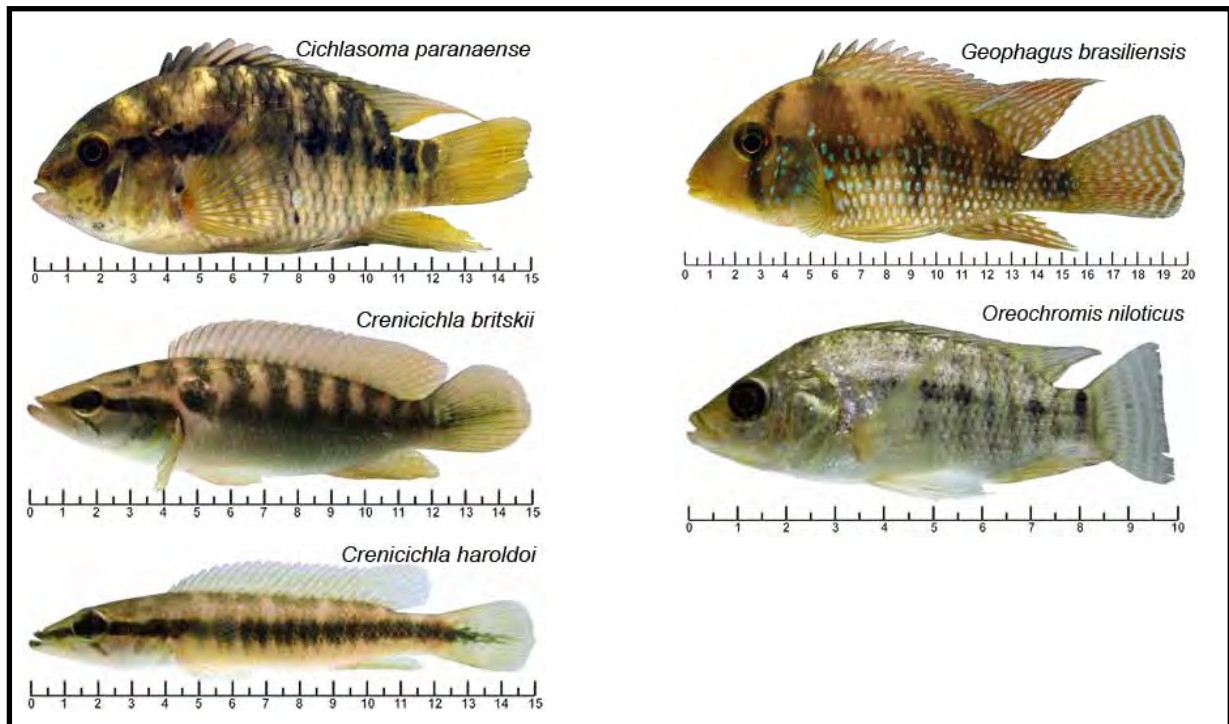
¹ Casatti (2002); Casatti et al., (2003) e Teresa & Casatti (2012).

² Casatti et al., (2001), Casatti (2002) e observações pessoais.

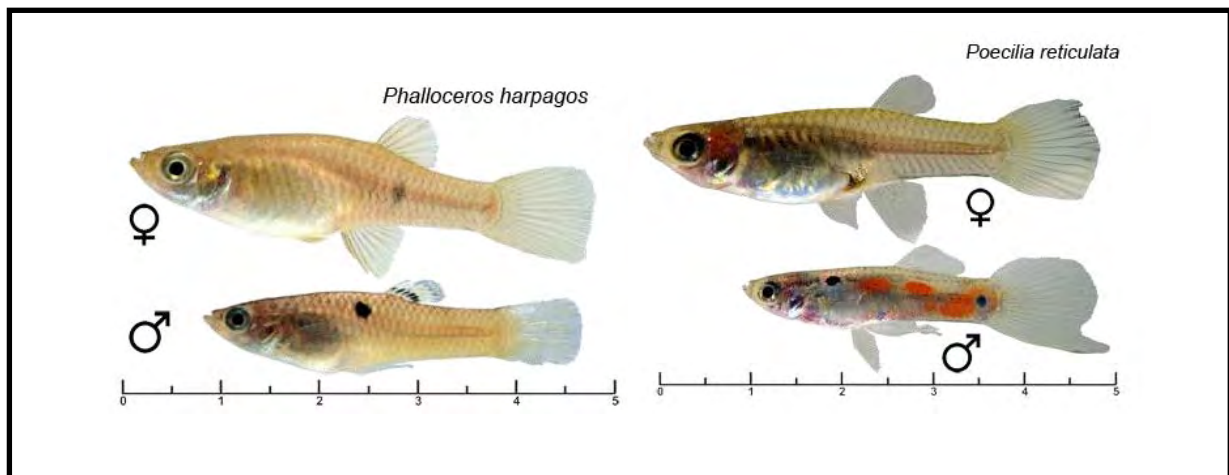
APÊNDICE D - Exemplos representativos das espécies de peixes da ordem Characiformes (Famílias Characidae, Crenuchidae, Curimatidae e Erythrinidae) coletadas durante o experimento. Escala em centímetros.



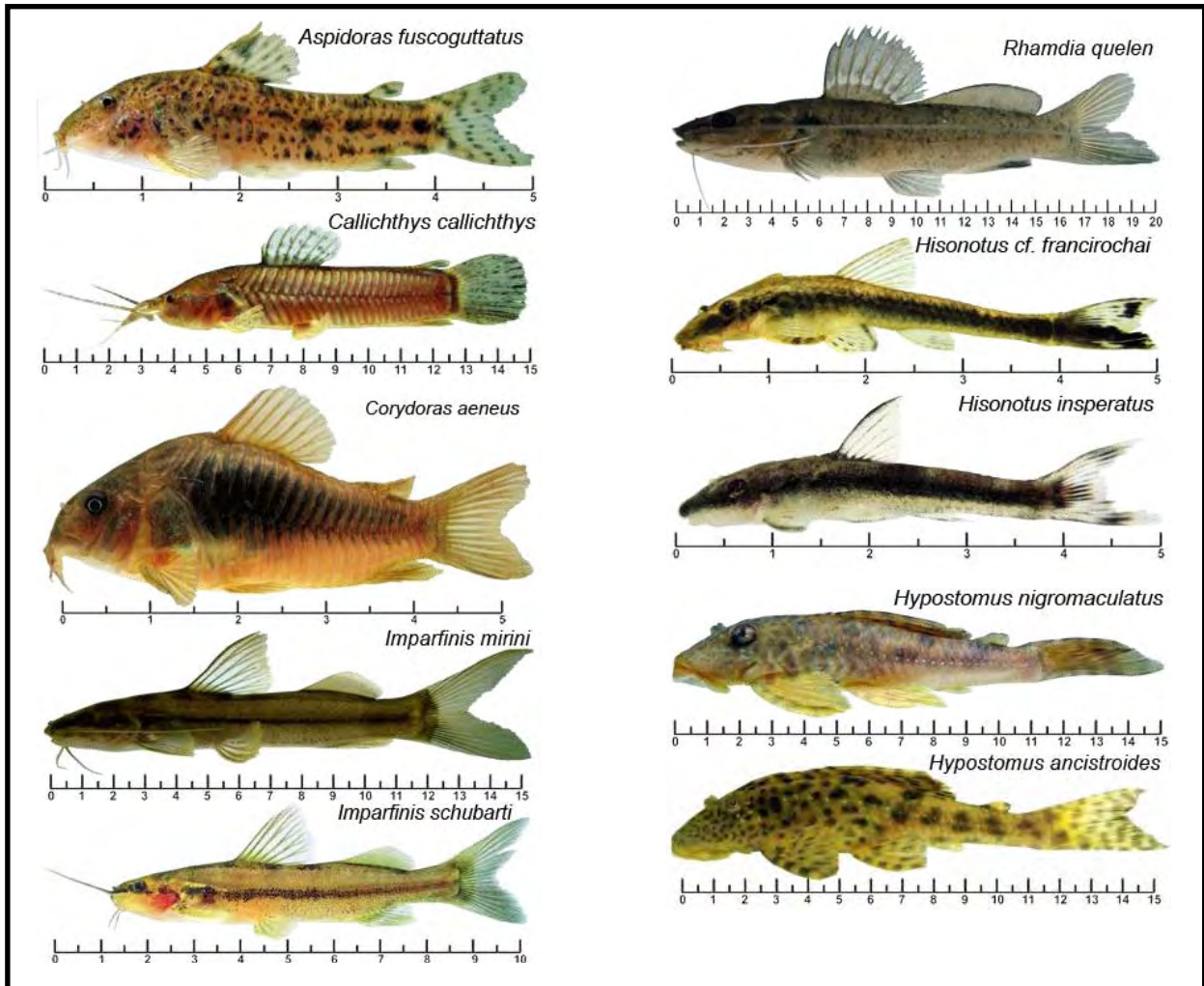
APÊNDICE E - Exemplos representativos das espécies de peixes da ordem Perciformes (Família Cichlidae) coletadas durante o experimento. Escala em centímetros.



APÊNDICE F - Exemplos representativos das espécies de peixes da ordem Cyprinodontiformes (Família Poeciliidae) coletadas durante o experimento. Escala em centímetros.



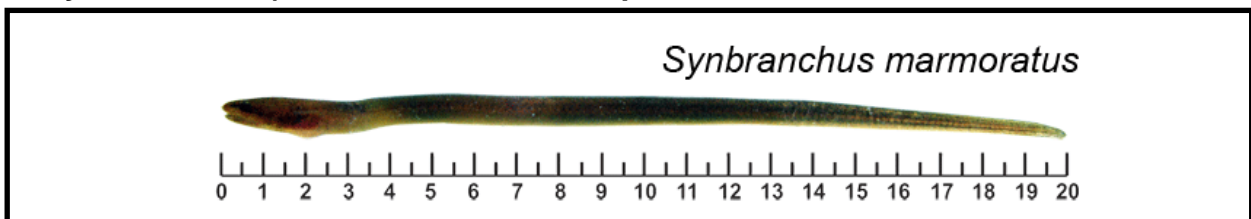
APÊNDICE G - Exemplos representativos das espécies de peixes da ordem Siluriformes (Famílias Callichthyidae, Heptapteridae e Loricariidae) coletadas durante o experimento. Escala em centímetros.



APÊNDICE H - Exemplar representativo da ordem Gymnotiformes (Família Gymnotidae) coletada durante o experimento. Escala em centímetros.



APÊNDICE I - Exemplar representativo da ordem Synbranchiformes (Família Synbranchidae) coletada durante o experimento. Escala em centímetros.



APÊNDICE J - Ordem e abundância dos táxons de macroinvertebrados capturadas nos diferentes tratamentos (n=3), antes e depois do incremento da complexidade estrutural; (C) tratamento controle; (M) tratamento com madeira; (MF) tratamento com madeira e folhas.

Classe / Ordem	Família	Guiadas tróficas*	Tratamentos						
			Antes			Depois			
			C	M	MF	C	M	MF	
Gastropoda									
Basommatophora	Planorbiidae	Rasp	1	4	1	1	0	1	
Sorbeoconcha	Thiaridae	Rasp	3	3	5	0	1	16	
Crustacea									
Decapoda	Palaemonidae	Frag	33	101	26	12	57	19	
Oligochaeta	-	Col	42	88	57	2	6	27	
Hirudinea	-	Pred	1	15	4	11	9	7	
Arachnida									
Trombidiformes	"Hidracarina"	Pred	3	3	1	5	0	0	
Rhizopoda	-		0	0	0	0	0	123	
Insecta									
Ephemeroptera	Baetidae	Col	782	1106	505	479	600	823	
	Caenidae	Col	20	26	5	39	97	144	
	Leptohyphidae	Col	58	58	34	192	276	308	
	Leptophlebiidae	Col	252	87	79	9	248	341	
Trichoptera	Calamoceratidae	Frag	3	1	0	0	4	5	
	Hydropsychidae	Filt	18	20	12	17	26	32	
	Hydroptilidae	Rasp	97	78	0	153	125	435	
	Leptoceridae	Frag	3	3	0	11	4	12	
	Odontoceridae	Rasp	0	0	0	2	0	1	
	Polycentropodidae	Filt	3	31	5	6	37	3	
	Plecoptera	Perlidae	Pred	0	0	1	2	5	2
Coleoptera	Dryopidae	Frag	20	2	10	2	2	0	
	Dytiscidae	Pred	2	4	0	2	1	2	
	Elmidae	Col	462	143	92	268	225	220	
	Gyrinidae	Pred	0	5	1	2	2	1	
	Hydrophilidae	Pred	3	0	2	6	5	33	
	Lutrochidae	rasp	0	0	0	0	3	0	
	Noteridae	Pred	0	3	0	1	0	2	
	Ptilodactilidae	Frag	3	1	0	0	1	0	
	Staphylinidae	Pred	1	0	1	0	12	0	
	Heteroptera	Belostomatidae	Pred	15	8	14	23	23	46
		Naucoridae	Pred	26	20	25	50	22	47
		Corixiidae	Rasp	7	2	0	0	1	0
		Saldidae	Pred	3	1	0	0	0	0
Diptera	Ceratopogonidae	Col	42	64	15	23	142	489	
	Canacidae	Rasp	1	0	1	0	5	0	
	Chironomidae	Col	817	6346	2543	1357	2222	7047	

Classe / Ordem	Família	Guildas* tróficas	Tratamentos					
			Antes			Depois		
			C	M	MF	C	M	MF
Insecta								
Diptera	Culicidae	Filt	0	1	0	25	2	18
	Dixidae	Filt	0	1	0	22	400	2
	Dolichopodidae	Pred	0	0	0	1	0	2
	Empididae	Pred	4	5	5	28	8	10
	Ephydriidae	Rasp	1	2	0	1	1	13
	Psychodidae	Col	1	2	0	0	0	0
	Simuliidae	Filt	40	39	16	56	123	177
	Stratiomyidae	Col	4	1	1	3	8	6
	Tabanidae	Pred	4	11	11	1	2	8
	Tipulidae	Pred	0	2	2	0	1	0
Lepidoptera	Pyralidae	Frag	21	30	9	26	9	4
Odonata	Aeshnidae	Pred	2	11	0	0	6	1
	Calopterygidae	Pred	27	24	16	80	54	122
	Coenagrionidae	Pred	36	17	4	103	45	74
	Cordullidae	Pred	0	1	0	7	0	7
	Gomphidae	Pred	9	42	9	17	55	46
	Libellulidae	Pred	47	21	1	120	98	91

* raspadores (rasp); fragmentadores (frag); filtradores (filt); coletores (col); e predadores (pred).

ANEXOS

ANEXO A. Modelo da tabela utilizada para caracterização da diversidade estrutural interna. Baseado em Ferreira (2010).

Diversidade estrutural interna	
<i>Vegetação aquática</i>	<i>Representatividade no trecho (%)</i>
Enraizada emergente	
Enraizada submersa	
Enraizada flutuante	
Flutuante	
Algas aderidas	
Algas flutuantes	
Vegetação aderida	
Litter (folhas, galhos pequenos)	
Galhos grandes e troncos	
<i>Substrato</i>	<i>Representatividade no trecho (%)</i>
Silte (<0.05 mm)	
Areia (0.05-2.0 mm)	
Cascalho (2.0-10.0 mm)	
Seixo (10.0-30.0 mm)	
Rocha (>30.0 mm)	