

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

RAÚL FERNANDO GARCÍA RÍOS

**Efeitos das dispersões aérea e submersa sobre a entomofauna aquática em
um lago raso de planície de inundação Neotropical**

Maringá
2019

RAÚL FERNANDO GARCÍA RÍOS

Efeitos das dispersões aérea e submersa sobre a entomofauna aquática em um lago raso de planície de inundação Neotropical

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 a obtenção do título de Mestre em Ecologia e Limnologia. Área de Concentração: Ecologia e Limnologia.

Orientador: Prof. Dr. Roger Paulo Mormul

Maringá
2019

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

G216e García Ríos, Raúl Fernando, 1987-
Efeitos das dispersões aérea e submersa sobre a entomofauna aquática em um lago raso de planície de inundação Neotropical / Raúl Fernando García Ríos. -- Maringá, 2019.
29 f. : il. (algumas color.).
Dissertação (mestrado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais)-- Universidade Estadual de Maringá, Dep. de Biologia, 2019.
Orientador: Prof. Dr. Roger Paulo Mormul.
1. Insetos aquáticos - Comunidades, Ecologia de - Dispersão - Planície de inundação - Alto rio Paraná. 2. Comunidades, Ecologia de - Dispersão. I. Universidade Estadual de Maringá. Departamento de Biologia. Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais.

CDD 23. ed. -595.7178209816
NBR/CIP - 12899 AACR/2

RAÚL FERNANDO GARCÍA RÍOS

Efeitos das dispersões aérea e submersa sobre a entomofauna aquática em um lago raso de planície de inundação Neotropical

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 Ecologia e Limnologia e aprovada pela Comissão Julgadora composta pelos membros:

COMISSÃO JULGADORA

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

Prof. Dr. Bruno Renaly Souza Figueiredo
Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC)

Dr.^a Janet Higuti
Nupélia/Universidade Estadual de Maringá (UEM)

Aprovada em 30 de abril de 2019.

Local de defesa: Anfiteatro Prof. “Keshiyu Nakatani”, Nupélia, Bloco G-90, campus da Universidade Estadual de Maringá.

Dedico este trabalho à minha mãe Ana e ao meu irmão Diego, pelo apoio incondicional ao longo da minha vida.

À Jully, meu amor, por tudo.

AGRADECIMENTOS

Ao Prof. Dr. Roger Paulo Mormul, por aceitar ser meu orientador e pela ajuda na realização do experimento. Muito obrigado pela oportunidade de ter sido parte do PEA, um dos programas de pós-graduação mais prestigiosos do Brasil.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais (PEA) e às suas secretárias Elizabete e Jocemara, pela ajuda e orientações ao longo destes dois anos de mestrado.

Aos professores do PEA, por tudo o que aprendi nas disciplinas ministradas.

Ao Núcleo de Pesquisas em Limnologia, Ictiologia e Aquicultura (Nupélia) e ao pessoal da Base Avançada de Pesquisa em Porto Rico-PR.

À Coordenação Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa de estudos.

Ao Dieison, colega do laboratório, pela amizade e a ajuda na realização do experimento.

Aos senhores barqueiros Alfredo e Sebastião.

Ao senhor Jaime Pereira, pela elaboração do mapa de localização do local de estudo.

À Jully, meu amor, por ser a minha companheira e amiga.

Aos meus amigos colombianos Alfonso, Óscar, Renzy, Laura e Alejandra, pela amizade, por serem a minha família em Maringá.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

"This study was financed in part by the Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Finance Code 001".

*A inspiração existe;
porém, temos que encontrá-la trabalhando.*

(PABLO PICASSO)

Efeitos das dispersões aérea e submersa sobre a entomofauna aquática em um lago raso de planície de inundação Neotropical

RESUMO

A dispersão é o fator de mobilidade que determina a presença dos organismos no ambiente, sendo um processo chave que modela os padrões de diversidade das comunidades biológicas. Avaliou-se o efeito das dispersões aérea e submersa sobre estrutura e composição da entomofauna aquática em um lago raso da planície de inundação do alto rio Paraná, Brasil. As partes aéreas e submersas da macrófita aquática flutuante *Eichhornia crassipes* foram isoladas com a finalidade de testar as hipóteses de que: i) a dispersão submersa tem maior contribuição na estrutura da comunidade de insetos aquáticos comparada com a dispersão aérea, e que ii) a dispersão submersa promove maior heterogeneidade na composição da comunidade. Comparada com a dispersão aérea, a dispersão submersa não apresentou maiores valores de riqueza de táxons, densidade de organismos, índice de diversidade de Shannon e equitabilidade. Contudo, em relação à composição taxonômica, a dispersão submersa promoveu elevados valores de heterogeneidade da comunidade comparada à dispersão aérea. Os resultados obtidos indicam que a dispersão submersa promove a elevação da diversidade beta, pelo menos na escala local estudada, estruturando espacialmente a entomofauna aquática.

Palavras-chave: Insetos aquáticos. Substituição de espécies. Colonização. Diversidade beta.

Effects of aerial and submerged dispersions on aquatic entomofauna in a Neotropical shallow floodplain lake

ABSTRACT

Dispersion is the mobility factor that determines the presence of organisms in the environment and is a key process that models the local and regional diversity patterns of biological communities. The objective of this work was to evaluate the effect of aerial and submerged dispersions on the aquatic entomofauna in a shallow lake of the high Paraná River floodplain, Brazil. Both the aerial and submerged parts of the floating aquatic macrophyte *Eichhornia crassipes* were isolated in order to test the hypothesis that: i) the submerged dispersion has a greater contribution in the aquatic insect community structure compared to the aerial dispersion, and ii) the dispersion submerged promotes greater heterogeneity in the composition of the community. Compared with aerial dispersion, the submerged dispersion did not present higher values of taxa richness, organism's density, Shannon diversity index and equitability. However, in relation to the taxonomic composition, the submerged dispersion promoted high values of community heterogeneity compared to aerial dispersion. The results show that the submerged dispersion promotes the elevation of beta diversity, at least in the local scale studied, spatially structuring the aquatic entomofauna.

Keywords: Aquatic insects. Species turnover. Colonization. Beta diversity.

Dissertação elaborada e formatada conforme as normas da publicação científica *Hydrobiologia*. Disponível em:

<https://www.springer.com/life+sciences/ecology/journal/10750?detailsPage=pltc_i_911058>

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	12
2	MATERIAL E MÉTODOS	14
2.1	ÁREA DE ESTUDO	14
2.2	DELINEAMENTO EXPERIMENTAL	14
2.3	ANÁLISE NO LABORATÓRIO.....	16
2.4	ANÁLISES DOS DADOS	16
3	RESULTADOS	17
4	DISCUSSÃO	22
	REFERÊNCIAS	25

1 INTRODUÇÃO

A dispersão é o fator de mobilidade que pode determinar a presença dos organismos em um dado ambiente (Begon et al., 2006), permitindo o movimento de indivíduos entre locais que são discretos espacial ou temporalmente (Bilton et al., 2001). Portanto, a dispersão é um processo ecológico chave que modela os padrões de diversidade locais e regionais das comunidades (Vanschoenwinkel et al., 2013). Este importante processo também pode ter efeitos em diferentes escalas e níveis de organização biológica (Shurin et al., 2009). O modo e a habilidade de dispersão dos organismos agem como um fator que afeta a estrutura das comunidades biológicas, a qual pode ser medida pela riqueza de espécies e abundância de organismos (Stiling, 2012). Outras métricas amplamente usadas na descrição das comunidades são os índices de diversidade (p. ex. o índice de diversidade de Shannon) e equitabilidade (p. ex. índice de equitabilidade de Shannon), que são calculados considerando a riqueza de espécies e as abundâncias relativas dos organismos constituintes da comunidade, os quais são componentes que resultam de uma mistura de eventos determinísticos e estocásticos (Maurer & McGill, 2011). Entretanto, a habilidade de dispersão dos organismos pode ter influência negativa sobre a diversidade beta (variação na composição de espécies entre unidades amostrais de uma área em escalas determinadas (Anderson et al., 2006)), a qual diminui à medida que aumenta a capacidade de dispersão (Soininen et al., 2007; Shurin et al., 2009), pois o aumento da dispersão pode reduzir a heterogeneidade da comunidade.

Os componentes abiótico e biótico dos *habitats* afetam o estabelecimento e a persistência das espécies, auxiliando na determinação da estrutura e composição das comunidades (Friday, 1987). Esses componentes descrevem uma multiplicidade de recursos disponíveis para os organismos (alimento, sítios de criação e refúgio) (Rennie & Jackson, 2005), e agem como filtros sobre a composição de espécies constituintes (Poff, 1997). No ambiente aquático, as macrófitas aquáticas desempenham o papel de estruturação das comunidades, pois a morfologia destes organismos vegetais fornece *habitats* complexos, zonas de proteção contra a predação e áreas de reprodução (Batzer & Wissinger, 1996; Scheffer, 2004; Kouamé et al., 2010).

Em planícies de inundação subtropicais e tropicais (p. ex. alto rio Paraná), muitos lagos rasos são dominados por *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms, uma macrófita livre flutuante, que pode cobrir entre 30 e 100% da superfície da água (Poi de Neiff & Casco, 2003). Essa planta possui características fisiológicas e estratégias reprodutivas que lhe permitem um rápido crescimento e expansão em vários tipos de ecossistemas aquáticos (Mitchell, 1985; Kouamé et al., 2010), sendo considerada um substrato relevante em investigações sobre a

estruturação de comunidades de invertebrados de água doce (De Marco et al., 2001). Além de formar um denso banco flutuante, as raízes desta espécie suspensas na água proveem estruturas complexas que podem ser habitadas por diversas formas de organismos (Toft et al., 2003). Em especial, os insetos apresentam elevada abundância e alta diversidade quando associados às raízes de *E. crassipes*, aumentando a disponibilidade de alimento para uma ampla variedade de predadores vertebrados e invertebrados (de Szalay & Resh, 2000).

Entre a grande maioria das espécies de insetos aquáticos existem alguns grupos que perderam a capacidade de voar devido à redução das asas, modificações no exoesqueleto ou alterações na musculatura alar (Harrison, 1980; Bilton, 1994), apresentando dispersão submersa. Este tipo de dispersão varia entre os grupos taxonômicos e condições ambientais, além de ter implicações na ecologia e biologia dos insetos aquáticos (Bilton et al., 2001; Lancaster & Downes, 2013). Todas as ordens de insetos aquáticos possuem estágios imaturos que são estritamente aquáticos, e algumas ordens apresentam organismos em estágio adulto aquático (p. ex. Coleoptera e Hemiptera) (Lancaster & Downes, 2013). Posto que a água é o meio mais importante na dispersão desses organismos, pode se observar diversas e especializadas formas de locomoção no meio aquático, como natação mediante apêndices, propulsão a jato, ondulação ou mudanças na flutuabilidade do corpo (Lancaster & Downes, 2013). Estes fatores poderiam se relacionar com a ampla distribuição destes organismos nos ecossistemas aquáticos (Bird et al., 2019) e que sejam os mais abundantes e diversos nestes ambientes (60,4% do total de espécies animais de água doce) (Balian et al., 2007).

Com o objetivo de avaliar o efeito das dispersões aérea e submersa sobre a estrutura e composição taxonômica da entomofauna aquática, realizou-se um experimento em um lago raso da planície de inundação do alto rio Paraná. Foram isoladas ambas as partes aéreas e submersas de *E. crassipes*, gerando tratamentos de controle de dispersão com a finalidade de testar a hipótese de que a dispersão submersa teria maior contribuição na estrutura e composição da comunidade de insetos aquáticos comparada com a dispersão aérea, devido a que os insetos aquáticos apresentarem uma ampla variedade de adaptações para se movimentar no meio aquático. Esta hipótese implica que as comunidades de insetos aquáticos estruturadas por dispersão submersa teriam maior riqueza, densidade de organismos, e elevados valores dos índices de diversidade e equitabilidade. Testou-se também, a hipótese de que a dispersão submersa promove maior heterogeneidade da comunidade. Esta segunda hipótese implica que a dispersão submersa promoveria comunidades de insetos aquáticos mais dissimilares, elevando os valores de diversidade beta.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 ÁREA DE ESTUDO

A “lagoa Fechada” ($22^{\circ}42'37,92''\text{S}$; $53^{\circ}16'33,06''\text{O}$) é um lago raso não conectado ao rio Baía, e faz parte de um conjunto de corpos de água localizados na planície de inundação do alto rio Paraná, Brasil (Fig. 1). O lago tem uma forma alongada, com uma profundidade média de 2,46 m e um comprimento de 624,4 m. A margem é composta por um reduzido número de árvores, poligonáceas, ciperáceas e gramíneas, além de apresentar uma alta cobertura de *E. crassipes* na zona litorânea. Esse lago raso foi escolhido pelo fato de geralmente não ter conexão ao rio Baía, o qual garante a estabilidade do nível de água do lago e a permanência das unidades experimentais.

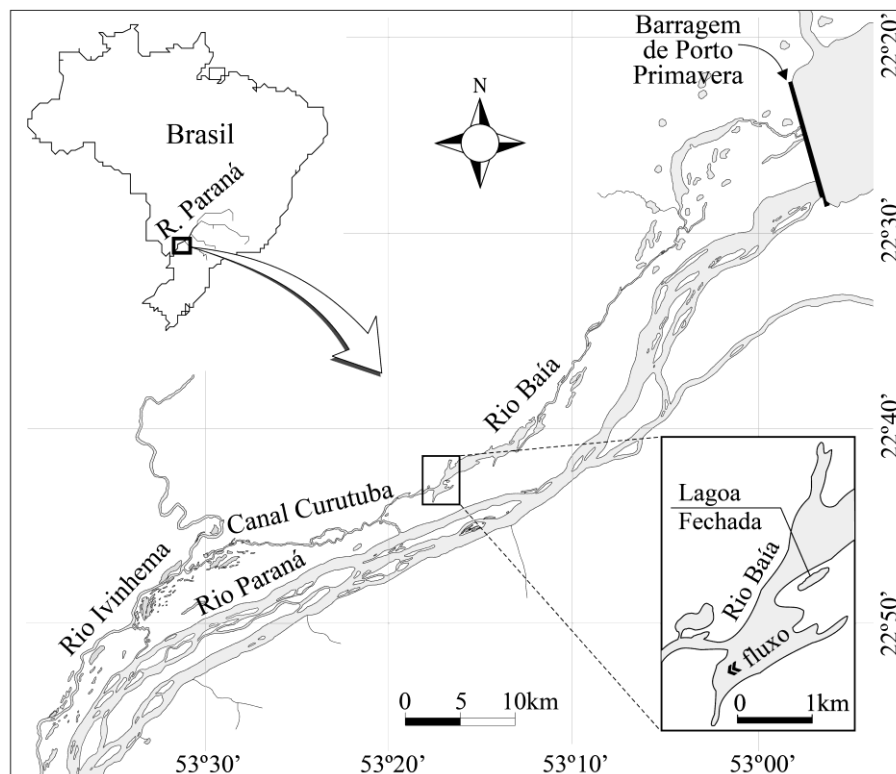


Figura 1 – Mapa de localização da “lagoa Fechada” na planície de inundação do alto rio Paraná.

2.2 DELINEAMENTO EXPERIMENTAL

As unidades experimentais foram montadas com tubos de PVC (25 mm) formando quadrantes com $0,25 \text{ m}^2$. Os quadrantes foram dispostos em nove pontos ao longo da margem do lago. Em cada ponto foram colocados aleatoriamente três quadrantes: um com rede submersa (impedindo a colonização via aquática), um com rede aérea (impedindo a

colonização direta via aérea) e um sem rede (considerado controle, facilitando ambas as colonizações) (Apêndice A). No total, foram utilizados 27 quadrantes. As redes usadas para ambas partes submersa e aérea possuíam tamanho de malha de 1mm. Em todos os quadrantes foram colocados cinco indivíduos de *E. crassipes* com características o mais similar possível quanto a largura das folhas, comprimento e quantidade de raízes para reduzir o efeito da complexidade de *habitat* sobre os atributos de comunidade. As raízes das plantas foram previamente lavadas vigorosamente na lagoa com a finalidade de remover a maior quantidade de insetos presentes. Nos casos em que o número de folhas ou quantidade de raízes no indivíduo era elevado, houve a retirada de folhas e o corte das raízes. As unidades experimentais foram colocadas em maio de 2018, data correspondente ao período seco.

Após um período de incubação de 25 dias, as plantas foram retiradas cuidadosamente dos quadrantes. Esse período de incubação foi determinado com base em dados de outros trabalhos sobre dispersão e colonização de invertebrados associados a plantas aquáticas (Taniguchi et al., 2003; Mormul et al., 2011).

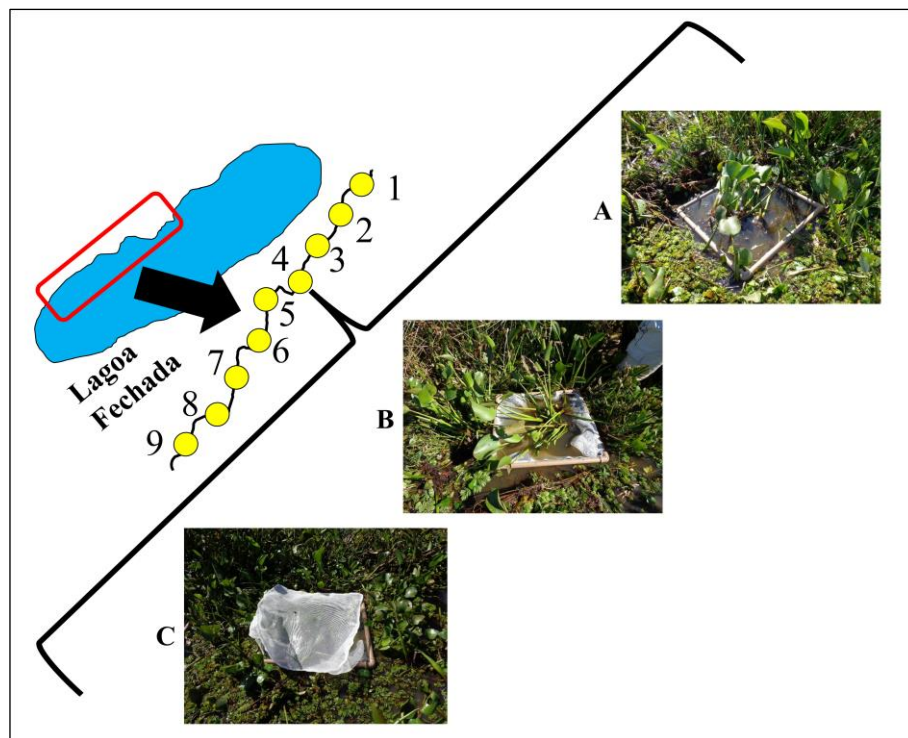


Figura 2 - Esquema de distribuição das unidades experimentais ao longo da margem da “lagoa Fechada” na planície de inundação do alto rio Paraná, Brasil. Unidades experimentais: A) “controle”; B) “aérea”; C) “submersa”.

2.3 ANÁLISE NO LABORATÓRIO

As raízes das plantas foram cortadas e lavadas em uma série de peneiras de malhas: 2,0 mm e 1,0 mm, colocando os organismos retidos em potes de plástico de 500 ml e fixando com álcool 70%. As amostras foram levadas ao laboratório para a triagem e identificação sob estereomicroscópico dos insetos aquáticos utilizando chaves taxonômicas especializadas (Merritt et al., 2008; Dominguez & Fernández, 2009). As raízes foram secadas na estufa a 60°C por 48h para obter o peso seco, o qual foi usado no cálculo da densidade de organismos (indivíduos por 100 g de peso seco de raiz).

Os insetos foram identificados ao nível de família e agrupados segundo o estágio de desenvolvimento (imaturos e adultos), obtendo-se uma matriz que inclui ambos os estágios com a finalidade de fazer uma caracterização geral da comunidade; uma matriz de imaturos (larvas e ninfas); e uma matriz de adultos. Este critério de agrupamento foi selecionado com o objetivo de avaliar como varia a composição de táxons e a diversidade beta em cada estágio, considerando o tipo de dispersão e usando dados de densidade, bem como presença e ausência de insetos aquáticos (composição de táxons).

2.4 ANÁLISES DOS DADOS

Devido à disposição das unidades experimentais, uma unidade de cada tratamento em cada ponto do lago, e ainda, devido as diferentes características da área de entorno em cada ponto (heterogeneidade ambiental), considerou-se a necessidade de aplicação de análise de variância em bloco (ANOVA) para avaliar o efeito dos tratamentos sobre a riqueza de táxons (S), densidade de organismos, diversidade de Shannon (H') e equitabilidade (J'). O nível de significância considerado para a análise foi de $p < 0,05$. A análise foi realizada usando a função *lm* do pacote *stats* no *software* estatístico R (R Core Team, 2017). A riqueza de táxons e índices de diversidade (H' e J') foram calculados usando as funções *specnumber* e *diversity* do pacote *vegan* (Oksanen et al., 2017), respectivamente.

Para visualizar o nível de dissimilaridade das comunidades de insetos aquáticos em relação aos tipos de dispersão e o estágio de desenvolvimento, foi feita uma Análise de Coordenadas Principais (PCoA) mediante a função *coa* do pacote *vegan* (Oksanen et al., 2017). Para essa análise foram usados os índices de dissimilaridade de Bray-Curtis, Jaccard e o componente *turnover* de Jaccard. As diferenças na composição da comunidade de insetos aquáticos entre os tipos de dispersão foram analisadas com uma análise de variância multivariada permutacional (PERMANOVA), considerando os valores dos índices de dissimilaridade. O índice de dissimilaridade de Bray-Curtis foi calculado a partir dos dados de

densidade de organismos (indivíduos por 100g de raiz), com previa transformação logarítmica ($\log[x+1]$). Para testar as diferenças na composição par a par entre os tipos de dispersão, usamos a função *pairwise.adonis* (Martinez, 2019). A utilização do índice ocorreu devido ao uso dos dados de abundância, os quais são relevantes em termos da estrutura da comunidade (Anderson et al., 2011). O índice de dissimilaridade calculado usando as matrizes de dados de presença/ausência foi o índice de Jaccard, o qual é a métrica mais comum e tradicional para o cálculo da diversidade beta (Bouchard et al., 2013), e pode ser particionado em *turnover* (em referência à substituição de espécies) e *nestedness* (em relação às diferenças na riqueza de espécies) (Baselga, 2010). Devido a que a riqueza e abundancia respondem diferentemente às mudanças na estrutura da comunidade (Antiqueira et al., 2018), usamos os índices de Jaccard e Bray-Curtis, respectivamente. Todos os índices de dissimilaridade foram calculados mediante a função *vegdist* do pacote *vegan*, e o componente *turnover* de Jaccard foi calculado mediante a função *beta.pair* (Oksanen et al., 2017) no software estatístico R (R Core Team, 2017).

Calculou-se a diversidade beta da comunidade de insetos aquáticos considerando as dispersões aérea e submersa usando 3 métricas de dissimilaridade (Bray-Curtis, Jaccard e o componente *turnover* de Jaccard) e usamos as matrizes obtidas com cada métrica para avaliar a homogeneidade das dispersões multivariadas (PERMIDISP) (Anderson et al., 2006). Esta análise testa a hipótese nula de que a dispersão média dentro do grupo (distância ao centroide) é igual entre os grupos (Anderson & Walsh, 2013), e permite analisar a variação na composição de espécies entre os modos de dispersão, sendo usada a função *betadisper* do pacote *vegan* (Oksanen et al., 2017) no software estatístico R (R Core Team, 2017). Aplicou-se também, um teste de permutação, o qual foi realizado usando 999 permutações, para avaliar a diferença na diversidade beta entre os tipos de dispersão. Esta análise foi feita usando a função *permutest* do pacote *vegan* (Oksanen et al., 2017). Realizou-se esta análise para cada uma das matrizes elaboradas (imaturos, adultos e comunidade geral).

3 RESULTADOS

A composição geral de insetos aquáticos associados a *E. crassipes* na “lagoa Fechada” caracterizou-se por apresentar um total de 33 famílias, as quais são apresentadas na Tabela 1. Todos os indivíduos das ordens Ephemeroptera, Trichoptera, Odonata, Lepidoptera e Diptera encontravam-se em estágio imaturo (isto é, larvas ou ninfas). Os indivíduos da ordem Hemiptera encontravam-se em ambos os estágios (imaturos e adultos). Na ordem Coleoptera, as famílias Lampyridae e Scirtidae encontravam-se em estágio larval; as famílias Dryopidae,

Hydrochidae, Noteridae e Staphylinidae, em estágio adulto; e as famílias Curculionidae, Dytiscidae e Hydrophilidae em ambos os estágios.

Tabela 1 – Composição de famílias de insetos aquáticos associados a *E. crassipes* na lagoa Fechada (alto rio Paraná).

Ephemeroptera	Hemiptera	Coleoptera	Diptera
Baetidae	Mesoveliidae	Curculionidae	Ceratopogonidae
Caenidae	Veliidae	Dryopidae	Chironomidae
Trichoptera	Belostomatidae	Dytiscidae	Corethrellidae
Hydropsychidae	Corixidae	Hydrochidae	Culicidae
Hydroptilidae	Naucoridae	Hydrophilidae	Stratiomyidae
Leptoceridae	Notonectidae	Lampyridae	Syrphidae
Polycentropodidae	Pleidae	Noteridae	Tabanidae
Odonata	Lepidoptera	Scirtidae	
Coenagrionidae	Crambidae	Staphylinidae	
Aeshnidae			
Libellulidae			

Considerando a composição geral, a ordem Coleoptera foi a mais rica em ambos os tipos de dispersão (8 famílias para cada tipo de dispersão), e Diptera a ordem mais densa em ambos os tipos de dispersão. Em relação ao estágio imaturo, a ordem Diptera foi a mais rica em ambos os tipos de dispersão (6 táxons na aérea e 5 na submersa) e a mais densa. Contudo, quanto ao estágio adulto, a ordem Coleoptera foi a mais rica e densa na dispersão submersa.

Os atributos da comunidade de insetos aquáticos não diferiram entre as dispersões aérea e submersa. Em geral, para as três matrizes analisadas (geral, imaturos e adultos), a dispersão aérea obteve maiores valores médios de riqueza de táxons, densidade de organismos e índice de Shannon analisados na comparação com a dispersão submersa; porém, observou-se o contrário considerando a equitabilidade (Fig. 3). Os resultados da ANOVA evidenciaram que houve efeito do bloco considerando a composição geral e o estágio imaturo para a densidade de organismos e os índices de diversidade, mas não houve diferença entre tratamentos em todas as matrizes analisadas (Tabela 2). A dispersão submersa foi a forma de dispersão com os valores mais elevados do desvio padrão para todas as matrizes analisadas (Fig. 3).

Tabela 2 – Resultados da ANOVA em blocos aleatorizados, avaliando o efeito dos tratamentos sobre a riqueza, densidade de organismos, índice de Shannon e equitabilidade da comunidade de insetos aquáticos, considerando o tipo de dispersão e a matriz de dados. O efeito do bloco representa a heterogeneidade ambiental entre as unidades experimentais.

Riqueza de taxa (S)	Composição geral	Imaturos	Adultos
Tratamento	F = 1,195 P = 0,328	F = 1,515 P = 0,250	F = 0,178 P = 0,839
Bloco	F = 0,759 P = 0,643	F = 0,714 P = 0,677	F = 0,089 P = 0,999
<hr/>			
Densidade de organismos			
Tratamento	F = 0,321 P = 0,730	F = 0,296 P = 0,748	F = 0,119 P = 0,888
Bloco	F = 1,926 P = 0,126	F = 2,621 P = 0,048*	F = 0,783 P = 0,624
<hr/>			
Índice de Shannon			
Tratamento	F = 0,852 P = 0,445	F = 0,370 P = 0,696	F = 0,794 P = 0,469
Bloco	F = 6,989 P = 0,001*	F = 5,809 P = 0,001*	F = 0,999 P = 0,473
<hr/>			
Equitabilidade			
Tratamento	F = 0,332 P = 0,722	F = 0,275 P = 0,763	F = 0,234 P = 0,794
Bloco	F = 5,941 P = 0,001*	F = 6,302 P = 0,001*	F = 1,017 P = 0,462

* $P < 0,05$

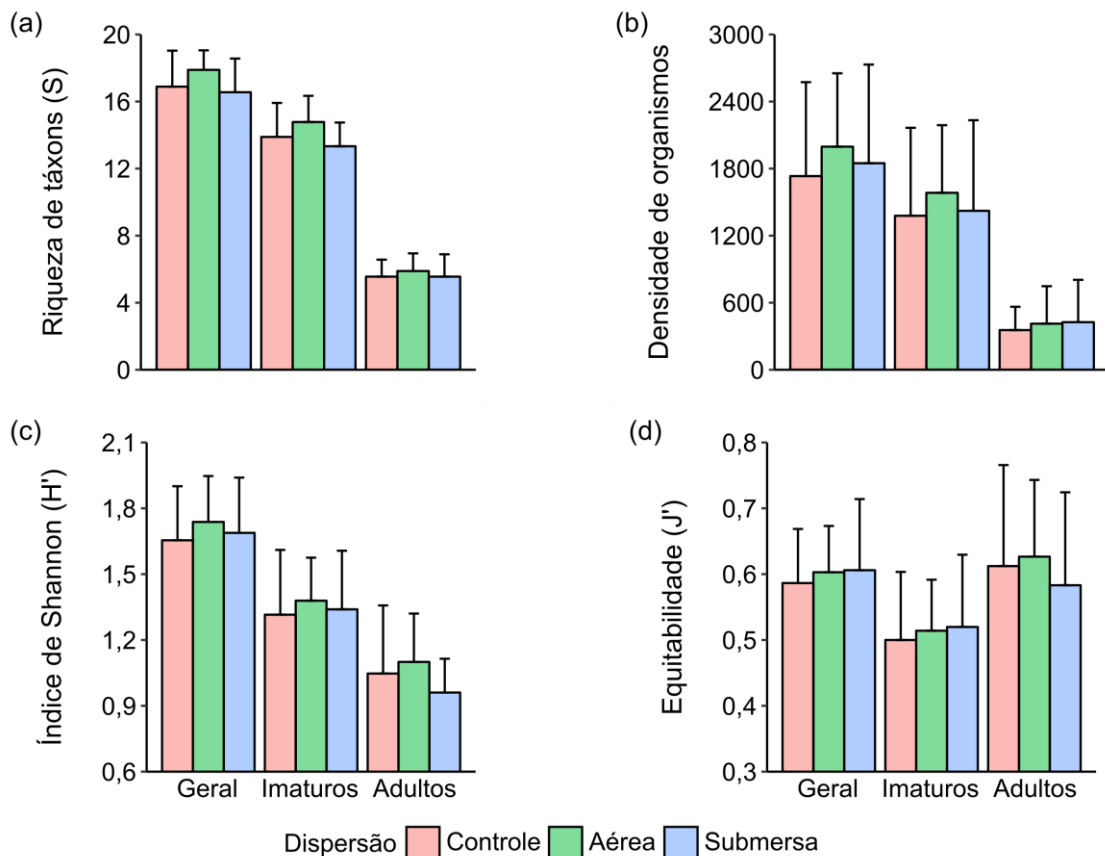


Figura 3 – Média e desvio padrão da (a) riqueza de táxons, (b) densidade de organismos, (c) índice de Shannon e (d) equitabilidade da comunidade de insetos aquáticos associados a *E. crassipes* na “lagoa Fechada” segundo os três tipos de matrizes.

De acordo com os resultados da PCoA, observou-se que as comunidades estruturadas por dispersão submersas foram mais dissimilares entre si (Fig. 4, 5 e 6). Em referência às diferenças na composição geral da comunidade de insetos aquáticos segundo a PERMANOVA, houve diferenças na composição usando os índices de Jaccard ($F = 2,151$; $P = 0,023$) e o componente *turnover* de Jaccard ($F = 2,774$; $P = 0,018$) (Tabela 3). Em relação ao estágio imaturo, não houve diferenças na composição da comunidade usando os três índices de dissimilaridade (Tabela 3). Para os adultos, encontramos diferenças usando os índices de Bray-Curtis ($F = 1,885$; $P = 0,031$) e o componente *turnover* de Jaccard ($F = 3,392$; $P = 0,019$) (Tabela 3).

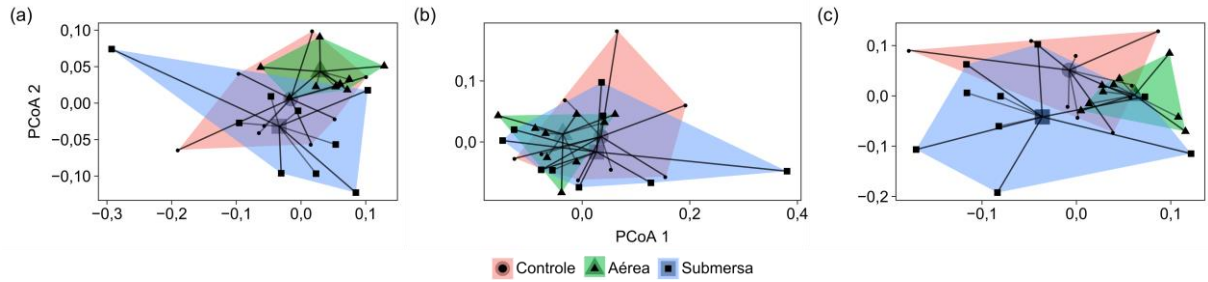


Figura 4 – Gráfico da Análise de Coordenadas Principais (PCoA) usando o índice de Bray-Curtis como métrica de dissimilaridade. a) composição geral; b) imaturos; c) adultos.

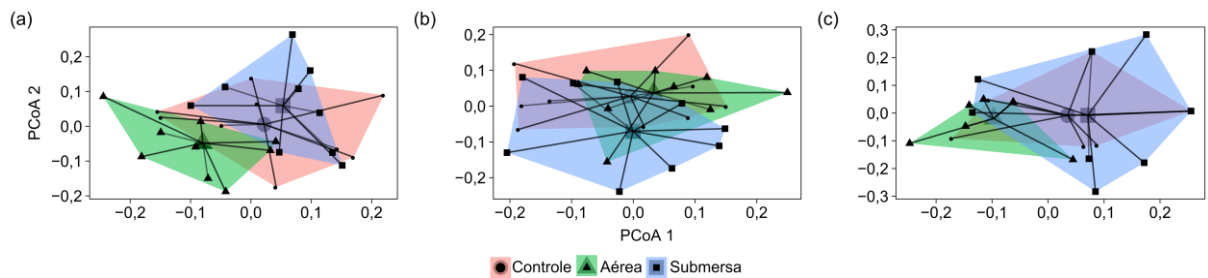


Figura 5 – Gráfico da Análise de Coordenadas Principais (PCoA) usando o índice de Jaccard como métrica de dissimilaridade. a) composição geral; b) imaturos; c) adultos.

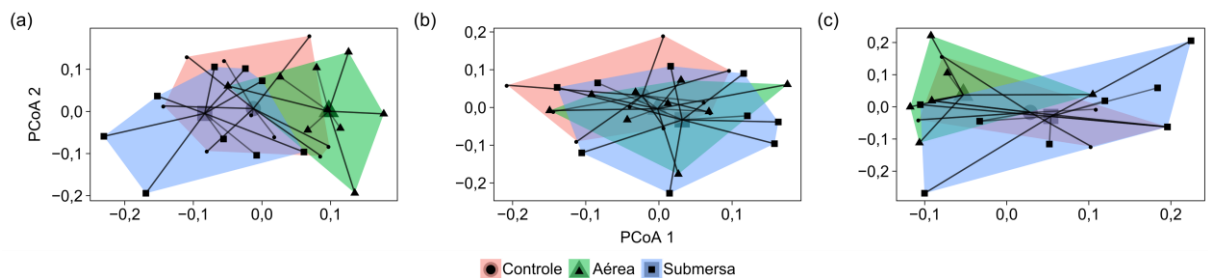


Figura 6 – Gráfico de ordenação da PCoA usando o componente *turnover* de Jaccard como métrica de dissimilaridade. a) composição geral; b) imaturos; c) adultos.

Tabela 3 - Resultados da comparação por pares da PERMANOVA entre as dispersões aérea e submersa, considerando a composição geral, imaturos e adultos da comunidade de insetos aquáticos usando os índices de dissimilaridade de Bray-Curtis, Jaccard e o componente *turnover* de Jaccard.

Medidas de dissimilaridade	Composição geral	Imaturos	Adultos
Bray-Curtis (log[x+1])			
Aérea - Submersa	$P_{adj} = 0,093$	$P_{adj} = 0,573$	$P_{adj} = 0,027^*$
Jaccard			
Aérea - Submersa	$P_{adj} = 0,003^*$	$P_{adj} = 0,039^*$	$P_{adj} = 0,066$
Componente <i>turnover</i> de Jaccard			
Aérea - Submersa	$P_{adj} = 0,006^*$	$P_{adj} = 0,135$	$P_{adj} = 0,018^*$

* $P < 0,05$

Considerando a distância média ao centroide (\bar{d}) como medida de diversidade beta, os maiores valores foram observados geralmente nas comunidades estruturadas mediante a dispersão submersa (\bar{d}_s) para todas as matrizes analisadas (Tabela 3). Considerando a composição geral da comunidade, observou-se que houve diferenças significativas usando o índice de Bray-Curtis ($F = 3,074$; $P = 0,042$) (Tabela 4). Em relação ao estágio imaturo, não houve diferenças na composição da comunidade usando os três índices de dissimilaridade (Tabela 4). No caso dos adultos, houve diferenças significativas usando os índices de Bray-Curtis ($F = 8,257$; $P = 0,005$), Jaccard ($F = 3,734$; $P = 0,035$) e o componente *turnover* do Jaccard ($F = 5,093$; $P = 0,016$) (Tabela 4).

Tabela 4 – Diversidade beta considerando a composição geral, imaturos e adultos da comunidade de insetos aquáticos usando os índices de dissimilaridade de Bray-Curtis, Jaccard e o componente *turnover* de Jaccard para cada tipo de dispersão incluindo os resultados do teste de permutação. (\bar{d} : Distância média ao centroide).

Medidas de dissimilaridade	\bar{d}_C (Controle)	\bar{d}_A (Aérea)	\bar{d}_s (Submersa)	Comparação por pares
Bray-Curtis (log[x+1])				
Composição geral	0,148	0,105	0,160	$\bar{d}_A < (\bar{d}_C, \bar{d}_s)^*$
Imaturos	0,174	0,118	0,181	$\bar{d}_A < (\bar{d}_C, \bar{d}_s)$
Adultos	0,137	0,090	0,178	$\bar{d}_A < (\bar{d}_C, \bar{d}_s)^*$
Jaccard				
Composição geral	0,200	0,175	0,206	$\bar{d}_A < (\bar{d}_C, \bar{d}_s)$
Imaturos	0,224	0,174	0,224	$\bar{d}_A < (\bar{d}_C, \bar{d}_s)$
Adultos	0,177	0,130	0,283	$\bar{d}_A < \bar{d}_C < \bar{d}_s^*$
Componente <i>turnover</i> de Jaccard				
Composição geral	0,137	0,161	0,139	$\bar{d}_C < \bar{d}_s < \bar{d}_A$
Imaturos	0,148	0,129	0,172	$\bar{d}_A < \bar{d}_C < \bar{d}_s$
Adultos	0,106	0,071	0,187	$\bar{d}_A < \bar{d}_C < \bar{d}_s^*$

* $P < 0,05$

4 DISCUSSÃO

A primeira hipótese foi rejeitada parcialmente, posto que todos os atributos da comunidade de insetos aquáticos analisados não diferiram entre as dispersões aérea e submersa. Contudo, a composição taxonômica das comunidades de insetos aquáticos não foi similar em relação ao tipo de dispersão e o estágio de desenvolvimento (imaturo e adulto). Portanto, pode se inferir que as mudanças na composição de espécies são mais sensíveis do que as mudanças nos atributos da comunidade, pelo menos na escala estudada.

Para o índice de dissimilaridade de Bray-Curtis, não houve diferenças na composição para ambas as matrizes geral e imaturos devido a que este índice ser fortemente afetado pelos táxons dominantes, dando menor peso aos táxons raros (Chao et al., 2006). No estágio imaturo, Chironomidae (Diptera) foi a família de insetos mais abundante considerando ambos os tipos de dispersão, destacando que não houve variação na composição. Possivelmente, para esse estágio não houve barreiras de dispersão, pois as larvas conseguiram colonizar as raízes de *E. crassipes*; provavelmente devido aos insetos adultos com capacidade de voar (a grande maioria das ordens de insetos) chegarem e desovarem nas plantas. Ainda, as larvas ou ninfas têm a capacidade de nadar e se dispersar na busca de alimento, principalmente aquelas que pertencem às ordens Odonata (todas as famílias da ordem: Cummins, 1973; Tennesen, 2008) e Coleoptera (famílias Dytiscidae, Hydrophilidae e Lampyridae: White & Roughley, 2008). No caso dos adultos, a diferença na composição da comunidade considerando os índices de Bray-Curtis e o componente turnover de Jaccard poderia evidenciar que para alguns grupos existem barreiras de dispersão. Assim, os resultados obtidos neste estudo reforçam as ideias de Roff (1990) e Bilton (1994) sobre as limitações da dispersão de algumas famílias de insetos aquáticos devido à perda da capacidade de voar, como por exemplo Corixidae, Notonectidae e Belostomatidae (Hemiptera) e Dytiscidae (Coleoptera). Essas evidências sobre a estrutura da comunidade de insetos aquáticos nos levam a rejeitar parcialmente a primeira hipótese de que a dispersão submersa tem maior contribuição na estrutura e composição da comunidade de insetos aquáticos, pois apenas a composição da comunidade foi afetada pelos tipos de dispersão.

Quanto a heterogeneidade da comunidade, na maioria dos índices de dissimilaridade usados, a dispersão submersa teve uma ação heterogeneizadora na comunidade, pois esta se encontrou mais dissimilar entre as unidades experimentais em comparação com a comunidade estruturada pela dispersão aérea. A distância média ao centroide foi menor para a dispersão aérea em comparação com a dispersão submersa, indicando menor diversidade beta na comunidade estruturada pela dispersão aérea do que submersa. Este fato pode ser devido aos organismos com dispersão aérea terem alta capacidade de dispersão, aumentando as taxas de imigração e gerando similaridade na comunidade e, portanto, levando a uma diminuição da diversidade beta (Soininen et al., 2007; Shurin et al., 2009). Ainda, o estágio adulto teve diversidade beta reduzida na comunidade estruturada por dispersão aérea segundo o componente *turnover* do Jaccard, indicando que poucas espécies se substituíram entre as unidades experimentais. Esses resultados indicam que os insetos em sua fase aquática, podem ter o ambiente aquático como um fator limitante para a dispersão, produzindo um padrão de

substituição de espécies (Baselga, 2010), levando a maior diferenciação entre os locais para os organismos submersos. Dessa forma, esses resultados corroboram a segunda hipótese de que a dispersão submersa promove maior heterogeneidade da comunidade.

Um ponto importante a ser considerado é o ciclo de desenvolvimento dos insetos aquáticos. Todos os estágios iniciais desses organismos têm tamanhos menores do que 1 mm, por exemplo aqueles pertencentes à família Chironomidae (Diptera) (Dejoux, 1971). Assim, o tamanho de malha usado (1 mm) pode ser considerado grande para os primeiros estágios larvais, não produzindo diferenças entre as comunidades de insetos estruturadas por dispersão aérea e submersa. Contudo, esse tamanho de malha pode ter sido eficiente no impedimento de colonização das raízes de *E. crassipes* por parte dos indivíduos adultos, posto que os organismos desse estágio pertencentes às ordens Hemiptera e Coleoptera são maiores do que 1 mm.

Outro aspecto importante a ter em consideração é o tipo de oviposição por parte dos insetos com dispersão aérea. As fêmeas da ordem Odonata, por exemplo, têm oviposição endofítica (dentro ou entre o tecido vegetal) ou exofítica (sobre ou na superfície da água) (Corbet, 1980). No caso de Chironomidae, a família mais densa associada às raízes de *E. crassipes*, não se observa uma preferência nos sítios de oviposição (Pinder, 1995). Essa variação no comportamento de oviposição pode ter influenciado na colonização das raízes por parte desses grupos de insetos, posto que os adultos conseguiram colocar os ovos em ambas as unidades experimentais apesar da presença da malha, sem necessidade de ter contato com as plantas (partes aéreas e/ou submersas).

Embora o experimento tenha sido realizado *in situ*, a escala utilizada pode ser considerada pequena quanto aos padrões que podemos encontrar em um contexto regional. A malha utilizada nas unidades experimentais também pode constituir uma limitação na interpretação dos resultados, pois a malha pode selecionar o tamanho dos indivíduos e afetar as interações tróficas (Cohen et al., 1993; Scharf et al., 2000). Por isso, os resultados devem ser interpretados com cautela, principalmente quando extrapolado para escalas maiores. Contudo, a manipulação dos tratamentos foi eficiente e a espécie de macrófita utilizada é comumente encontrada em diversas áreas do globo (p. ex. Rocha-Ramírez et al., 2007; Téllez et al., 2008; Kouamé et al., 2010; Yan et al., 2017), o que nos permite extrapolar os resultados pelo menos para lagos rasos em que há dominância de *E. crassipes*.

Do ponto de vista conceitual, os resultados obtidos também nos levam a pensar sobre o papel das características evolutivas dos insetos, as quais afetaram o ciclo de vida e a capacidade de dispersão dos insetos aquáticos, determinando assim padrões de estrutura da

comunidade. Muitas espécies de insetos que apresentavam asas se tornaram incapazes de voar, fato que está relacionado à heterogeneidade e temporalidade do *habitat*, posto que ambientes homogêneos e permanentes levariam à evolução da perda do voo (Roff, 1990).

No contexto regional, possivelmente a dispersão aérea seria a mais importante na estruturação das comunidades de insetos aquáticos, posto que o voo fornece uma notável mobilidade (Roff, 1990). A vegetação ripária age como corredor biológico (Naiman et al., 1993), através da qual os insetos em estágio adulto com capacidade de voo se dispersam com maior frequência (Petersen et al., 2004). Diferentemente, a dispersão submersa, pelo fato de estar limitada a escala local, seria afetada principalmente por fatores ambientais (Siegloch et al., 2017). Outro aspecto importante relacionado a este tipo de dispersão seria a conectividade entre os ambientes, a qual promoveria a movimentação de bancos de macrófitas flutuantes, facilitando a dispersão passiva dos insetos, como ocorre com moluscos (Horvath & Lamberti, 1997). Dessa forma, sugerimos que estudos futuros direcionem esforços para a avaliação da heterogeneidade da comunidade entre lagos com distintas conectividades e que estudos sobre dispersão levem em consideração as diferentes formas de dispersão quando trabalharem com a entomofauna.

REFERÊNCIAS

- Anderson, M. J., K. E. Ellingsen & B. H. McArdle, 2006. Multivariate dispersion as a measure of beta diversity. *Ecology Letters* 9: 683 – 693.
- Anderson, M. J., T. O. Crist, J. M. Chase, M. Vellend, B. D. Inouye, A. L. Freestone, N. J. Sanders, H. V. Cornell, L. S. Comita, K. F. Davies, S. P. Harrison, N. J. B. Kraft, J. C. Stegen & N. G. Swenson, 2011. Navigating the multiple meanings of β diversity: a roadmap for the practicing ecologist. *Ecology Letters* 14: 19 – 28.
- Anderson, M. J. & D. C. I. Walsh, 2013. PERMANOVA, ANOSIM, and Mantel test in the face of heterogeneous dispersions: What null hypothesis are you testing? *Ecological Monographs* 84: 557 – 574.
- Antiqueira, P. A. P., O. L. Petchey & G. Q. Romero, 2018. Warming and top predator loss drive ecosystem multifunctionality. *Ecology Letters* 21: 72 – 82.
- Balian, E. V., H. Segers, C. Lévêque & K. Martens, 2007. The Freshwater Animal Diversity Assessment: an overview of the results. *Hydrobiologia* 595: 627 – 637.
- Baselga, A., 2010. Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography* 19: 134 – 143.
- Batzer, D. P. & S. A. Wissinger, 1996. *Ecology of Insect Communities in Nontidal Wetlands*.

- Annual Review of Entomology 41: 75 – 100.
- Begon, M., C. R. Townsend & J. L. Harper, 2006. Ecology: from individuals to ecosystems. Blackwell Publishing Ltd., United Kingdom.
- Bilton, D. T., 1994. The flight apparatus and flying ability of *Hydroporus glabriusculus* (Coleoptera, Dytiscidae), with a brief review of structural modifications in flightless beetles. *Symposia of the Royal Entomological Society* 115: 23 – 32.
- Bilton, D. T., J. R. Freeland & B. Okamura, 2001. Dispersal in Freshwater Invertebrates. *Annual Review of Ecology and Systematics* 32: 159 – 181.
- Bird, M. S., M. C. Mlambo, R. J. Wasserman, T. Dalu, A. J. Holland, J. A. Day, M. H. Villet, D. T. Bilton, H. M. Barber-James & L. Brendonck, 2019. Deeper knowledge of shallow waters: reviewing the invertebrate fauna of southern African temporary wetlands. *Hydrobiologia* 827: 89 – 121.
- Bouchard, M., A. Joussetme & P. Doré, 2013. A proof for the positive definiteness of the Jaccard index matrix. *International Journal of Approximate Reasoning* 54: 615 – 626.
- Chao, A., R. L. Chazdon, R. K. Colwell & T. Shen, 2006. Abundance-based similarity indices and their estimation when there are unseen species in samples. *Biometrics* 62: 361 – 367.
- Cohen, J. E., S. L. Pimm, P. Yodzis & J. Saldaña, 1993. Body sizes of animal predators and animal prey in food webs. *Journal of Animal Ecology* 62: 67 – 78.
- Corbet, P. S., 1980. Biology of Odonata. *Annual Review of Entomology* 25: 189 – 217.
- Cummins, K. W., 1973. Trophic relations of aquatic insects. *Annual Review of Entomology*, 18: 183 – 206.
- De Marco, P. J., M. A. Reis Araújo, M. K. Barcelos & M. B. Loureiro Dos Santos, 2001. Aquatic invertebrates associated with the water-hyacinth (*Eichhornia crassipes*) in an eutrophic reservoir in tropical Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 36: 73 – 80.
- De Szalay, F. A. & V. H. Resh, 2000. Factors influencing macroinvertebrate colonization of seasonal wetlands: Responses to emergent plant cover. *Freshwater Biology* 45: 295 – 308.
- Dejoux, C., 1971. Recherches sur le cycle de développement de *Chironomus pulcher* (Diptera: Chironomidae). *The Canadian Entomologist* 103: 465 – 470.
- Domínguez, E. & H. R. Fernández (Eds.), 2009. Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. Sistemática y biología. Fundación Miguel Lillo, Tucumán, Argentina.
- Friday, L. E., 1987. The diversity of macroinvertebrate and macrophyte communities in

- ponds. *Freshwater Biology* 18: 87 – 104.
- Harrison, R. G., 1980. Dispersal polymorphisms in insects. *Annual Review of Ecology and Systematics* 11: 95 – 118.
- Horvath, T. G. & G. A. Lamberti, 1997. Drifting Macrophytes as a Mechanism for Zebra Mussel (*Dreissena polymorpha*) Invasion of Lake-outlet Streams. *The American Midland Naturalist* 138: 29 – 36.
- Kouamé, M. K., M. Y. Diétoa, S. K. Da Costa, E. O. Edia, A. Ouattara & G. Gourene, 2010. Aquatic macroinvertebrate assemblages associated with root masses of water hyacinths, *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms-Laubach, 1883 (Commelinales: Pontederiaceae) in Taabo Lake, Ivory Coast. *Journal of Natural History* 44: 257 – 278.
- Lancaster, J. & B. J. Downes, 2013. *Aquatic Entomology*. Oxford University Press, United Kingdom.
- Martinez, P., 2019. pairwiseAdonis: Pairwise multilevel comparison using adonis. R package version 0.3.
- Maurer, B. A. & B. J. McGill, 2011. Measurement of species diversity. In: *Biological Diversity: frontiers in measurement and assessment* (Eds. A. E. Magurran & B. J. McGill), pp. 55–65, Oxford University Press, New York, USA.
- Merritt, R. W., K. W. Cummins & M. B. Berg (eds.), 2008. *An Introduction to the Aquatic Insects of North America*. Kendall/Hunt Publishing Company, USA.
- Mitchell, D. S., 1985. Surface-floating aquatic macrophytes. In: *The ecology and management of African wetland vegetation*. *Geobotany*, Vol 6. (Eds. P. Denny) Springer, Dordrecht.
- Mormul, R. P., S. M. Thomaz, A. M. Takeda & R. D. Behrend, 2011. Structural Complexity and Distance from Source Habitat Determine Invertebrate Abundance and Diversity. *Biotropica* 43, 738 – 745.
- Naiman, R. J., H. Décamps & M. Pollok, 1993. The role of riparian corridors in maintaining regional biodiversity. *Ecological Applications* 3: 209 – 212.
- Oksanen, J., F. G. Blanchet, M. Friendly, R. Kindt, P. Legendre, D. McGlenn, P. R. Minchin, R. B. O'Hara, G. L. Simpson, P. Solymos, M. H. H. Stevens, E. Szoecs & H. Wagner, 2017. *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.4-4. Disponível em: <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>.
- Petersen, I., Z. Masters, A. G. Hildrew & S. J. Ormerod, 2004. Dispersal of adult aquatic insects in catchments of differing land use. *Journal of Applied Ecology* 41: 934 – 950.
- Poff, N. L., 1997. Landscape filters and species traits: towards a mechanistic understanding

- and prediction in stream ecology. *Journal of the North American Benthological Society* 16: 391 – 409.
- Poi de Neiff, A. S. & S. L. Casco, 2003. Biological agents that accelerate winter decay of *Eichhornia crassipes* Mart. Solms. in northeastern Argentina. In: *Ecologia e Manejo de Macrófitas Acuáticas* (Eds. S.M. Thomaz & L.M. Bini), pp. 127 – 144. EDUEM, Maringá, Brazil.
- R Core Team, 2017. R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing.
- Rennie, M. D. & L. J. Jackson, 2005. The influence of habitat complexity on littoral invertebrate distributions: patterns differ in shallow prairie lakes with and without fish. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 62: 2088 – 2099.
- Rocha-Ramírez, A., A. Ramírez-Rojas, R. Chávez-López & J. Alcocer, 2007. Invertebrate assemblages associated with root masses of *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms-Laubach 1883 in the Alvarado Lagoonal System, Veracruz, Mexico. *Aquatic Ecology* 41: 319 – 333.
- Roff, D. A., 1990. The Evolution of Flightlessness in Insects. *Ecology Monographs* 60: 389 – 421.
- Scharf, F. S., F. Juanes & R. A. Rountree, 2000. Predator size-prey size relationships of marine fish predators: interspecific variation and effects of ontogeny and body size on trophic-niche breadth. *Marine Ecology Progress Series* 208: 229 – 248.
- Scheffer, M., 2004. *Ecology of shallow lakes*. Springer-Science & Business Media, USA.
- Shurin, J. B., K. Cottenie & H. Hillebrand, 2009. Spatial autocorrelation and dispersal limitation in freshwater organisms. *Oecologia* 159: 151 – 159.
- Siegloch, A. E., A. L. L. da Silva, P. G. da Silva & M. I. M. Hernández, 2017. Local and regional effects structuring aquatic Insect assemblages at multiple spatial scales in a Mainland-Island region of the Atlantic Forest. *Hydrobiologia* 805: 61 – 73.
- Soininen, J., J. J. Lennon & H. Hillebrand, 2007. A multivariate analysis of beta diversity across organisms and environments. *Ecology* 88: 2830 – 2838.
- Stiling, P., 2012. *Ecology: Global Insights & Investigations*. McGraw-Hill Inc., USA.
- Taniguchi, H., S. Nakano & M. Tokeshi, 2003. Influences of habitat complexity on the diversity and abundance of epiphytic invertebrates on plants. *Freshwater Biology* 48: 718 – 728.
- Téllez, T. R., E. Martín de Rodrigo, G. L. Granado, E. A. Pérez, R. M. López & J. M. Sánchez, 2008. The Water Hyacinth, *Eichhornia crassipes*: an invasive plant in the

- Guadiana River Basin (Spain). *Aquatic Invasions* 3: 42 – 53.
- Tennessee, K. J., 2008. Chapter 12: Odonata. In: *An Introduction to the Aquatic Insects of North America* (Eds. R. W. Merritt, K. W. Cummins & M. B. Berg), pp. 237–294. Kendall/Hunt Publishing Company, USA.
- Toft, J. D., C. A. Simenstad, J. R. Cordell & L. F. Grimaldo, 2003. The effects of introduced water hyacinth on habitat structure, invertebrate assemblages, and fish diets. *Estuaries* 26: 746 – 758.
- Vanschoenwinkel, B., F. Buschke & L. Bendronck, 2013. Disturbance regime alters the impact of dispersal on alpha and beta diversity in a natural metacommunity. *Ecology* 94: 2547 – 2557.
- White, D. S. & R. E. Roughley, 2008. Chapter 20: Aquatic Coleoptera. In: *An Introduction to the Aquatic Insects of North America* (Eds. R. W. Merritt, K. W. Cummins & M. B. Berg), pp. 571 – 671. Kendall/Hunt Publishing Company, USA.
- Yan, S., W. Song & J. Guo, 2017. Advances in management and utilization of invasive water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) in aquatic ecosystems – a review. *Critical Reviews in Biotechnology* 37: 218 – 228.
- Zilli, F., M. Marchese & A. Paggi, 2009. Life cycle of *Goeldichironomus holoprasinusgoeldi* (Diptera: Chironomidae) in laboratory. *Neotropical Entomology* 38: 472 – 476.