

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA DE
AMBIENTES AQUÁTICOS CONTINENTAIS

FABIELLE MUCIO BANDO

Efeito da estruturação de *habitat* por macrófitas aquáticas sobre atributos da assembleia de Chironomidae: uma análise experimental

Maringá
2016

FABIELLE MUCIO BANDO

Efeito da estruturação de *habitat* por macrófitas aquáticas sobre atributos da assembleia de Chironomidae: uma análise experimental

Dissertação apresentada ao programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais do Departamento de Biologia, Centro de Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Maringá, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ciências Ambientais.

Área de concentração: Ciências Ambientais

Orientador: Prof. Dr. Roger Paulo Mormul

Coorientador: Prof. Dr. Sidinei Magela Thomaz

Maringá
2016

"Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)"
(Biblioteca Setorial - UEM. Nupélia, Maringá, PR, Brasil)

B214e Bando, Fabielle Mucio, 1986-
Efeito da estruturação de *habitat* por macrófitas aquáticas sobre atributos da assembleia de Chironomidae : uma análise experimental / Fabielle Mucio Bando. -- Maringá, 2016.
27 f. : il. (algumas color.).
Dissertação (mestrado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais)-- Universidade Estadual de Maringá, Dep. de Biologia, 2016.
Orientador: Prof. Dr. Roger Paulo Mormul.
Coorientador: Prof. Dr. Sidinei Magela Thomaz.
1. Chironomidae - Comunidades, Ecologia de - Baía, Rio - Mato Grosso do Sul. 2. Macrófitas aquáticas - Tipos biológicos - Invertebrados associados - Baía, Rio - Mato Grosso do Sul. 3. Insetos aquáticos de água doce - Macrófitas - Associação. 4. Mesocosmos. I. Universidade Estadual de Maringá. Departamento de Biologia. Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais.

CDD 23. ed. -595.772178209816
NBR/CIP - 12899 AACR/2

FABIELLE MUCIO BANDO

Efeito da estruturação de *habitat* por macrófitas aquáticas sobre atributos da assembleia de Chironomidae: uma análise experimental

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais do Departamento de Biologia, Centro de Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Maringá, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ciências Ambientais pela Comissão Julgadora composta pelos membros:

COMISSÃO JULGADORA

Prof. Dr. Roger Paulo Mormul
Universidade Estadual de Maringá (Presidente)

Dr.^a Claudia Costa Bonecker
Universidade Estadual de Maringá (UEM)

Prof. Dr. Rômulo Diego de Lima Behrend
Centro Universitário Cesumar (UniCesumar)

Dr. Fábio Nascimento Oliveira Fogaça
Universidade Estadual de Maringá (UEM) (Suplente)

Prof. Dr. Edson Fontes de Oliveira
Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR) (Suplente)

Aprovada em: 04 de março de 2016.

Local de defesa: Auditório, Bloco H-90, *campus* da Universidade Estadual de Maringá.

Dedico este trabalho aos meus pais (Cido e Cida), aos meus irmãos (Fer e Fran), e aos meus amados sobrinhos (João Victor e Laura Regina).

AGRADECIMENTOS

Ao meu orientador Roger, que me trouxe tanto conhecimento, uma pessoa humana, ética, paciente e extremamente capacitada no que faz, um exemplo de pessoa em minha vida! Além disso, um grande amigo e companheiro de bons jantares.

Ao meu coorientador Nei, que me deu a oportunidade de iniciar na vida acadêmica, que muito me ensinou, pelo conhecimento, incentivo e pelas boas conversas ao longo dos anos.

Ao Prof. Dr. David Hoeinghaus e Jéssica Trevino da Universidade do Norte do Texas, pelo auxílio no delineamento e execução do experimento.

Aos colegas do laboratório de Macrófitas Aquáticas, em especial ao Edu que participou ativamente da preparação do experimento e coleta dos dados. E sempre esteve presente na minha caminhada acadêmica e com muita paciência me deu muitas aulas sobre ciência e métodos estatísticos. E a Thaisa que sempre me deu apoio, coorientou, aconselhou e me ensinou.

Aos colegas do laboratório de Zoobentos, em especial Camila e Gisele que muito me ensinaram sobre os invertebrados e pelas risadas diárias.

Aos meus pais Cido e Cida, sem os quais eu não teria chegado até aqui. Pelo carinho, amor e incentivo de todos os dias para que eu alcance meus sonhos e objetivos.

Aos meus irmãos Fernando e Francieli, que mesmo distantes sempre estiveram próximos.

Aos meus sobrinhos João Victor e Laura Regina que mesmo longe, me mostram a razão de viver, me trazem alegria e mostram que a vida é mais colorida com eles.

As minhas amigas Clau e Bau que sempre me apoiam nas minhas escolhas e estão presentes nas alegrias e tristezas da vida.

Ao meu amor Bruno Figueiredo, companheiro, amigo, professor e orientador presente em todos os momentos, me apoiando e mostrando que o dia é mais bonito e o sol brilha mais forte todas as manhãs.

Aos membros da banca, Dr.^a Claudia Costa Bonecker (UEM) e Prof. Dr. Rômulo D. L. Behrend (UniCesumar) por aceitarem prontamente o convite para avaliação deste trabalho e pelas valiosas sugestões.

Ao Programa de Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais, desde os meus mestres, que ao difundir o conhecimento embasaram todo o meu pensamento teórico e prático desta pesquisa e aos funcionários, em especial a Aldenir, Joscemara, Marlize e Cecília. E aos bibliotecários Salete e João que sempre estão dispostos a ajudar.

Ao Nupélia, pelo apoio logístico, a CAPES, pela concessão da bolsa de estudos e ao PROEX/CAPES, pelo financiamento do projeto de pesquisa.

A todos que de alguma forma estiveram ao meu lado me ajudando e apoiando direta e indiretamente.

Efeito da estruturação de *habitat* por macrófitas aquáticas sobre atributos da assembleia de Chironomidae: uma análise experimental

RESUMO

A heterogeneidade de estruturas físicas em ambientes aquáticos dada por macrófitas aquáticas aumenta a disponibilidade de *habitat* e conseqüentemente de recursos disponíveis para comunidades associadas às macrófitas. Comunidades de invertebrados aquáticos associados são fortemente influenciadas pela heterogeneidade de estruturas físicas. Foi manipulada *in situ* a heterogeneidade estrutural de bancos de macrófitas aquáticas em dois diferentes tratamentos (i) baixa heterogeneidade estrutural (um tipo biológico de macrófita aquática) e, (ii) alta heterogeneidade estrutural (três tipos biológicos de macrófitas aquáticas) e diferentes atributos de comunidade da família Chironomidae foram mensurados. Investigou-se como a diversidade funcional, riqueza, diversidade de espécies e densidade de Chironomidae respondem às alterações da heterogeneidade estrutural. As hipóteses de que (i) o aumento de tipos biológicos de macrófitas aquáticas eleva a diversidade funcional de Chironomidae e, (ii) como a riqueza, diversidade de espécies e a densidade respondem às alterações da heterogeneidade estrutural foram testadas. A riqueza funcional (FRic), a equitabilidade funcional (FEve) e a divergência funcional (FDiv) de Chironomidae não diferiram entre os tratamentos de heterogeneidade estrutural. A riqueza de espécies e a diversidade de Shannon-Wiener também, não diferiram entre os tratamentos, indicando que a heterogeneidade estrutural não foi o principal fator estruturador da assembleia de Chironomidae. Já a densidade de Chironomidae foi significativamente maior no tratamento em bancos compostos por três tipos biológicos de macrófitas aquáticas. A quantidade de tipos biológicos de macrófitas aquáticas não representa um bom indicativo da diversidade de animais aquáticos associados à região litorânea de ambientes aquáticos.

Palavras-chave: Insetos aquáticos. Ambientes lênticos. Experimento *in situ*. Mesocosmos.

Effects of *habitat* heterogeneity provided by macrophyte beds on attributes of Chironomidae assemblage: an experimental analysis

ABSTRACT

Structural heterogeneity in aquatic environments provided by aquatic macrophytes increases the *habitat* availability resulting in more resources available for plant-associated communities. Therefore, plant-associated organisms are strongly influenced by the structural heterogeneity. In this study, we carried out an experiment in the field, manipulating the structural heterogeneity of macrophytes beds, generating two treatments: (i) low structural heterogeneity (one biological types of macrophytes) and (ii) high structural heterogeneity (three biological types of macrophytes). Measuring the variation in community attributes of Chironomidae family organisms. Our main goal was identifying how the functional diversity responds to changes in the structural heterogeneity. We tested the hypothesis that (i) heterogeneous macrophyte beds increases the functional diversity Chironomidae assemblage and, (ii) species richness, species diversity and density respond to changes in structural heterogeneity. Functional richness (FRic), functional evenness (FEve) and functional divergence (FDiv) did not differ among treatments, suggesting that the structural heterogeneity does not affect the functional diversity of Chironomidae. The species richness and diversity of Shannon-Wiener also did not differ between treatments, indicating that the structural heterogeneity was not a structuring factor of Chironomidae assemblage. However, the density of Chironomidae assemblage was significantly higher density in the treatment with three biological types of macrophytes. Finally, our results indicate that *habitat* heterogeneity *per se* is not used as an indication of the possible diversity of aquatic animals plant-associated in littoral areas.

Keywords: Aquatic insects. Lentic environments. *In situ* experiment. Mesocosms.

Dissertação elaborada e formatada conforme
as normas da publicação científica
Invertebrate Biology Disponível em:
[http://onlinelibrary.wiley.com/journal/10.1111/\(ISSN\)1744-7410](http://onlinelibrary.wiley.com/journal/10.1111/(ISSN)1744-7410)

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	11
2	MATERIAL E MÉTODOS	13
2.1	ÁREA DE ESTUDO.....	13
2.2	DELINEAMENTO EXPERIMENTAL.....	13
2.3	ATRIBUTOS DA ASSEMBLEIA DE CHIRONOMIDAE.....	15
2.4	ANÁLISE DOS DADOS	16
3	RESULTADOS	17
4	DISCUSSÃO	19
	REFERÊNCIAS	21
	APÊNDICE A - Categorias de traços funcionais dos <i>taxa</i> de Chironomidae registrados em bancos de macrófitas aquáticas com alta e baixa heterogeneidade	27

1 INTRODUÇÃO

A estruturação física dos ecossistemas é um dos principais fatores que disponibiliza *habitat* para os organismos (McCoy & Bell 1991). Esse aumento da disponibilidade de *habitat* leva a uma maior heterogeneidade de estruturas físicas no ecossistema, elevando a disponibilidade de recursos alimentares e uma maior quantidade de refúgios para organismos que conseqüentemente reduz o risco de predação (p. ex. MacArthur & MacArthur 1961). A disponibilidade de *habitat* pode causar alterações na composição de espécies (p.ex., Lassau & Hochuli 2004, Durães et al. 2005) devido a diversificação de nichos (aumento de micro-habitat) (Li & Reynolds 1994) e conseqüente redução da competição, possibilitando maior coexistência (Schoener 1974; Pierre & Kovalenko 2014). Sendo assim, é intuitivo propor que o aumento da heterogeneidade de estruturas pode elevar a diversidade de espécies (MacArthur & MacArthur 1961; McCoy & Bell 1991).

Em ambientes aquáticos, diferentes tipos de substratos podem promover o aumento da heterogeneidade estrutural do ecossistema como, por exemplo, pedras, folhas, ramos vegetais e macrófitas aquáticas (Downes et al. 1998; Scealy et al. 2007; Jermacz et al. 2015). Entre esses substratos, as macrófitas aquáticas são consideradas organismos-chave por aumentar a estruturação do *habitat*, a disponibilidade de alimento e elevar a diversidade de assembleias aquáticas (Taniguchi et al. 2003; Thomaz et al. 2008; Thomaz & Cunha 2010). A diferenciação dos tipos biológicos de macrófitas aquáticas (anfíbias, emergentes, epífitas, enraizada com folhas flutuantes, flutuante livre, submersa enraizada e submersa livre) (Sculthorpe 1985; Pedralli 1990) é uma das características que permite esse grupo elevar a heterogeneidade estrutural do ecossistema, gerando a diversificação de micro-habitat (Cremona et al. 2008). Entre as comunidades influenciadas pela heterogeneidade estrutural gerada pelas macrófitas aquáticas estão os peixes (Agostinho et al. 2003; Wilis et al. 2005) e invertebrados (Takeda et al. 2003; Taniguchi et al. 2003; Thomaz et al. 2008).

Os invertebrados associados às macrófitas aquáticas são um importante componente dos ecossistemas aquáticos, pois desempenham diversas funções na teia alimentar (Cooper & Knight 1985) e também auxiliam nos processos ecossistêmicos (McQueen et al. 1986). Ao alterar a heterogeneidade estrutural dos ecossistemas, as macrófitas aquáticas podem afetar a riqueza, diversidade de espécies e abundância de invertebrados (Taniguchi et al. 2003; Cremona et al. 2008; Mormul et al. 2011; Walker et al. 2013), o que acarretaria em potenciais modificações nas relações bióticas entre espécies e em última análise em processos ecossistêmicos, p. ex. produtividade e ciclagem de nutrientes (Thomaz & Cunha 2010).

Dentre os invertebrados aquáticos, a família Chironomidae pode ser considerada um eficaz indicador de alterações ambientais, pois possui diversas espécies sensíveis e tolerantes (Pinder 1982; Takeda et al. 2003; Takahashi et al. 2008), além de alta diversidade de espécies e amplas preferências de *habitat* (Sanseverino & Nessimian 2008; Buttaka et al. 2014).

Riqueza, diversidade de espécies e abundância são atributos comumente utilizados para analisar a resposta de assembleias associadas em relação às mudanças na heterogeneidade estrutural provocada pelas macrófitas aquáticas (Takeda et al. 2003; Taniguchi et al. 2003; Thomaz & Cunha 2010). Por exemplo, a assembleia de peixes (Agostinho et al. 2007), gastrópodes (Matias et al. 2007) e invertebrados (Takeda et al. 2003) mostram que mudanças na estrutura do *habitat* alteram, a riqueza, a diversidade e a abundância desses *taxa*. Contudo, apesar dessas métricas serem utilizadas frequentemente para descrever as comunidades biológicas, elas podem ser pouco efetivas para descrever aspectos da estrutura e da dinâmica da comunidade. Por exemplo, diferentes comunidades com riquezas semelhantes, podem apresentar organismos que desempenham funções diferentes (Webb 2000; Díaz & Cabido 2001; Petchey 2004). Assim, medidas de diversidade funcional permitem uma resposta mais específica da dinâmica do ecossistema e uma análise mais eficiente entre os diversos processos que estruturam as comunidades (Tilman 2001; Díaz & Cabido 2001; Mouchet et al. 2010). A diversidade funcional de invertebrados é um atributo de comunidade pouco mensurado na avaliação do efeito da heterogeneidade sobre a estrutura das comunidades, e pode indicar o número e variabilidade de funções ecológicas das espécies (Heino 2005). Dessa forma, mensurar a diversidade funcional de invertebrados aquáticos considerando, por exemplo, alguns dos atributos funcionais comumente utilizados (tamanho corporal das espécies, mobilidade e hábitos alimentares) (Merritt & Cummins 1996; Usseglio-Polatera et al. 2000; Heino 2005) poderia constituir uma importante ferramenta para avaliação dos efeitos da heterogeneidade estrutural sobre os traços funcionais de espécies ou de toda a comunidade.

Nesse contexto, a heterogeneidade estrutural de bancos de macrófitas aquáticas foi manipulada em campo e as respostas dos atributos de comunidade da família Chironomidae foram mensuradas. O principal objetivo foi identificar como os atributos de comunidade respondem às alterações da heterogeneidade estrutural, causada pela variação no número de tipos biológicos de macrófitas aquáticas presentes nos bancos. A hipótese de que (i) o aumento de tipos biológicos de macrófitas aquáticas eleva a diversidade funcional de Chironomidae e, (ii) como riqueza, diversidade de espécies e a densidade respondem às alterações da heterogeneidade estrutural foi testada. Com isso foi esperado que o aumento de

tipos biológicos de macrófitas aquáticas, elevasse a diversidade funcional, riqueza, diversidade de espécies e densidade.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 ÁREA DE ESTUDO

O experimento foi realizado em cinco lagoas (Onça, Sem Nome, Maria Luiza, Aurélio, Porcos) conectadas ao rio Baía, subsistema da planície de inundação do alto rio Paraná, Brasil (Fig. 1), entre os meses de setembro a dezembro de 2013. O subsistema Baía possui a maior diversidade de macrófitas aquáticas da planície de inundação do alto rio Paraná (Thomaz et al. 2009), se tornando uma importante região para a preservação da biodiversidade local.

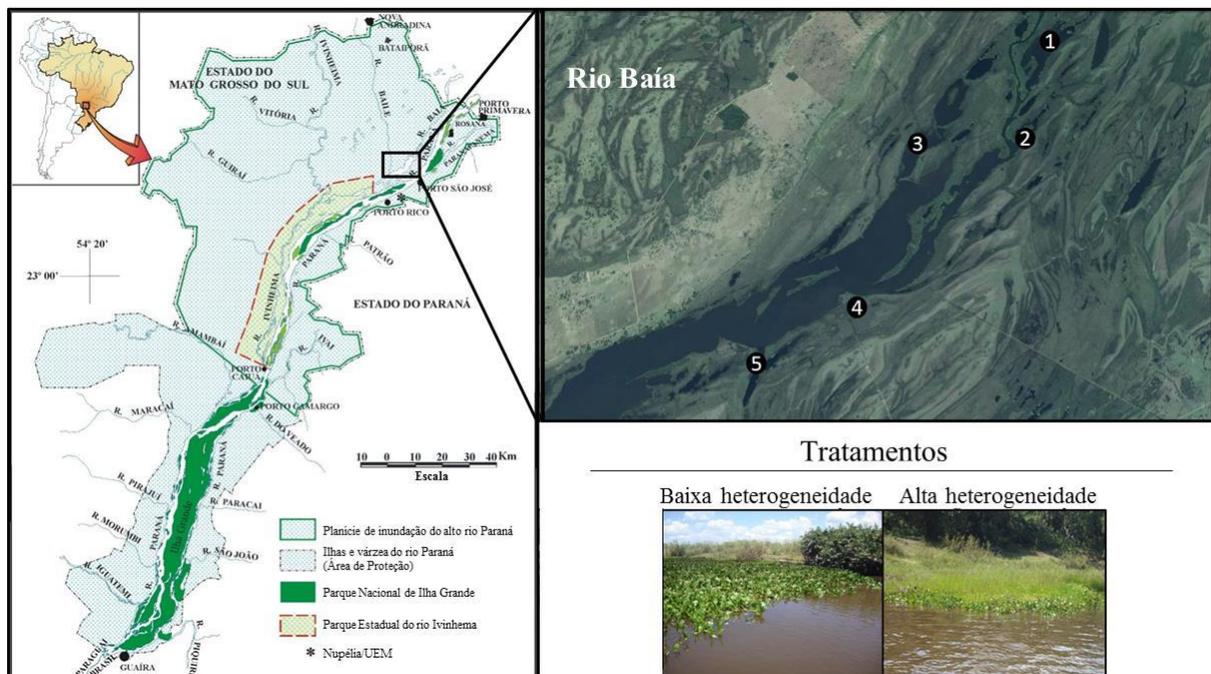


Figura 1 – Mapa mostrando a área de estudo: planície de inundação do alto rio Paraná. Em destaque o rio Baía com números indicando os locais das lagoas em que o experimento foi realizado: (1) Lagoa Onça (2) Lagoa Sem Nome (3) Lagoa Maria Luiza (4) Lagoa Aurélio (5) Lagoa Porcos. Cada lagoa contém um dos tratamentos retratado: baixa heterogeneidade estrutural (um tipo biológico de macrófita aquática) e alta heterogeneidade estrutural (três tipos biológicos de macrófitas aquáticas) (Fonte: Trevino JM, 2015).

2.2 DELINEAMENTO EXPERIMENTAL

Em cada uma das cinco lagoas, dois tratamentos de heterogeneidade estrutural foram produzidos, manipulando-se a quantidade de tipos biológicos presentes nos bancos de macrófitas aquáticas: baixa heterogeneidade estrutural (1TB) - banco de macrófitas com um

tipo biológico e alta heterogeneidade estrutural (3TB) - banco de macrófitas com três tipos biológicos. Os tipos biológicos de macrófitas utilizados foram determinados pela riqueza e abundância natural dentro de cada lagoa, portanto os tipos biológicos foram diferentes entre os tratamentos de cada lagoa, pois cada lagoa possuía tipos biológicos distintos. O tamanho dos bancos foi padronizado (10m x 1m) (Fig. 2), considerando que a diversidade é diretamente correlacionada com a área amostrada (Rosenzweig 1995). O lado mais longo (10m) dos bancos de macrófitas foi posicionado paralelamente à margem da lagoa e o lado mais curto (1m) permaneceu perpendicular à margem. Em cada banco de macrófitas manipulado havia uma “zona tampão” (com presença de macrófitas aquáticas) ao redor de cada banco (2m x 2m), a qual foi preparada com a finalidade de reduzir influências externas (p. ex. movimentação da coluna d’água e resuspensão do sedimento) sobre as variáveis respostas (diversidade funcional, riqueza, diversidade de espécies e densidade). Espécies de macrófitas que ocasionalmente colonizaram os bancos durante o experimento foram retiradas para manter as condições específicas dos tratamentos.

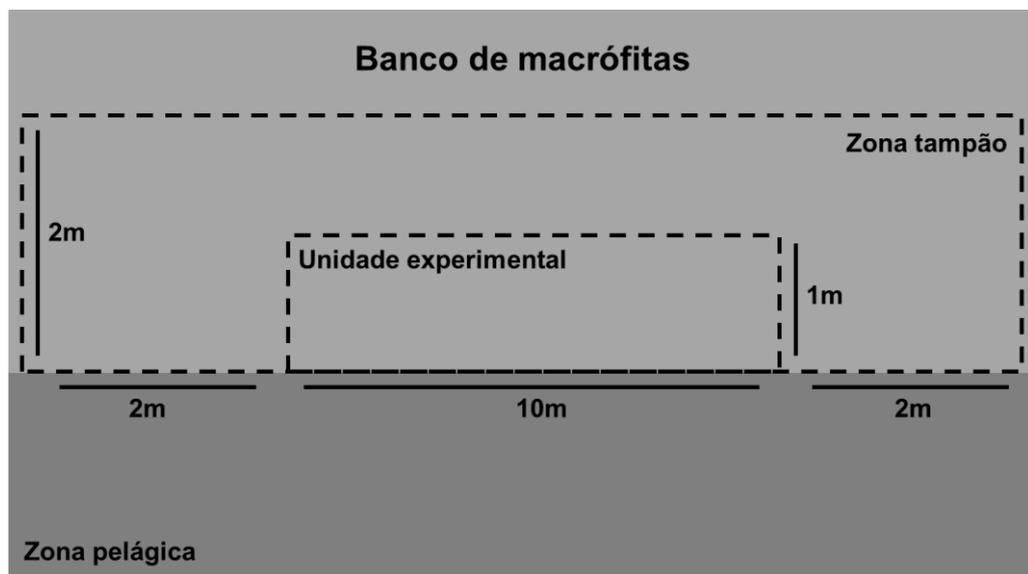


Figura 2 – Detalhamento da padronização do tamanho dos bancos de macrófitas aquáticas utilizados (10m x 1m), bem como da posição desses bancos dentro das lagoas conectadas ao rio Baía.

A coleta dos invertebrados associados foi realizada quatro meses após a manipulação inicial dos bancos, provendo tempo suficiente para o estabelecimento e estabilização da comunidade de invertebrados. Os invertebrados associados às macrófitas aquáticas foram amostrados em três pontos de cada banco de macrófitas, formando amostras compostas e que posteriormente as amostras de cada banco foram agrupadas para a triagem. As amostras foram

coletadas com o uso de uma rede de plâncton (malha=68 μ m), a rede foi colocada sob as macrófitas aquáticas, a profundidade em que a rede foi colocada foi medida em cada um dos três pontos para a medida de volume da água filtrada e logo em seguida a rede foi puxada em direção as macrófitas e estas foram lavadas. A amostra que ficou retida na rede foi colocada em potes de polietileno e conservada em álcool 80%. Subamostras de invertebrados associados (10% de 500 ml) foram feitas para triagem em laboratório até menor nível taxonômico possível utilizando microscópio estereoscópico e literatura especializada (Mugnai et al. 2010).

2.3 ATRIBUTOS DA ASSEMBLEIA DE CHIRONOMIDAE

Para análise da diferença da diversidade funcional e dos atributos de comunidade entre os tratamentos foi utilizada apenas a assembleia de Chironomidae, por ser a assembleia mais abundante dos invertebrados associados e devido a maior facilidade de identificação em nível de espécie, além de maior facilidade para categorizar os traços funcionais com base em literatura especializada. As larvas de Chironomidae foram montadas em lâminas com meio de Hoyer de acordo com metodologia proposta por Trivinho-Strixino (2014) e identificadas até o menor nível taxonômico possível utilizando microscópio óptico binocular e literatura especializada (Trivinho-Strixino 2014). Após a identificação das larvas de Chironomidae a abundância encontrada foi padronizada para 100% da amostra e posteriormente padronizada com o volume de água filtrada através da fórmula do volume do cilindro, $V=\pi r^2 h$, em que r é o raio da rede de plâncton utilizada e h a profundidade média medida nos três pontos de cada tratamento, obtendo assim os valores de densidade dos *taxa* (ind. cm⁻³). As lâminas de Chironomidae e os exemplares dos invertebrados associados estão armazenados no Laboratório de Ecologia de Zoobentos (Nupélia/UEM).

A diversidade funcional da assembleia de Chironomidae foi calculada para cada amostra em ambos os tratamentos (1TB e 3TB). Para avaliar a diversidade funcional de Chironomidae baseado em bibliografia especializada (Merritt & Cummins 1996; Heino 2005; Trivinho-Strixino 2014), os indivíduos foram classificados quanto ao tamanho do corpo (pequeno, médio e grande), ao hábito de vida (escalador, escavador, minador, nadador, reptante, e tubícolas) e ao hábito trófico (coletor-catador, coletor-filtrador, fragmentador, predador, raspador) (APÊNDICE A). Esses traços funcionais foram selecionados, pois caracterizam bem a assembleia de Chironomidae em relação a variação estrutural do *habitat* e têm sido utilizados em outros estudos de diversidade funcional de insetos (Merritt & Cummins 1996; Heino 2005; Poff et al. 2006). Três medidas de diversidade funcional foram

utilizadas: riqueza funcional (FRic), equitabilidade funcional (FEve) e divergência funcional (FDiv) (Mason et al. 2005; Villéger et al. 2008). Os três índices descritos por Villéger et al. (2008) descrevem um aspecto independente da diversidade funcional, portanto, para um bom estudo de diversidade funcional é importante a análise dos três índices juntos. A riqueza funcional (FRic) corresponde ao tamanho do espaço funcional preenchido pelas espécies de uma comunidade, enquanto que a equitabilidade funcional (FEve) descreve a uniformidade da distribuição da abundância das espécies no espaço funcional e reflete a regularidade com que as espécies estão distribuídas nesse espaço e, a divergência funcional (FDiv) representa como a abundância de espécies é distribuída ao longo de um eixo de traços funcionais, dentro de um intervalo ocupado pela comunidade.

2.4 ANÁLISE DOS DADOS

Os três índices de diversidade funcional (FRic, FEve, FDiv) foram calculados utilizando o software livre R, versão 3.0.1 (R Development Core Team, 2014) com o pacote FD (Laliberté & Legendre 2010). Para o cálculo dos índices de diversidade funcional foi utilizada uma matriz de densidade de *taxa* e uma matriz categórica de traços funcionais. Os índices foram calculados através da função *dbFD*, a qual utiliza a Análise de Coordenadas Principais (PCoA) (Laliberté & Legendre 2010) para escalonar as amostras em eixos principais de acordo com a distância de Gower, originada pela similaridade de traços funcionais entre as amostras. A riqueza de espécie (*S*) e o índice de diversidade de Shannon-Wiener (*H'*) foram padronizados pelo método de rarefação, a fim de controlar o efeito do número de indivíduos sobre as amostras (Gotelli & Colwell 2001), utilizando a programa EcoSim v.7.72 (Entsminger 2014).

Para testar as possíveis diferenças significativas ($P < 0,05$) nos índices de diversidade funcional (FRic, FEve, FDiv), riqueza de espécies, diversidade de Shannon-Wiener e densidade entre os tratamentos de heterogeneidade estrutural (1TB e 3TB), foi utilizado o teste de Wilcoxon, pois os pressupostos da análise paramétrica não foram atingidos. Além disso, o teste foi realizado para amostras dependentes, devido ao possível efeito dependente da característica de cada lagoa (condições físicas e químicas, e composição de espécies de invertebrados disponível para colonização). Os testes de Wilcoxon foram realizados no programa Statistica 7.1 (StatSoft Inc. 2005), utilizando os índices de diversidade funcional (FRic, FEve, FDiv), riqueza de espécies, diversidade de Shannon-Wiener e densidade como variáveis respostas.

3 RESULTADOS

Foram registradas 2950 larvas de Chironomidae distribuídas em 30 *taxa*. No tratamento com um tipo biológico de macrófitas foram observados 20 *taxa*, enquanto que no tratamento com três tipos biológicos de macrófitas foram registrados 24 *taxa* de Chironomidae. A riqueza funcional ($Z = 0,73$; $P = 0,46$) (Fig. 3A), equitabilidade funcional ($Z = 0,13$; $P = 0,89$) (Fig. 3B) e divergência funcional ($Z = 0,67$; $P = 0,50$) (Fig. 3C) não diferiram entre os tratamentos, sugerindo que a heterogeneidade estrutural não afeta a diversidade funcional de Chironomidae. No entanto, foi possível observar que a riqueza e a divergência funcional média foram maiores no tratamento com três tipos biológicos de macrófitas. Em contrapartida, a equitabilidade funcional média foi maior no tratamento com apenas um tipo biológico de macrófitas aquáticas.

A riqueza de espécies ($Z = 0,94$; $P = 0,34$) (Fig. 3D) e a diversidade de Shannon-Wiener não diferiram entre os tratamentos de heterogeneidade estrutural ($Z = 0,94$; $P = 0,34$) (Fig. 3E), indicando que a heterogeneidade estrutural não foi um fator estruturador da assembleia de Chironomidae. Contudo, a densidade de espécies de Chironomidae foi afetada significativamente pela heterogeneidade estrutural ($Z = 2,02$; $P = 0,04$) (Fig. 3F) com maiores valores de densidade registrados no tratamento com três tipos biológicos de macrófitas.

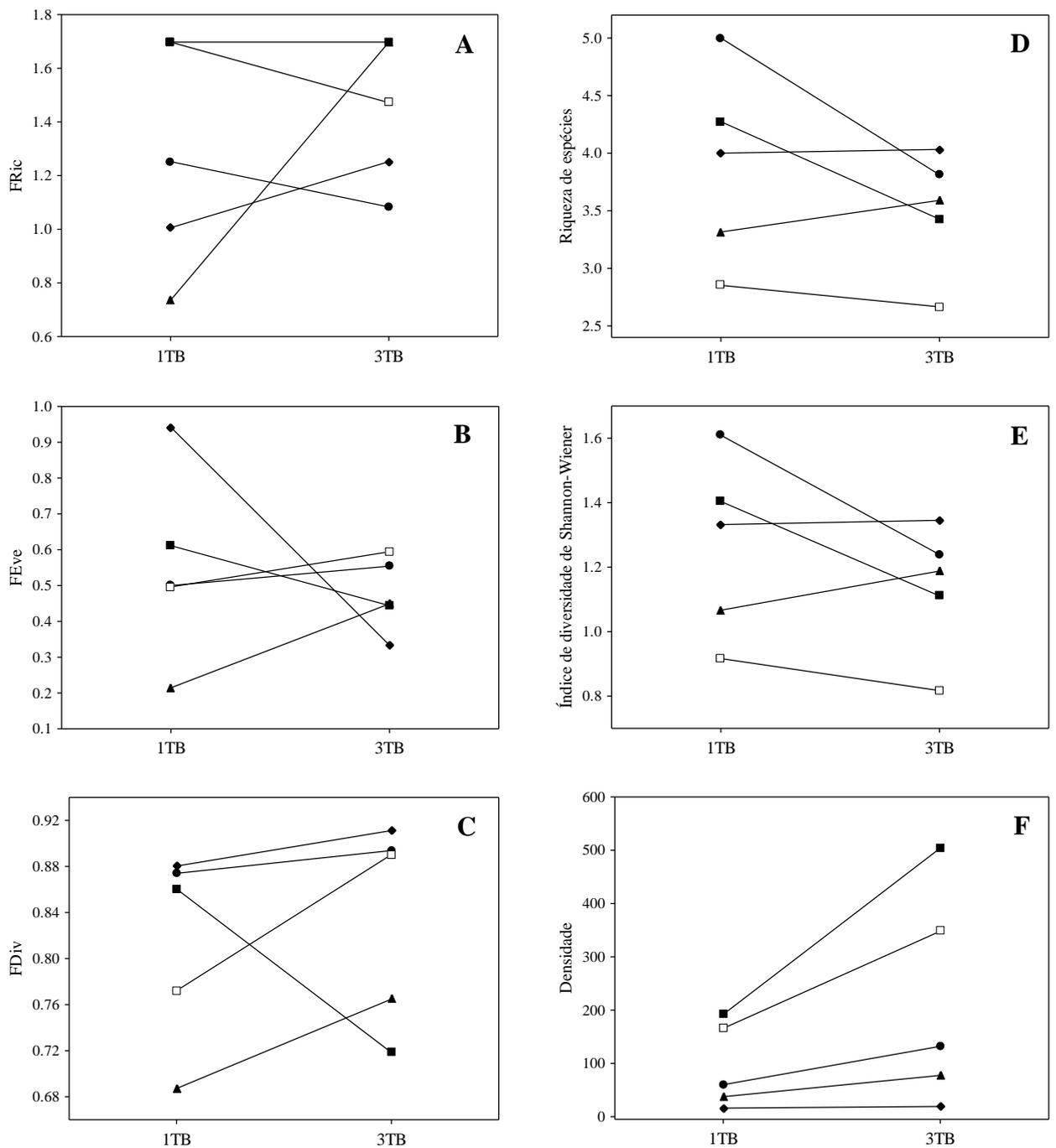


Figura 3 - Comparação dos atributos da assembleia de Chironomidae: riqueza funcional (A), equitabilidade funcional (B), diversidade funcional (C), riqueza rarefeita (D), diversidade rarefeita (E) e densidade de organismos (F) em baixa heterogeneidade estrutural (1TB) e alta heterogeneidade estrutural (3TB). Os pontos representam cada uma das cinco lagoas estudadas: Lagoa Aurélio (◆); Lagoa Maria Luiza (▲); Lagoa Sem Nome (●); Lagoa Onça (□) e Lagoa Porcos (■).

4 DISCUSSÃO

Ao contrário do previsto, os índices de diversidade funcional (FRic, FEve, FDiv) da assembleia de Chironomidae não foram maiores em *habitat* estruturalmente mais heterogêneos. Dessa forma, a hipótese de que alta heterogeneidade estrutural eleva a diversidade funcional de invertebrados foi rejeitada, sugerindo que a diversificação de tipos biológicos de macrófitas aquáticas não é *per se* um importante fator estruturador da assembleia de Chironomidae em regiões litorâneas. Porém, não se pode descartar a hipótese de que a heterogeneidade estrutural interaja com outros fatores ambientais promovendo indiretamente profundas modificações na estrutura da assembleia de Chironomidae ou mesmo de outros invertebrados aquáticos. Similarmente, a riqueza rarefeita e a diversidade de espécies de Chironomidae também não foram maiores em bancos com alta heterogeneidade estrutural, indicando mais uma vez que a diversificação de tipos biológicos de macrófitas aquáticas pode não ser *per se* importante em regiões litorâneas. Por outro lado, a densidade de espécies de Chironomidae foi maior em *habitat* mais heterogêneos.

Embora uma relação positiva entre a heterogeneidade estrutural e a diversidade funcional de comunidades seja sugerida (Heino et al. 2004), o efeito da heterogeneidade estrutural *per se* não é, em geral, dissociado de outros fatores ambientais que atuam como fatores de confundimento, tais como a complexidade estrutural do *habitat* (Cunha et al. 2012; 2016 *in press*), que está relacionada à variação da abundância/densidade de estruturas físicas (McCoy & Bell 1991; Tokeshi & Arakaki 2012), que atua como uma quantificação da disponibilidade de micro-habitat no ambiente (Mcnett & Rypstra, 2000). Apenas a heterogeneidade estrutural foi padronizada nos diferentes locais de experimentação, considerando que o objetivo da experimentação foi o de observar o efeito “puro” da variável preditora. Dessa forma, é possível que variações na complexidade estrutural entre espécies e mesmo entre indivíduos de uma mesma espécie tenham influenciado fortemente a diversidade funcional da assembleia de Chironomidae.

Outro provável fator de influência sobre os atributos mensurados nesse experimento é a presença de predadores, tais como peixes invertívoros, que podem atingir alta abundância nos interstícios de macrófitas, elevando a pressão de predação sobre invertebrados associados, entre os quais, Chironomidae é uma das presas mais selecionadas (Figueiredo et al. 2015). Isso se deve ao fato da família Chironomidae estar entre os mais abundantes *taxa* de invertebrados em ambientes aquáticos (Thomaz et al. 2008). Além disso, a cor avermelhada do corpo deles é bastante conspícua e facilita a detecção por predadores. Se por um lado, alta

heterogeneidade estrutural promove a diversificação de *habitat* e recursos para a assembleia de Chironomidae, faz-se também para peixes invertívoros, que habitam essas regiões para evitar espécies piscívoras. Elevada taxa de consumo de invertebrados, tendem a diminuir a diversidade funcional, riqueza e diversidade de espécies na assembleia presente (Paine 1966; Crowl et al. 1997; Tirok et al. 2011).

A ausência de diferença na maior parte das variáveis respostas comparando os tratamentos de heterogeneidade estrutural pode ainda ser resultado dos tipos biológicos de macrófitas incluídas nos bancos. A heterogeneidade estrutural foi controlada em cada tratamento, porém a composição de espécies de cada banco de macrófitas aquáticas variou. Assim, é possível que o tipo biológico de macrófitas *per se* tenha sido mais importante que a quantidade de tipos biológicos de macrófitas, sugerindo que a identidade da espécie poderia afetar a dinâmica da assembleia de invertebrados associados. A espécie de macrófita mais abundante e o componente principal dos tratamentos de baixa heterogeneidade estrutural foi *Eichhornia azurea* (Sw.) Kunth, a qual é uma espécie enraizada com folhas flutuantes, e possui elevada plasticidade estrutural, fornecendo vários níveis de heterogeneidade estrutural, mesmo em monoculturas (Padial et al. 2009).

A densidade de Chironomidae foi a única variável resposta mensurada que, de fato, respondeu como predito e apresentou maiores valores em tratamentos com três tipos biológicos de macrófitas. Considerando que no tratamento de alta heterogeneidade estrutural houve maior densidade de Chironomidae, sem, no entanto, diferir quanto a riqueza, pode-se supor que houve aumento na densidade de alguns poucos *taxa* dominantes, entre os quais o gênero *Asheum* (Sublette, 1964) apresentou alta representatividade no tratamento de alta heterogeneidade estrutural, e foi o *taxon* mais frequente. Este é um gênero da família Chironomidae que, em geral, apresenta hábito trófico do tipo predador, que pode tanto competir por recursos quanto preda outros indivíduos (Buttaka et al. 2014). Portanto, a dominância do gênero *Asheum*, pode ter influenciado a alta densidade de Chironomidae em tratamentos com alta heterogeneidade estrutural, devido a dominância e ao comportamento predador deste gênero.

A alta diversidade de espécies em *habitat* estruturados comparado com *habitat* mais homogêneos (Arrington & Winemiller 2006, Montaña & Winemiller 2010) é comumente associada com o aumento da diversidade de espécies que exploram recursos de micro-habitat disponíveis (Willis et al. 2005). Apesar disso, os resultados foram contrários ao que se esperava com o aumento da heterogeneidade de estruturas. Contudo, outros autores também encontraram resultados similares, em que a alta heterogeneidade estrutural não afetou de

forma significativa a assembleia de invertebrados associados (p.ex. Cremona et al. 2008; Matias et al. 2010; Ferreira et al. 2011).

Se por um lado o teste de hipótese *in situ* aproxima os resultados do estudo da real dinâmica ocorrida no ambiente, por outro lado ele dificulta o controle de variáveis que interferem (por vezes indiretamente) nos resultados esperados (como atributos de diversidade funcional, riqueza e diversidade de espécies), como ocorreu neste trabalho, reduzindo a capacidade do pesquisador em encontrar relações diretas de causa-efeito. Mesmo assim, é possível sugerir conforme os resultados obtidos que o aumento da heterogeneidade estrutural causado pela diversificação de tipos biológicos de macrófitas aquáticas não proporciona aumento da diversidade funcional na assembleia de invertebrados aquáticos em áreas litorâneas. Além disso, os resultados indicam que outros fatores relacionados com a estruturação física do *habitat* possam ser também considerados preditores importantes dessa assembleia, sugerindo que em levantamentos de biodiversidade, a quantidade de tipos biológicos de macrófitas não seja utilizada como um indicativo da possível diversidade de animais aquáticos associados à região litorânea.

REFERÊNCIAS

- Agostinho AA, Gomes LC & Julio Jr. HF 2003. Relações entre macrófitas aquáticas e fauna de peixes. In: Thomaz SM, Bini LM, eds., *Ecologia e Manejo de Macrófitas Aquáticas*. Maringá: Eduem.
- Agostinho AA, Thomaz SM, Gomes LC & Balta SLr. 2007. Influence of the macrophyte *Eichhornia azurea* on fish assemblage of the Upper Paraná River floodplain (Brazil). *Aquat. Ecol.* 41: 611-619.
- Arrington DA & Winemiller KO 2006. Habitat affinity, the seasonal flow pulse, and community assembly in littoral zone of a Neotropical floodplain river. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 25: 126-141.
- Buttaka CMM, Ragonha FH & Takeda AM 2014. Chironomidae larvae (Diptera) of Neotropical floodplain: overlap niche in different habitat. *Braz. J. Biol.* 74: 363-370.
- Cooper CM & Knight LA 1985. Macrobenthos-sediment relationships in Ross Barnett Reservoir, Mississippi. *Hydrobiologia* 136: 193–197.
- Cremona F, Planas D & Lucotte M 2008. Biomass and composition of macroinvertebrate communities associated with different types of macrophyte architectures and habitat in a large fluvial lake. *Fundamental and Applied Limnology. Arch. Hydrobiol.* 171: 119–130.
- Crowl TA, Townsend CR, Bouwes N & Thomas H 1997. Scales and causes of patchiness in stream invertebrate assemblages: top-down predator effects. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 16: 277-285.
- Cunha ER, Thomaz SM, Mormul RP, Cafofo EG & Bonaldo AB 2012. Macrophyte Structural Complexity Influences Spider Assemblage Attributes in Wetlands. *Wetlands* 32: 369-377.
- Díaz S & Cabido M 2001. Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *TRENDS Ecol. Evol.* 16: 646–655.
- Downes BJ, Lake PS, Schreiber ESG & Glaister A 1998. Habitat structure and regulation of local species diversity in a stony, upland stream. *Ecol. Monogr.* 68: 237–257.
- Durães R, Martins WP & Vaz-de-Mello FZ 2005. Dung beetle (Coleoptera: Scarabaeidae) assemblages across a natural forest cerrado ecotone in Minas Gerais, Brazil. *Neotrop. Entomol.* 34: 721-731.
- Entsminger GL 2014. *EcoSim Professional: Null modeling software for ecologists, Version 1*. Acquired Intelligence Inc., Kesey-Bear, & Pinyon Publishing. Montrose, CO 81403. <http://www.garyentsminger.com/ecosim/index.htm>

- Ferreiro N, Feijoó C, Giorgi A & Leggieri L 2011. Effects of macrophyte heterogeneity and food availability on structural parameters of the macroinvertebrate community in a Pampean stream. *Hydrobiologia* 664: 199–211.
- Figueiredo BRS, Mormul RP & Benedito E 2015. Structural complexity and turbidity do not interact to influence predation rate and prey selectivity by a small visually feeding fish. *Mar. Freshwater Res.* 66: 170-176.
- Gotelli NJ & Colwell RK 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecol. Lett.* 4: 379-391.
- Heino J, Louhi P & Muotka T 2004. Identifying the scales of variability in stream macroinvertebrate abundance, functional composition and assemblage structure. *Freshwater Biol.* 49: 1230–1239.
- Heino J 2005. Functional biodiversity of macroinvertebrate assemblages along major ecological gradients of boreal headwater streams. *Freshwater Biol.* 50: 1578–1587.
- Jermacz L, Dzierzynska A, Poznanska M & Kobak J 2015. Experimental evaluation of preferences of an invasive Ponto-Caspian gammarid *Pontogammarus robustoides* (Amphipoda, Gammaroidea) for mineral and plant substrata. *Hydrobiologia* 746: 209-221.
- Laliberté E & Legendre P 2010. A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology* 91: 299–305.
- Lassau SA & Hochuli DF 2004. Effects of habitat complexity on ant assemblages. *Ecography* 27: 157-164.
- Li H & Reynolds JL 1994. A simulation experiment to quantify spatial heterogeneity in categorical maps. *Ecology* 74: 2446- 2455.
- MacArthur RH & MacArthur JM 1961. On bird species diversity. *Ecology* 42: 594–598.
- Mason NWH, Mouillot D, Lee WG & Wilson JB 2005. Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. *Oikos* 111: 112-118.
- Matias MG, Underwood AJ & Coleman RA 2007. Interactions of components of habitat alter composition and variability of assemblages. *J. Anim. Ecol.* 76: 986–94.
- Matias MG, Underwood AJ & Coleman RA 2010. Effects of structural diversity and identity of patches of habitat on diversity of benthic assemblages. *Austral Ecol.* 35: 743–751.
- McCoy ED & Bell SS 1991. Habitat structure: the evolution and diversification of a complex topic. In: McCoy ED, Bell SS, Mushinsky HR (eds) *Habitat structure: the physical arrangement of objects in space*. Chapman and Hall, London, pp. 3–27.

- McNett BJ & Rypstra AL 2000. Habitat selection in a large orb-weaving spider: vegetational complexity determines site selection and distribution. *Ecol. Entomol.* 25: 423-432.
- McQueen DJ, Post JR & Mills EL 1986. Trophic relationships in freshwater pelagic ecosystems. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 43: 1571–1581.
- Merritt RW & Cummins KW 1996. *An Introduction to the Aquatic Insects of North America*. Kendall/Hunt Publishing, Dubuque.
- Montaña CG & Winemiller KO 2010. Local-scale habitat influences morphological diversity of species assemblages of cichlid fishes in a tropical floodplain river. *Ecol. Freshw. Fish* 19: 216-227.
- Mormul RP, Thomaz SM, Takeda AM & Behrend RD 2011. Structural complexity and distance from source habitat determine invertebrate abundance and diversity. *Biotropica* 43: 738–745.
- Mouchet MA, Villéger S, Mason NWH & Mouillot D 2010. Functional diversity measures: an overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. *Funct. Ecol.* 24: 867–876.
- Mugnai R, Nessimian JL & Baptista DF 2010. *Manual de Identificação dos Macroinvertebrados Aquáticos do Estado do Rio de Janeiro*. Ed. Technical Books. Rio de Janeiro. 174pp.
- Padial AA, Thomaz SM & Agostinho AA 2009. Effects of structural heterogeneity provided by the floating macrophyte *Eichhornia azurea* on the predation efficiency and habitat use of the small Neotropical fish *Moenkhausia sanctaefilomenae*. *Hydrobiologia* 624: 161-170.
- Paine RT 1966. Food web diversity and species diversity. *Am. Nat.* 100: 65-75.
- Pedralli G 1990. Macrófitos aquáticos: técnicas e métodos de estudos. *Estudos de Biologia*, 26: 5–24.
- Petchey OL 2004. On the statistical significance of functional diversity. *Funct. Ecol.* 18: 297–303.
- Pierre JISt. & Kovalenko KE 2014. Effect of habitat complexity attributes on species richness. *Ecosphere* 5: 1–10.
- Pinder LCV 1982. Biology of freshwater Chironomidae. *Ann. Rev. Entomol.* 3: 1-23.
- Poff N, Olden J, Vieira N, Finn D, Simmons M & Kondratieff B 2006. Functional trait niches of North American lotic insects: traits-based ecological applications in light of phylogenetic relationships. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 25:730–755.
- R Core Team 2014. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>.

- Rosenzweig ML 1995. *Species Diversity in Space and Time*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Sanseverino AM & Nessimian JL 2008. The food of larval chironomids in a stream of the Atlantic Forest (Rio de Janeiro, Brazil). *Acta Limnol. Bras.* 20: 117-130.
- Scealy JA, Mika SJ & Boulton J 2007. Aquatic macroinvertebrate communities on wood in an Australian lowland river: Experimental assessment of the interactions of habitat, substrate complexity and retained organic matter. *Mar. Freshwat. Res.* 58: 153–165.
- Schoener TW 1974. Resource partitioning in ecological communities. *Science* 185: 27–39.
- Sculthorpe CD 1985. *The biology of aquatic vascular plants*. Koeltz Scientific Books, Königstein. 610 pp.
- Statsoft Inc. Statistica (data analysis software system). Version 7.1. 2005. www.statsoft.inc.
- Takahashi MA, Higuti J, Bagatini YM, Zviejkovsk IP & Velho LFM 2008. Composition and biomass of larval chironomid (Insecta, Diptera) as potential indicator of trophic conditions in southern Brazil reservoirs. *Acta Limnol. Bras.* 20: 5-13.
- Takeda AM, Souza-Franco GM, Melo SM & Monkolski A 2003. Invertebrados associados às macrófitas aquáticas da planície de inundação do alto rio Paraná (Brasil). In: Thomaz SM, Bini LM, eds., *Ecologia e Manejo de Macrófitas Aquáticas*. Maringá: Eduem.
- Taniguchi H, Nakano S & Tokeshi M 2003. Influences of habitat complexity on the diversity and abundance of epiphytic invertebrates on plants. *Freshwater Biol.* 48: 718–728.
- Thomaz SM, Dibble ED, Evangelista LR, Higuti J & Bini LM 2008. Influence of aquatic macrophyte habitat complexity on invertebrate abundance and richness in tropical lagoons. *Freshwater Biol.* 53: 358–367.
- Thomaz SM, Carvalho P, Padial AA & Kobayashi JT 2009. Temporal and spatial patterns of aquatic macrophyte diversity in the Upper Parana River floodplain. *Braz. J. Biol.* 69: 617-625.
- Thomaz SM & Cunha ER 2010. The role of macrophytes in habitat structuring in aquatic ecosystems: methods of measurement, causes and consequences on animal assemblages composition and biodiversity. *Acta Limnol. Bras.* 22: 218–236.
- Tilman D 2001. Functional diversity. In: *Encyclopedia of Biodiversity*, Vol. 3 (Ed. S.A. Levin), Academic Press, San Diego. pp. 109–120.
- Tirok K, Bauer B, Wirtz K & Gaedke U 2011. Predator-Prey dynamics driven by feedback between functionally diverse trophic levels. *PLoS ONE* 6: 1-13.
- Tokeshi M & Arakaki S 2012. Habitat complexity in aquatic systems: fractals and beyond *Hydrobiologia* 685: 27–47.

- Trevino JM 2015. Effects of macrophyte functional diversity on taxonomic and functional diversity and stability of tropical floodplain fish assemblages. Denton, University of North Texas, 70p. Thesis of Master of Science.
- Trivinho-Strixino S 2014. Ordem Diptera. Família Chironomidae. Guia de identificação de larvas. In: Hamada N, Nessimian JL, Querino RB (Org.). Insetos aquáticos na Amazônia brasileira: taxonomia, biologia e ecologia. Vo. 1. 1 ed. Manaus: Editora do INPA, 2014. pp. 457-660.
- Usseglio-Polatera P, Bornaud M, Richoux P & Tachet H 2000. Biological and ecological traits of benthic freshwater macroinvertebrates: relationships and definition of groups with similar traits. *Freshwater Biol.* 43: 175–205.
- Villéger S, Mason NWH & Mouillot D 2008. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology* 89: 2290–2301.
- Walker PD, Wijnhoven S & van der Velde G 2013. Macrophyte presence and growth form influence macroinvertebrate community structure. *Aquat. Bot.* 104: 80–87.
- Webb CO 2000. Exploring the phylogenetic structure of ecological communities: an example for rain forest trees. *Am. Nat.* 156: 145–155.
- Willis SC, Winemiller KO & Lopez-Fernandez H 2005. Habitat structural complexity and morphological diversity of fish assemblages in a Neotropical floodplain river. *Oecologia* 142: 284–295.

APÊNDICE A - Categorias de traços funcionais dos *taxa* de Chironomidae registrados em bancos de macrófitas aquáticas com alta e baixa heterogeneidade (pq = pequeno (<5mm); md = médio (5-10mm); gr = grande (>10mm); el = escalador; ev = escavador; mn = minador; nd = nadador; rt = reptante; tb = tubícolas; cc = coletor-catador; cf = coletor-filtrador; fg = fragmentador; pd = predador.

<i>Taxon</i>	Tamanho do corpo	Hábito de vida	Hábito trófico
Ordem Diptera			
Família Chironomidae			
Subfamília Chironominae			
<i>Asheum</i> (Sublette, 1964)	md	rt	pdcc
<i>Beardius phytophilus</i> Trivinho-Strixino & Strixino, 2000	md	mn	cc
<i>Chironomus paragigas</i> Reiss, 1974	gr	ev	cc
<i>Chironomus strenzkei</i> Fittkau, 1968	gr	ev	cc
<i>Dicrotendipes</i> sp. 2	pq	ev	cc
<i>Endotribelos</i> sp. 3	gr	ev	ccfg
<i>Endotribelos</i> sp. 4	gr	ev	ccfg
<i>Endotribelos</i> sp. 6	gr	ev	ccfg
<i>Goeldichironomus neopictus</i> Trivinho-Strixino & Strixino, 1998	gr	ev	cc
<i>Goeldichironomus petiolicola</i> Trivinho-Strixino & Strixino, 2005	gr	ev	cc
<i>Goeldichironomus xiborena</i> Reiss, 1974	gr	ev	cc
<i>Parachironomus cayapo</i> Spies, Fittkau & Reiss, 1994	md	rt	cc
<i>Parachironomus longistilus</i> Paggi, 1977	md	rt	cc
<i>Polypedilum (Tripodura)</i> sp. 4	md	el	cc
<i>Polypedilum gr fallax</i>	md	el	cc
<i>Polypedilum</i> sp. 2	md	el	cc
<i>Polypedilum</i> sp. 4	md	el	cc
<i>Polypedilum</i> sp. 6	md	el	cc
<i>Tanytarsus obiriciae</i> Trivinho-Strixino & Sonoda, 2006	pq	tb	cf
<i>Tanytarsus</i> tipo d	pq	tb	cf
<i>Zavreliella</i> sp. 2	pq	tb	cf
Subfamília Orthoclaadiinae			
<i>Corynoneura</i> sp. 4	pq	nd	cc
<i>Corynoneura</i> sp. 5	pq	nd	cc
Subfamília Tanypodinae			
<i>Ablabesmyia (Karelia)</i> 1	pq	nd	pdcc
<i>Ablabesmyia (Karelia)</i> 2	pq	nd	pdcc
<i>Labrundinia</i> sp. 1	pq	nd	pdcc
<i>Labrundinia</i> sp. 2	pq	nd	pdcc
<i>Larsia</i> Fittkau, 1962	md	nd	pd
<i>Monopelopia</i> sp. 2	pq	nd	pdcc
<i>Procladius</i> Tipo b	pq	rt	pdcc