



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

MÁRIAN BOZZO DE OLIVEIRA PINTO

**Diversidade taxonômica e funcional de ostrácodes pleustônicos
(Crustacea, Ostracoda) em sistema rio-planície de inundação**

Maringá
2017

MÁRIAN BOZZO DE OLIVEIRA PINTO

**Diversidade taxonômica e funcional de ostrácodes pleustônicos
(Crustacea, Ostracoda) em sistema rio-planície de inundação**

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 Ciências Ambientais.

Área de concentração: Ciências Ambientais

Orientadora: Dr.^a Janet Higuti

Maringá
2017

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

P659d Pinto, Márian Bozzo de Oliveira, 1988-
Diversidade taxonômica e funcional de Ostrácodes pleustônicos (Crustacea, Ostracoda) em sistema rio-planície de inundação / Márian Bozzo de Oliveira Pinto. -- Maringá, 2017.
35 f. : il.

Dissertação (mestrado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais)-- Universidade Estadual de Maringá, Dep. de Biologia, 2017.
Orientadora: Dr.^a Janet Híguti.

1. Ostrácodes pleustônicos (Crustacea, Ostracoda) "microcrustáceos" - Diversidade - Planície de inundação - Alto rio Paraná. 2. Microcrustáceos de água doce - Diversidade taxonômica e funcional - Planície de inundação - Alto rio Paraná. I. Universidade Estadual de Maringá. Departamento de Biologia. Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais.

CDD 23. ed. -595.331509816
NBR/CIP - 12899 AACR/2

MÁRIAN BOZZO DE OLIVEIRA PINTO

**Diversidade taxonômica e funcional de ostrácodes pleustônicos
(Crustacea, Ostracoda) em sistema rio-planície de inundação**

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 Ciências Ambientais pela Comissão Julgadora composta pelos membros:

COMISSÃO JULGADORA

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

Dr.^a Yara Moretto
Universidade Federal do Paraná – *Campus* Palotina (UFPR)

Dr. Luiz Felipe Machado Velho
Nupélia/Universidade Estadual de Maringá (UEM)

Aprovada em: 28 de agosto de 2017.

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

Dedico a meus pais, Moacir e Miriam, por tudo que fizeram e vem fazendo por mim, pela criação e ensinamentos.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente a Deus por ter me dado a chance de poder estudar em uma das melhores universidades do Brasil, e ter me guiado todos esses anos. Pela fé que me fez conseguir terminar esse trabalho.

À minha mãe que sempre esteve do meu lado mesmo que agora esteja distante, pelos conselhos e por ser minha melhor amiga.

A meu pai por acreditar em mim e ajudar no meu crescimento de inúmeras formas.

À Mariza por se preocupar sempre comigo, por cuidar de mim, e pela amizade.

À minha orientadora Dr.^a Janet Higuti por ter me aceito como mestranda, pelos ensinamentos e paciência.

Ao Prof. Dr. Fábio Amodêo Lansac-Tôha, por gentilmente aceitar presidir a banca, por ser esse excelente professor e profissional.

Aos membros da banca examinadora, Dr.^a Yara Moretto (UFPR-*Campus* Palotina) e Dr. Luiz Felipe Machado Velho (UEM), por aceitarem o convite e contribuírem com o trabalho.

Aos parceiros de laboratório Eliezer e Ramiro que sempre estiveram dispostos a me ajudar e não me deixaram desistir. Em especial ao Eliezer que se tornou um grande amigo. Ao novo parceiro de laboratório Jonathan, que é um querido.

Às amigas de anos Priscilla, Cláudia, Laís e Vivian. Todas de corpo distante, mas coração presente.

Aos amigos que a UEM me trouxe nesses mais de 8 anos. Higor, Boi, Naiara que apesar de não estarmos mais juntos e não nos vemos com frequência são essenciais na minha vida. A Helo por estar sempre do meu lado, desde quando dividíamos o mesmo laboratório, até hoje que trilhamos caminhos diferentes. Ao Rafa que sempre me apoiou e esteve disposto a ajudar.

À Marina que me “abandonou” e foi para os EUA, por nunca me deixar desistir de nada, e pela amizade.

À CAPES pelo fornecimento da bolsa de Mestrado.

Ao auxílio financeiro do CNPq ao projeto de pesquisa intitulado: “Alto Rio Paraná: Gradiente longitudinal de variáveis ambientais e comunidades aquáticas no último trecho livre de barramentos entre UHE de Porto Primavera e reservatório de Itaipu”, do qual resultou nesse trabalho (Processo CNPq no 478629/2012-5).

Ao Nupélia, Núcleo de Pesquisa em Limnologia, Ictiologia e Aquicultura, da Universidade Estadual de Maringá (UEM), pela disponibilização de toda estrutura necessária para a realização do trabalho.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais (PEA).

A todos que de alguma forma, direta ou indireta estiveram do meu lado e me ajudaram nesses anos de pesquisa.

“Mire na Lua, porque, mesmo que
você erre, acabara entre as
estrelas”
Les Brown

Diversidade taxonômica e funcional de ostrácodes pleustônicos (Crustacea, Ostracoda) em sistema rio-planície de inundação

RESUMO

Nas últimas décadas, a abordagem de diversidade funcional tem sido avaliada em diversas comunidades aquáticas, exceto na comunidade de ostrácodes, devido a complexidade das análises. Estudos sobre diversidade taxonômica e abundância de ostrácodes têm sido amplamente explorados devido a facilidade de análise. Avaliou-se a diversidade taxonômica e funcional de ostrácodes associados a *Eichhornia crassipes* do sistema rio-planície de inundação do alto rio Paraná, Brasil. A hipótese testada foi que a maior diversidade taxonômica e funcional de ostrácodes ocorre em ambientes mais heterogêneos porque comportam maior número de espécies. A diversidade taxonômica e funcional dos ostrácodes seguiram a mesma tendência nos ambientes lóticos e lênticos, corroborando com as propriedades funcionais, que postulam que existe uma relação positiva entre as diversidades. Ambos os índices de diversidade mostraram que a comunidade de ostrácodes difere entre os ambientes lóticos e lênticos, devido as particularidades ambientais, que permitem a permanência de comunidades específicas, adaptadas a tais condições. Maior diversidade de ostrácodes em ambientes lênticos, corroborou com a hipótese de que a maior heterogeneidade ambiental abrigam uma alta diversidade de espécies, com diferentes requerimentos ecológicos ou amplitudes de nicho. O uso de traços funcionais mostrou-se eficaz na avaliação da comunidade de ostrácodes, assim como a diversidade taxonômica.

Palavras-chave: Microcrustáceos. Macrófitas aquáticas. Heterogeneidade ambiental. Lagoas.

Taxonomic and functional diversity of pleustonic ostracods (Crustacea, Ostracoda) in river-floodplain system

ABSTRACT

In the last decades, the functional diversity approach has been evaluated in several aquatic communities, except on the ostracods community, due to the complexity of the analyzes . On the other hand, studies on taxonomic diversity and abundance of ostracods have been extensively explored. In this way, the objective of this work was to evaluate the taxonomic and functional diversity of ostracods associated with *Eichhornia crassipes* of the river-floodplain system of the Upper Paraná River, Brazil. The hypothesis tested was that the greater taxonomic and functional diversity of ostracods occurs in environments that are more heterogeneous. The taxonomic and functional diversity of the ostracods followed the same pattern in the lotic and lentic environments, corroborating with the functional properties, which postulate that there is a positive relation between the diversities. Both diversity indexes showed that the ostracods community differs in lotic and lentic environments, owing to the environmental peculiarities that allow the permanence of specific communities adapted to such conditions. High diversity of ostracods in lentic environments corroborated the hypothesis that the greater environmental heterogeneity harbor high species diversity, with different ecological requirements or niche amplitudes. The use of functional traits proved to be effective in evaluating the ostracods community as well as the taxonomic diversity.

Keywords: Microcrustaceans. Aquatic macrophytes. Environmental heterogeneity. Lakes.

Dissertação elaborada e formatada conforme
as normas da publicação científica
International Review of Hydrobiology.
Disponível em:
<[http://onlinelibrary.wiley.com/journal/10.1002/\(ISSN\)1522-2632](http://onlinelibrary.wiley.com/journal/10.1002/(ISSN)1522-2632)>

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	10
2. MATERIAL E MÉTODOS	12
2.1 Área de estudo	12
2.2 Amostragem, triagem e identificação dos ostrácodes.....	12
2.3 Traços Funcionais	14
2.4 Análise dos dados	14
3. RESULTADOS	16
3.1 Traços funcionais	16
3.2 Diversidade taxonômica e funcional de ostrácodes	20
3.3 Variáveis abióticas e heterogeneidade ambiental	22
3.4 Efeito das variáveis abióticas sobre os traços funcionais dos ostrácodes.....	23
4. DISCUSSÃO	25
REFERÊNCIAS	28

1 INTRODUÇÃO

Diversos estudos sobre diversidade biológica nas comunidades aquáticas têm sido desenvolvidos a partir de aspectos quantitativos clássicos (taxonômicos) como composição, riqueza de espécies, índices de diversidade de espécies e equitabilidade (Higuti et al. 2007; Copatti et al. 2013; Coetzee et al. 2014; Orwa et al. 2015). Tais índices de diversidade taxonômicos são frequentemente empregados em biomonitoramento, a fim de avaliar as alterações ambientais, assim como avaliar a diversidade biológica em diferentes sistemas aquáticos continentais (McRae et al. 1998; Weiher, Keddy, 1999; Pires et al. 2000; Datry et al. 2017).

Estas métricas taxonômicas agrupam todas as espécies como sendo iguais, funcionalmente, dentro da comunidade. De maneira distinta, a abordagem de diversidade funcional (FD) relaciona a estrutura da comunidade à sua função ecossistêmica, e elucidada diversos processos ecossistêmicos, enquanto que outras métricas, por exemplo, a riqueza de espécies, parece ser relativamente fraca para explicar esses processos (Mokany et al. 2008). O uso do termo “diversidade funcional” vem sendo altamente empregado nas últimas décadas (Petchey & Gaston, 2002, 2006; Cianciaruso et al. 2009). Vannote et al. (1980) e Schlosser (1982) foram os pioneiros em avaliar a relação das variáveis abióticas com a funcionalidade das comunidades aquáticas ao longo de gradientes fluviais.

Os cálculos das medidas de FD são realizados com base na classificação das espécies, feitas a partir de características morfológicas e de histórias de vida (traços) que refletem adaptações a um ambiente específico (Hoeinghaus et al. 2007). Por exemplo, traços como tamanho do corpo, *habitat*, alimentação e comportamentos são frequentemente utilizados (Hooper et al. 2002). A implicação da diversidade biológica no funcionamento do ecossistema se manifesta através desses traços, onde uma característica é "uma propriedade bem definida e mensurável dos organismos, geralmente medida a nível individual e utilizada comparativamente entre as espécies" (McGill et al. 2006)

Um fator importante para o estudo de comunidades usando os índices taxonômicos e aplicação da FD é a heterogeneidade ambiental, que representa a dimensão da diversidade de habitats que os organismos podem ocupar ou a diversidade de condições a que um organismo está sujeito em seu habitat (Chesson, 2000; González-Mégias et al. 2007). Ambientes heterogêneos possibilitam a coexistência de um maior

número de espécies do que ambientes homogêneos (MacArthur & MacArthur, 1961; Matias et al. 2010), por disponibilizar maior número de micro-habitats e/ou uma gama maior de microclimas (Jankowski et al. 2009). Os ecossistemas de água doce, como a planície de inundação do rio Paraná, são um bom exemplo de ambientes heterogêneos, pois apresentam uma variedade de tipos de *habitats*, por exemplo, rios, canais, lagoas abertas e fechadas (Higuti et al. 2010).

Segundo Williams et al. (2004), a coexistência de um maior número de espécies devido a heterogeneidade ambiental nos sistemas aquáticos em ambientes mais heterogêneos e mais estáveis, comportam espécies com diferentes exigências ecofisiológicas e funcionais. Desta forma, é esperado que as diferentes características existentes em distintos ambientes afetem a distribuição das espécies, das linhagens e de seus atributos (Williams et al. 2004).

A abordagem de diversidade funcional vem sendo aplicada em diversas comunidades biológicas, como macroinvertebrados, peixes, zooplâncton (Bady et al. 2005; Pease et al. 2012; Vogt et al. 2013). No entanto, estudos que analisam a diversidade funcional de ostrácodes são escassos, enquanto que os relacionados a diversidade taxonômica são mais frequentes (ex.: Kouamé et al. 2011; Mazzini et al. 2014; Higuti & Martens, 2016). Estes microcrustáceos bivalves representam um dos grupos mais diversificados e frequentes em ambientes aquáticos (Martens et al. 2008), sendo um dos principais constituintes da fauna associada às macrófitas aquáticas (Kiss, 2007; Higuti et al. 2010; Szlauer-Lukaszewska 2012; Mazzini et al. 2014; Matsuda et al. 2015). Desta forma, o uso da FD representa uma ferramenta adicional na compreensão da estrutura e funcionamento desta comunidade.

Assim, o objetivo deste estudo foi analisar a diversidade taxonômica e funcional de ostrácodes associados à macrófita aquática *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms no sistema rio-planície de inundação do alto rio Paraná. Além disso, foi avaliada a resposta dos traços funcionais em relação aos fatores abióticos nos distintos ambientes. Deste modo buscou-se responder a seguinte questão: a diversidade taxonômica e funcional dos ostrácodes varia entre ambientes lênticos e lóticos? Espera-se uma maior diversidade nos ambientes lênticos, comparada aos ambientes lóticos, devido a maior heterogeneidade ambiental.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo está situada no segmento alto rio Paraná, inserida no trecho entre a barragem de Porto Primavera e o reservatório de Itaipu, o qual representa o único remanescente livre de barragem do rio Paraná em território brasileiro (Agostinho & Zalewski, 1996). O alto Paraná corre em direção geral norte sul/sudeste, por regiões de clima tropical-subtropical, com invernos secos e verões chuvosos, temperaturas médias mensais superiores a 15°C e precipitações superiores a 1,500 mm por ano (Agostinho et al. 2004). Esse segmento inclui a planície de inundação do alto rio Paraná com largura de até 20 km e uma extensão de aproximadamente 230 km. Compreende a porção a jusante da barragem de Porto Primavera (Usina Hidrelétrica Engenheiro Sérgio Motta) até o remanso do reservatório da UHE de Itaipu. Neste trecho encontram-se numerosos canais secundários, lagoas abertas e fechadas, e tributários (Agostinho et al. 2004).

As coletas foram realizadas em oito ambientes do sistema rio-planície de inundação do alto rio Paraná: 4 ambientes lênticos, conectados permanentemente ao rio Paraná (lagoas Saraiva, Pavão, Ivaí e Xirica) e 4 ambientes lóticos (rios Paraná, Amambaí, Ivinheminha e Baía) (Figura 1).

2.2 AMOSTRAGEM, TRIAGEM E IDENTIFICAÇÃO DOS OSTRÁCODES

As coletas de ostrácodes foram realizadas em fevereiro, maio, agosto e novembro de 2014. As plantas aquáticas flutuantes livres (*Eichhornia crassipes*) foram amostradas manualmente, e em seguida, colocadas em baldes plásticos (Campos et al. 2017). As raízes foram lavadas no próprio balde, para a remoção dos ostrácodes e armazenadas em sacos plásticos, previamente etiquetados, para secagem e posterior pesagem. A amostra foi filtrada em uma rede de 160 µm de abertura de malha e preservadas em álcool 70°.

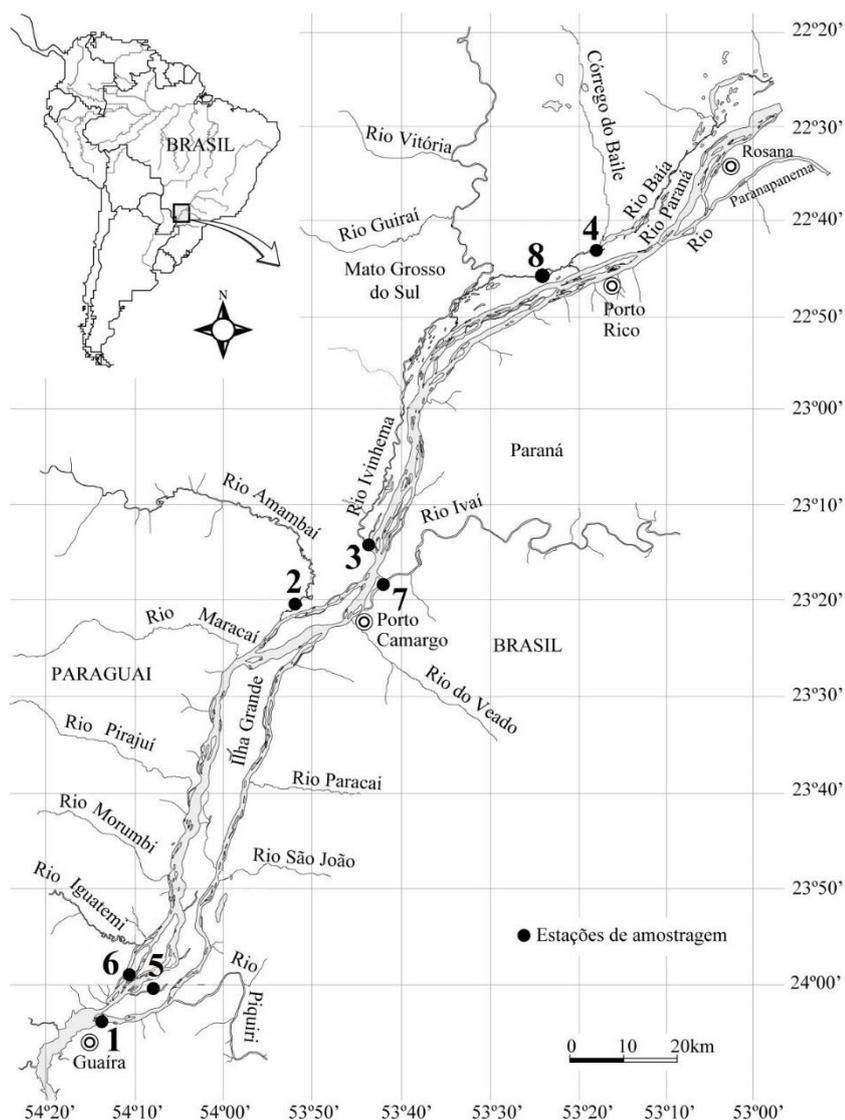


Figura 1 – Localização dos pontos de amostragem. 1- rio Paraná; 2- rio Amambaí; 3- rio Ivinheminha; 4- rio Baía; 5- lagoa Saraiva; 6- lagoa Pavão; 7- lagoa Ivaí; 8- lagoa Xirica.

Em laboratório, as amostras foram divididas com o fracionador Folsom de forma que $\frac{1}{4}$ das amostras foi quantificado e a riqueza de espécies foi estimada a partir da análise da amostra total. Os ostrácodos foram triados sob microscópio estereoscópico e os organismos foram identificados com auxílio de um conjunto de literatura especializada (Martens & Behen, 1994 e artigos incluídos; Rossetti & Martens, 1998; Higuti & Martens 2012a, b; 2014; Higuti et al., 2013).

Anteriormente às coletas biológicas, foram mensuradas as variáveis abióticas, tais como: oxigênio dissolvido (mg.L^{-1}) e temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$) (oxímetro YSI 550A), pH e condutividade elétrica ($\mu\text{S.cm}^{-1}$) (medidor multiparâmetro YSI 63). Medidas de alcalinidade (mEq.L^{-1}), turbidez (NTU), nitrogênio total ($\mu\text{g.L}^{-1}$) e fósforo

total ($\mu\text{g.L}^{-1}$) foram fornecidas pelo Laboratório de Limnologia do Núcleo de Pesquisa em Limnologia, Ictiologia e Aquicultura da Universidade Estadual de Maringá.

2.3 TRAÇOS FUNCIONAIS

Para a caracterização funcional dos ostrácodes, foram selecionados seis traços funcionais, os quais foram divididos em categorias (Tabela 1). Esses traços foram designados de acordo com Marmonier et al. (1994); Horne et al. (1998); Meisch (2000); Horne et al. (2002); Van Doninck et al. (2003); Martens & Horne (2009); Higuti et al. (2010); Matsuda et al. (2015), que incluem características morfológicas de ostrácodes e sua forma de vida. Em laboratório também foram realizadas medidas dos indivíduos em microscópio estereoscópico para classificação do traço tamanho do corpo. Os traços funcionais selecionados foram utilizados para calcular os índices de diversidade funcional.

Tabela 1. Principais traços funcionais de ostrácodes e suas respectivas categorias.

TRAÇOS	CATEGORIAS
Hábito de vida / Locomoção	Nadador Não Nadador
Tamanho do corpo	Pequeno Médio Grande
Espinho	Presença Ausência
Morfologia do corpo	Achatado Arredondado
Reprodução	Sexuada Assexuada Mista
Ovos de dormência	Presença Ausência

2.4 ANÁLISE DOS DADOS

Os índices de diversidade taxonômicas calculados foram riqueza (S) e equitabilidade (E) (Magurran, 1988) e diversidade de Shannon-Wiener (H') (Krebs, 1989) através da matriz de densidade de ostrácodes. A representatividade da riqueza de espécies obtida nas amostras em diferentes níveis espaciais foi calculada por curva de

rarefação, que foram construídas em função do número de indivíduos por ponto de amostragem. A diversidade funcional dos ostrácodes foi analisada utilizando três índices: riqueza funcional (FRiq) e equitabilidade funcional (FEve) (Villéger et al. 2008), e dispersão funcional (FDis) (Laliberté & Legendre, 2010), que abrangem a distribuição das espécies e de suas respectivas abundâncias no espaço funcional (Schleuter et al. 2010; Villéger et al. 2008).

Para o cálculo dos índices de diversidade funcional foi utilizada a matriz de densidade de espécies e também uma matriz categórica de traços funcionais, calculados através da função dbFD do pacote Vegan, que utiliza a Análise de Coordenadas Principais (PCoA) (Laliberté & Legendre, 2010) para originar um subconjunto de eixos, que são utilizados como ‘traços’ para computar a diversidade funcional (FD).

Uma ANOVA paramétrica foi realizada para testar possíveis diferenças nos índices taxonômicos S, E e H', e funcionais FRiq, FEve e FDis entre os tipos de ambiente (lóticos e lênticos). Quando observadas diferenças significativas, foram realizados testes *a posteriori* de Tukey. O teste não-paramétrico Kruskal-Wallis foi utilizado quando os pressupostos da homocedasticidade e normalidade não foram atingidos.

Para estimar as diferenças da heterogeneidade ambiental foi realizado um teste de dispersão Permutacional Multivariado (PERMDISP, Anderson et al. 2006) entre os ambientes lóticos e lênticos. Foi utilizada uma matriz de distâncias euclidianas padronizadas das variáveis limnológicas (temperatura da água, pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, turbidez, nitrogênio total, fósforo total e alcalinidade). O teste se baseia na distância média entre as variáveis ambientais e o seu grupo centroide calculados através de uma Análise de Coordenadas Principais (PCoA, Legendre & Legendre, 1998). Quanto maior a distância das unidades amostrais, mais elevada é a heterogeneidade ambiental. O PERMDISP usa uma ANOVA com 999 permutações para testar as diferenças significativas ($p < 0,05$).

A Análise de Redundância (RDA) foi realizada através da junção da matriz de abundância e de traços funcionais (táxons x traços) que resultou em uma nova matriz de traço (locais x traços). Como todos os traços são categóricos, as categorias pertencentes a cada traço foram transformadas em variáveis indicativas (*dummy variables*), onde cada categoria de um traço é uma variável por conta própria e os valores podem ser 0 ou 1. O que significa que se a espécie possui determinada característica (categoria), recebe

valor 1 para esta categoria e se não possui, recebe valor 0. Esta matriz de locais vs. traços funcionais foi utilizada para calcular a média das expressões dos traços de todas as espécies, ponderada por suas abundâncias em cada local de amostragem para obter a CWMs (*community weighted means of traits*, Garnier et al., 2007). Em seguida, foi realizada a CWM-RDA que é uma análise com base nos dados de comunidade para verificar a resposta dos traços funcionais às mudanças do ambiente (Nygaard & Ejrnaes, 2004). Os fatores abióticos (logaritmizados, exceto o pH) juntamente com a matriz de traço, foram submetidos a um processo de seleção (*forward*) para identificar as principais variáveis relacionadas aos ostrácodes a serem incluídas na análise. A significância fornecida pela análise e os eixos da RDA foram testados pela ANOVA.

Os índices de diversidade funcional, PERMDISP e RDA foram realizados utilizando o programa R, versão 3.0.1 (R Development Core Team, 2014) através dos pacotes *vegan* (Oksanen et al. 2010), *permut* (Simpson, 2017) e *FD* (Laliberté e Legendre, 2010). As análises de variâncias foram realizadas no programa Statistica 7,1 (StatSoft, 2005) e os índices de diversidade taxonômica através do software livre PC-ORD 5 (McCune & Mefford, 2006). A rarefação foi calculada utilizando o software Biodiversity Pro v. 2.0 (McAleece et al., 1997).

3 RESULTADOS

3.1 TRAÇOS FUNCIONAIS

No sistema rio-planície de inundação do alto rio Paraná foram registradas 34 espécies de ostrácodes, pertencentes a quatro famílias, Cyprididae, Candonidae, Limnocytheridae e Darwinulidae. Nos ambientes lóticos foram registradas 27 espécies, e as categorias dos traços funcionais foram: hábito nadador (18 espécies), hábito não nadador (9 espécies), tamanho pequeno (4 espécies), tamanho médio (17 espécies), tamanho grande (6 espécies), espinho ausente (22 espécies), espinho presente (5 espécies), forma do corpo arredondada (16 espécies), forma do corpo achatada (11 espécies), reprodução por partenogênese (19 espécies), reprodução mista (2 espécies), reprodução sexuada (6 espécies), ovos de dormência presentes (24 espécies), ovos de dormência ausentes (3 espécies). Nos ambientes lênticos, foram registradas as 34 espécies, e as categorias foram: hábito nadador (25 espécies), hábito não nadador (9 espécies), tamanho pequeno (6 espécies), tamanho médio (18 espécies), tamanho grande

(10 espécies), espinho ausente (27 espécies), espinho presente (7 espécies), forma do corpo arredondada (23 espécies), forma do corpo achatada (11 espécies), reprodução por partenogênese (25 espécies), reprodução mista (3 espécies), reprodução sexuada (6 espécies), ovos de dormência presentes (31 espécies), ovos de dormência ausentes (3 espécies) (Tabela 2).

Tabela 2. Espécies de ostrácodes registradas nos ambientes do sistema rio-planície de inundação do alto rio Paraná, em 2014. Classificações das categorias dos traços funcionais das espécies de ostrácodes e suas ocorrências nos ambientes lóticos e lênticos. (Ea= espinho ausente, Ep= espinho presente, Fa= forma do corpo achatado, Fr= forma do corpo arredondado, Oa= ovos de dormência ausente, Op= ovos de dormência presente, Nd= nadador, Nn= não nadador, Pq= tamanho do corpo pequeno, Md= tamanho do corpo médio, Gr= tamanho do corpo grande, Pr= partenogênese, Mt= reprodução mista, Sx= reprodução sexuada, X= presente, - = ausente).

Espécies	Hábito de vida	Tamanho do corpo	Espinho	Morfologia do corpo	Reprodução	Ovos de dormência	Ambientes	
							Lótico	Lêntico
Família Cyprididae								
<i>Diaphanocypris meridana</i> (Furtos, 1936)	Nd	Md	Ea	Fa	Pr	Op	X	X
<i>Stenocypris major</i> (Braid, 1859)	Nd	Gr	Ea	Fa	Pr	Op	X	X
<i>S. malayica</i> (Victor & Fernando, 1981)	Nd	Md	Ea	Fa	Pr	Op	X	X
<i>Strandesia psittacea</i> (Sars, 1901)	Nd	Gr	Ep	Fr	Pr	Op	X	X
<i>S. cf. psittacea</i>	Nd	Gr	Ep	Fr	Pr	Op	X	X
<i>S. mutica</i> (Sars, 1901)	Nd	Gr	Ea	Fr	Pr	Op	X	X
<i>S. variegata</i> (Sars, 1901)	Nd	Gr	Ea	Fr	Pr	Op	X	X
<i>S. lansactohai</i> Higuti & Martens, 2013 (em Higuti et al., 2013)	Nd	Md	Ea	Fr	Pr	Op	X	X
<i>S. velhoi</i> Higuti & Martens, 2013 (em Higuti et al., 2013)	Nd	Md	Ea	Fr	Pr	Op	-	X
<i>S. nupelia</i> Higuti & Martens, 2013 (em Higuti et al., 2013)	Nd	Md	Ea	Fr	Pr	Op	X	X
<i>Strandesia. sp. 8</i>	Nd	Md	Ea	Fr	Pr	Op	X	X
<i>Bradleystrandesia trispinosa</i> (Pinto & Purper, 1965)	Nd	Md	Ep	Fr	Pr	Op	X	X
<i>Bradleytriebella lineata</i> (Victor & Fernando, 1981)	Nd	Md	Ea	Fr	Pr	Op	X	X
<i>Cypricercus centrura</i> (Klie, 1940)	Nd	Md	Ep	Fr	Mt	Op	X	X
<i>Chlamydotheca deformis</i> Farkas, 1958	Nd	Gr	Ea	Fr	Pr	Op	-	X
<i>C. iheringi</i> (Sars, 1901)	Nd	Gr	Ep	Fr	Mt	Op	X	X
<i>C. cf. iheringi</i>	Nd	Gr	Ep	Fr	Mt	Op	-	X
<i>C. spectabilis</i> (Sars, 1901)	Nd	Gr	Ep	Fr	Pr	Op	-	X
<i>Chlamydotheca. sp. 5</i>	Nd	Gr	Ea	Fr	Pr	Op	-	X
<i>Cypretta costata</i> (G.W. Müller, 1898)	Nd	Md	Ea	Fr	Pr	Op	X	X

<i>Cypridopsis vidua</i> (O. F. Müller, 1776)	Nd	Md	Ea	Fr	Pr	Op	X	X
<i>C. cf. vidua</i> sp. 2	Nd	Pq	Ea	Fr	Pr	Op	X	X
" <i>Cypridopsis</i> " n. gen. 1 n. sp.	Nd	Pq	Ea	Fr	Pr	Op	-	X
" <i>Cypridopsis</i> " n. gen. 2 n. sp.	Nd	Pq	Ea	Fr	Pr	Op	-	X
<i>Cabelodopsis hispida</i> (Sars, 1901)	Nd	Md	Ea	Fr	Pr	Op	X	X
Família Candonidae								
<i>Candobrasilopsis brasiliensis</i> (Sars, 1901)	Nn	Md	Ea	Fa	Sx	Op	X	X
<i>C. rochai</i> Higuti & Martens, 2012	Nn	Md	Ea	Fa	Sx	Op	X	X
<i>C. elongata</i> Higuti & Martens, 2014	Nn	Md	Ea	Fa	Sx	Op	X	X
<i>Pseudocandona agostinhoi</i> Higuti & Martens, 2014	Nn	Md	Ea	Fa	Sx	Op	X	X
<i>P. cillisi</i> Higuti & Martens, 2014	Nn	Md	Ea	Fa	Sx	Op	X	X
Família Limnocytheridae								
<i>Cytheridella ilosvayi</i> (Daday, 1905)	Nn	Md	Ea	Fr	Sx	Op	X	X
Família Darwinulidae								
<i>Alicenula serricaudata</i> (Klie, 1935)	Nn	Pq	Ea	Fa	Pr	Oa	X	X
<i>Vestalenula pagliolii</i> (Pinto & Kotzian, 1961)	Nn	Pq	Ea	Fa	Pr	Oa	X	X
<i>Penthesilenula brasiliensis</i> (Pinto & Kotzian, 1961)	Nn	Pq	Ea	Fa	Pr	Oa	X	X

As curvas e rarefação evidenciaram maiores valores de riqueza de ostrácodes nos ambientes lânticos (Figura 2).

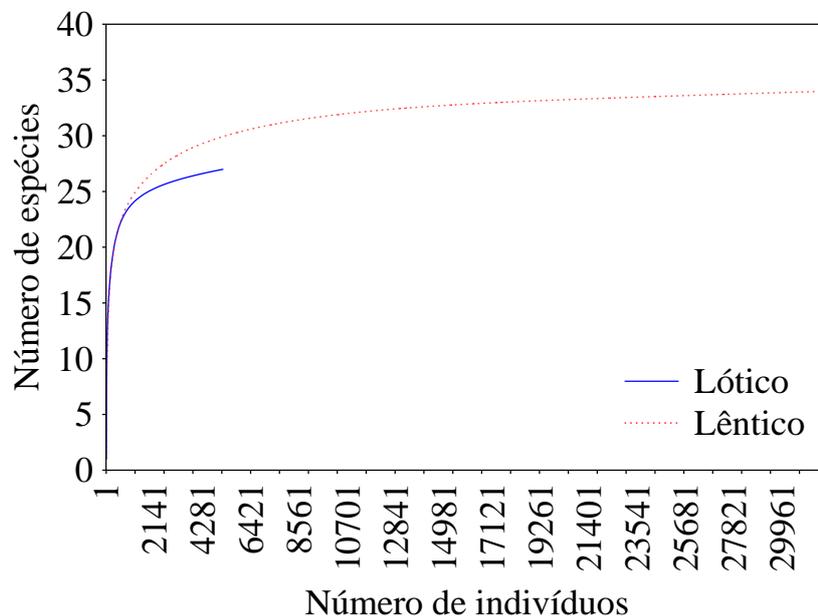


Figura 2 – Curva de rarefação de espécies de ostrácodes nos ambientes lótico e lântico do sistema rio-planície de inundação do alto rio Paraná.

3.2 DIVERSIDADE TAXONÔMICA E FUNCIONAL DE OSTRÁCODES

Para os índices de diversidade taxonômica, a riqueza ($F= 37,3$; $p=0,00$) e a diversidade de Shannon ($KW= 4,6$; $p= 0,03$) diferiram significativamente entre os dois tipos de ambiente, com maiores valores para os ambientes lânticos (Figuras 3A, B). Da mesma maneira, valores de equitabilidade ($KW= 6,6$; $p= 0,00$) também diferiram entre os ambientes, com maior valor e amplitude de variação nos ambientes lóticos (Figura 3C).

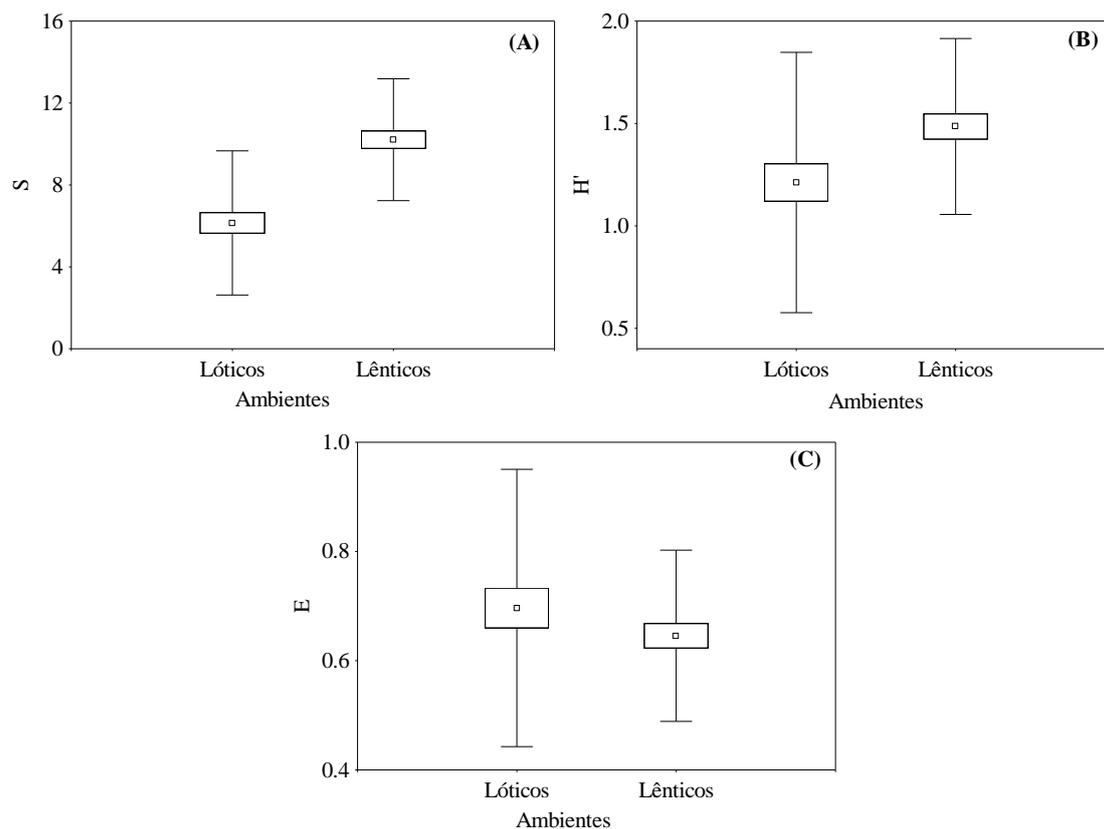
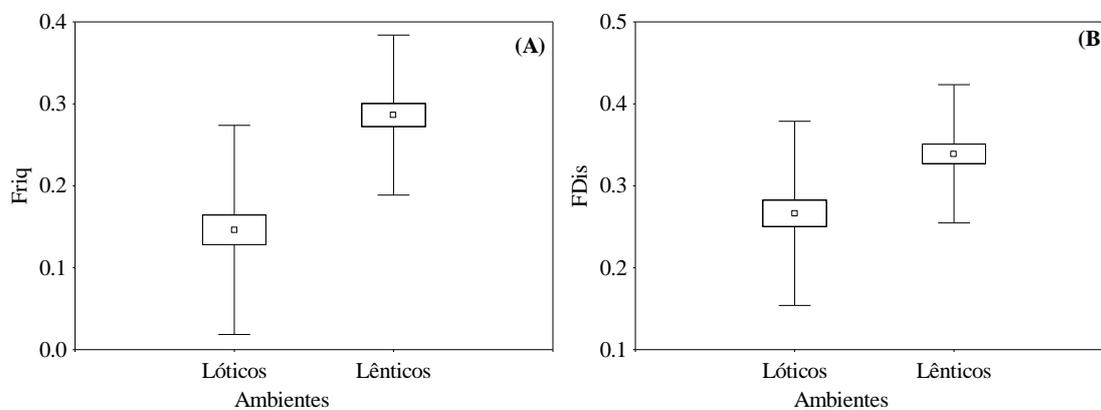


Figura 3 – Variação espacial da (A) riqueza (S), (B) diversidade de Shannon (H') e (C) equitabilidade (E) nos ambientes lóticos e lênticos do sistema rio-planície de inundação do alto rio Paraná. Média (quadrado), desvio padrão (barra) e erro padrão (retângulo).

Os valores médios dos índices riqueza ($KW= 25,1$; $p=0,00$) e dispersão funcional ($KW= 13,9$; $p= 0,00$) foram significativamente maiores nos ambientes lênticos (Figuras 4A, C). Por outro lado, maior valor médio de equitabilidade funcional ($F= 8,0$; $p= 0,00$) foi registrado nos ambientes lóticos (Figura 4C).



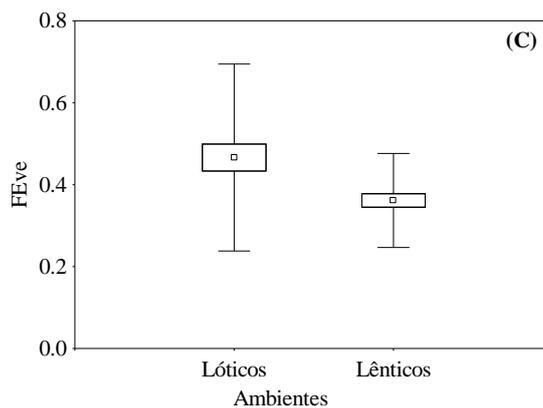


Figura 4. Variação espacial da (A) riqueza funcional (FRiq), (B) dispersão funcional (FDis) e (C) equitabilidade funcional (FEve) nos ambientes lóticos e lênticos do sistema rio-planície de inundação do alto rio Paraná. Média (quadrado), desvio padrão (barra) e erro padrão (retângulo).

3.3 VARIÁVEIS ABIÓTICAS E HETEROGENEIDADE AMBIENTAL

As maiores concentrações de oxigênio dissolvido e turbidez foram observadas nos ambientes lóticos, ao passo que nos ambientes lênticos foram registrados maiores valores médios de condutividade elétrica, alcalinidade, nitrogênio total e fósforo total. Diferenças significativas foram constatadas para condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, turbidez, alcalinidade e nitrogênio total (Tabela 3).

Tabela 3. Média e desvio padrão das variáveis limnológicas nos ambientes do sistema rio-planície de inundação do alto rio Paraná em 2014. Diferenças significativas (* $p \leq 0,01$) entre os ambientes lóticos e lênticos.

Variáveis abióticas	Lótico	Lêntico
Temperatura da água (°C)	25,5±0,13	25,6±0,42
pH	6,7±0,03	6,8±0,02
Condutividade elétrica ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) *	33,9±1,92	51,9±2,91
Oxigênio dissolvido ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) *	6,0±0,23	4,9±0,41
Turbidez (NTU) *	16,9±0,41	9,8±0,03
Alcalinidade ($\text{mEq}\cdot\text{L}^{-1}$) *	830,8±20,71	1007,2±0,06
Nitrogênio total ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) *	34,2±2,51	44,4±0,03
Fósforo total ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	359,9±6,10	539,3±0,01

O teste PERMDISP mostrou diferença significativa na heterogeneidade ambiental entre os ambientes analisados ($F = 9,96$, $p = 0,00$). Maior dissimilaridade ambiental (2,68) foi observada no ambiente lântico, em relação ao ambiente lótico (2,35) (Figura 5).

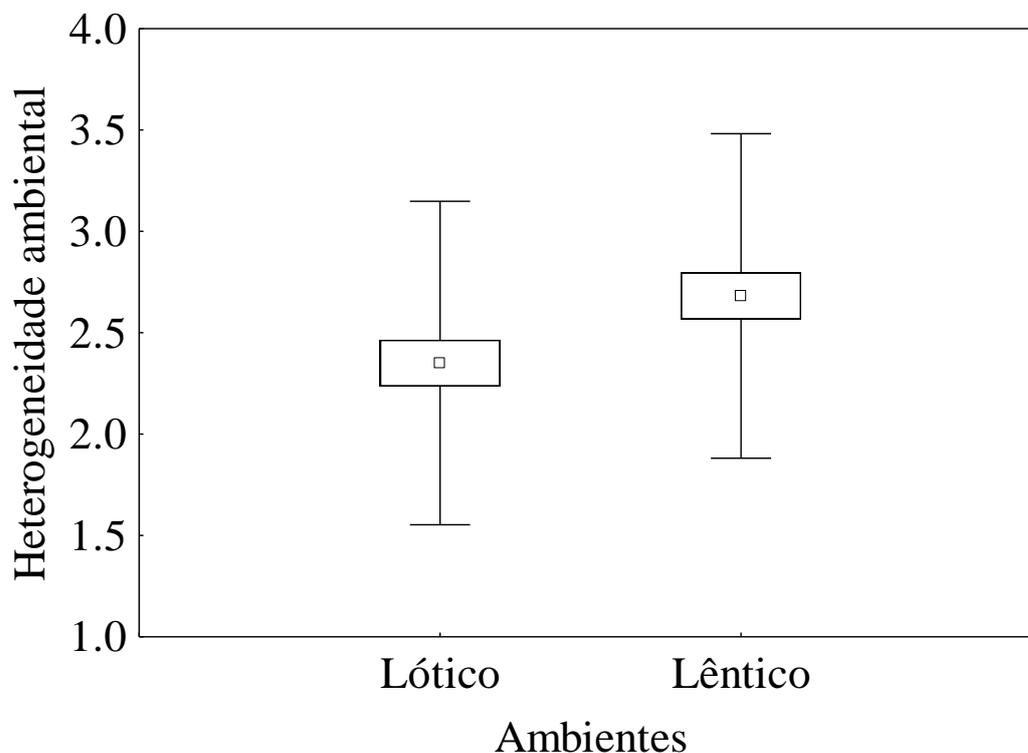


Figura 5 Heterogeneidade ambiental nos ambientes lóticos e lânticos do sistema rio-planície de inundação do alto rio Paraná.

3.4 EFEITO DAS VARIÁVEIS ABIÓTICAS SOBRE OS TRAÇOS FUNCIONAIS DOS OSTRÁCODES.

Os resultados da Análise de Redundância (RDA) explicaram 96% da variabilidade total dos dados. O critério de seleção de *forward* selecionou um modelo com quatro variáveis (temperatura da água, condutividade elétrica, turbidez e nitrogênio total). Os eixos 1 ($F = 18,02$, $p = 0,00$) e 2 ($F = 6,88$, $p = 0,00$) retidos para interpretação (R^2 ajustado = 0,19) foram significativos.

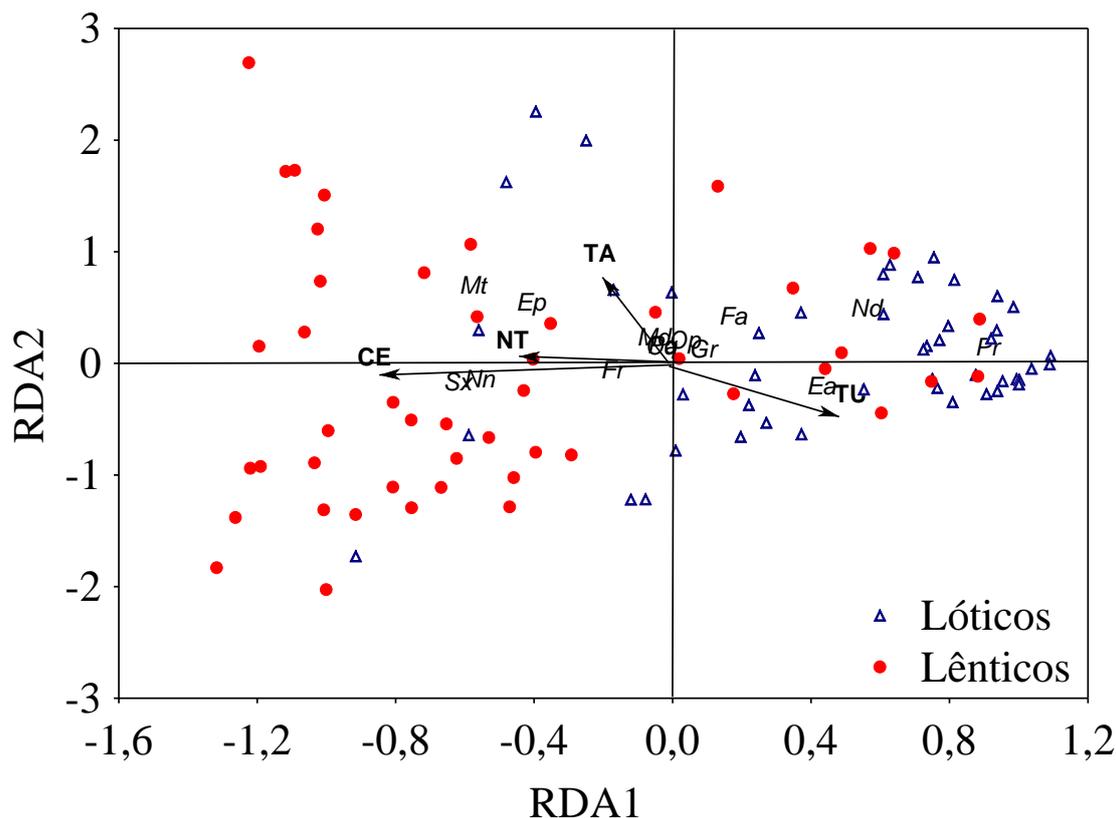


Figura 6 – Análise de Redundância derivada dos dados limnológicos abióticos (temperatura da água, condutividade elétrica, turbidez e nitrogênio total) e as categorias dos traços funcionais dos ostrácodes de distintos ambientes (lóticos e lênticos). (TA= temperatura da água, CE= condutividade elétrica, TU= turbidez, NT= nitrogênio total, Ea= espinho ausente, Ep= espinho presente, Fa= forma do corpo achatado, Fr= forma do corpo arredondado, Oa= ovos de dormência ausente, Op= ovos de dormência presente, Nd= nadador, Nn= não nadador, Pq= tamanho do corpo pequeno, Md= tamanho do corpo médio, Gr= tamanho do corpo grande, Pr= partenogênese, Mt= reprodução mista, Sx= reprodução sexuada).

O eixo 1 separou, em geral, os ambientes lóticos dos lênticos. Presença de espinho (Ep), reprodução sexuada (Sx), reprodução mista (Mt), não nadador (Nn) e forma do corpo arredondada (Fr) foram as categorias dos traços de ostrácodes ordenadas nos ambientes lênticos, onde predominaram maiores valores de condutividade elétrica (CE) e nitrogênio total (NT). Ao passo que, partenogênese (Pr), espinho ausente (Ea), nadador (Nd), forma do corpo achatado (Fa) foram ordenadas nos ambientes lóticos, com maiores valores de turbidez (TU) (Figura 6). O eixo 2 também separou categorias opostas de alguns traços, como forma do corpo, espinho, reprodução e hábito de vida, porém não houve ordenação dos ambientes.

4 DISCUSSÃO

A diversidade taxonômica e a diversidade funcional dos ostrácodes seguiram a mesma tendência nos ambientes lóticos e lênticos, corroborando com as propriedades funcionais postuladas por Villéger et al (2008), de que existe uma relação positiva entre diversidade de táxons e diversidade funcional, isto porque quanto maior o número e a diversidade de espécies maior tende a ser o espaço funcional ocupado por determinada comunidade. Assim, maior será a uniformidade com que as espécies se distribuem neste espaço e a distância funcional entre elas. Estudos recentes com diversas comunidades aquáticas também comprovaram esta relação, por exemplo, macroinvertebrados (Heino, 2008), zooplâncton (Pomerleau et al. 2015) e peixes (Stuart-Smith et al. 2013).

Os índices de diversidade taxonômica e funcional demonstraram que a comunidade de ostrácodes difere entre os ambientes lóticos e lênticos, devido às diferentes características abióticas, que permitem a permanência de comunidades específicas, adaptadas a tais condições. Os ambientes lênticos, em geral, possuem maior heterogeneidade ambiental (ver figura 4) e estabilidade (menor hidrodinâmica), os quais podem permitir uma maior disponibilidade de alimentos (Vaqué & Pace, 1992, Segovia et al. 2015) e quantidade de micro-habitats (Thomaz et al. 2004). Além disso, a estabilidade das águas dos ambientes lênticos permite o aumento da biomassa de macrófitas aquáticas, principalmente flutuantes livres (Thomaz & Cunha, 2010), que servem como abrigo, proteção, local de reprodução e forrageamento para diversos vertebrados e invertebrados, inclusive os ostrácodes (Higuti et al. 2007). Assim, estas características podem ter permitido a ocorrência de todas as espécies de ostrácodes, e consequentemente todos os traços funcionais, nestes ambientes.

O maior número de espécies nos ambientes lênticos pode ter gerado uma maior riqueza funcional. Consequentemente houve uma maior dispersão funcional, em razão deste índice estar intimamente ligado a riqueza funcional, como mostrado em Mouchet et al., 2010. O contrário foi observado em ambientes lóticos, uma menor riqueza faz com que ocorra uma maior dominância de certas espécies, isso pode ter resultado em maiores valores de FEve. Segundo Mouchet et al. (2010), a FEve mede a regularidade da distribuição da abundância no espaço funcional, e ela será maximizada por uma distribuição uniforme das espécies. Ambientes lênticos resultaram em valores baixos de

FEve isso acontece quando algumas partes do espaço funcional estão vazias, enquanto outros são densamente povoadas (Mouchet et al. 2010).

Nenhuma categoria foi exclusiva de determinado ambiente, porem a análise de redundância evidenciou uma distinção entre os ambientes, de acordo com as características ambientais e as categorias de traços funcionais de ostrácodes. Ambientes lóticos possuem maior velocidade de corrente em comparação aos ambientes lênticos, conseqüentemente, essa diferente hidrodinâmica (Marsh & Fairbridge 1999) aumenta a movimentação do sedimento, tornando a água mais turva. Ambientes relativamente turvos podem beneficiar as espécies com espinhos ausentes devido à dificuldade de ação por predadores visuais (Carniatto et al. 2013). Além disso, a forma do corpo achatada tem mais vantagem em águas correntes, e a capacidade natatória pode auxiliar no deslocamento dos ostrácodes entre as raízes que ficam estiradas devido a corrente d'água. Ao contrário, águas paradas facilitam a locomoção das espécies de ostrácodes não nadadores e a permanência de organismos que possuem forma do corpo arredondado, devido a maior estabilidade dos ambientes lênticos, comparados aos lóticos.

Atributos divergentes influenciam espécies com categorias específicas, sugerindo que as variáveis abióticas podem atuar como filtros ambientais. Os filtros ambientais agem eliminando os conjuntos de traços funcionais biológicos que são inadequados a determinado ambiente e selecionando espécies que possuam traços que as capacite para persistir em um local sob um conjunto particular de condições (Ribera et al. 2001). Poucos estudos avaliam características funcionais e fatores abióticos, componente importante para o melhor entendimento do funcionamento dos ecossistemas.

Nos ambientes lóticos e lênticos, as categorias funcionais mais frequentes foram a presença de espécies que depositam ovos de dormência e espécies com ausência de espinho. Segundo Hairston e Cáceres (1996), a produção de ovos de dormência é a estratégia de vida mais comum entre crustáceos de água doce, porque permite a formação de banco de ovos que eclodem quando as condições ambientais se tornam favoráveis. A família Cyprididae (que apresenta o maior número de espécies) é a mais comum em produzir esse tipo de ovo (Meisch, 2000), além de algumas espécies de Lymnocytheridae (Martens, 1989; Havek et al. 2000), o que pode ser uma estratégia destes ostrácodes para manutenção das populações. A segunda categoria mais frequente, a ausência de espinhos, pode estar relacionada a nula ou baixa pressão de predadores, ao

contrário, do observado em outros organismos, como por exemplo, fitoplâncton (Van Donk et al. 2011) e zooplâncton (Riessen & Trevelt-Smith, 2009), onde a presença de predadores foi relacionada à presença de espinhos. Assim, sugere-se que para os ostrácodes, devido a maioria das espécies não apresentarem esta característica, a pressão predatória pode não estar sendo intensa nos ambientes estudados, como evidenciado por Carniatto et al. (2013). Esses autores analisaram a fauna íctica associadas a macrófitas aquáticas, na planície de inundação do alto rio Paraná, e constataram que os ostrácodes foram os itens menos consumidos pelas espécies de peixes, apesar de serem microcrustáceos muito abundantes em macrófitas aquáticas nessa planície (Higuti et al., 2010; Matsuda et al. 2015).

Outra categoria comum, em ambos os ambientes, foram espécies com reprodução por partenogênese e capacidade de natação. Ostrácodes da família Cyprididae (a mais frequente neste estudo), possuem ambas as categorias. Indivíduos assexuados podem ter vantagens seletivas sobre sexuais, pois possuem um crescimento populacional superior e habilidade de colonização (Bode et al. 2010). Além disso, a capacidade de natação é uma característica importante, pois possibilita os ostrácodes terem uma maior capacidade de dispersão em escala local, proporcionando uma seleção de substrato mais adequado aos seus requerimentos.

Em conclusão, ambas as abordagens, taxonômicas e funcionais, são eficazes para avaliar a diversidade de ostrácodes, devido à similaridade dos resultados apresentados pelas métricas avaliadas (e.g. riqueza taxonômica e funcional), isso pode ter ocorrido porque os traços selecionados e suas categorias são muito comuns entre as espécies catalogadas, e assim desempenham funções similares nos ambientes. Maior diversidade de ostrácodes em ambientes lênticos, corroborou com a predição de que quanto maior a heterogeneidade ambiental, maiores as condições do ambiente de abrigar uma alta diversidade de espécies, com diferentes requerimentos ecológicos ou amplitudes de nicho. Além disso, o uso de traços funcionais dos ostrácodes, como uma ferramenta adicional, contribui para um melhor conhecimento do funcionamento do ecossistema. Para muitas espécies de ostrácodes endêmicas da América do Sul, ainda são necessários estudos que caracterizem outros traços funcionais (por exemplo, tipo de alimentação), os quais ainda são desconhecidos devido à falta de especialistas em ecologia de ostrácodes.

REFERÊNCIAS

- Agostinho, A. A., & Zalewski, M. (1996). A planície alagável do alto rio Paraná: importância e preservação. Maringá: EDUEM/Nupélia, 100p.
- Agostinho, A. A., Thomaz, S. M., & Gomes, L. C., (2004). Threats for biodiversity in the floodplain of the Upper Paraná River: effects of hydrological regulation by dams. *Ecohydrology & Hydrobiology*, **4**, 255-256.
- Anderson, M. J., Ellingsen, K. E., & McArdle, B. H., (2006). Multivariate dispersion as a measure of beta diversity. *Ecology Letters*, **9**, 683-693.
- Bady, P., Dolédec, S., Fesl, C., Gayraud, S., Bacchi, M., & Schöll, F., (2005). Use of invertebrate traits for biomonitoring of European grande rivers: the effects of sampling effort on genus richness and functional diversity. *Freshwater Biology*, **50**, 159– 173.
- Bode, S. N. S., Adolfsson, S., Lamatsch, D. K., Martins, M. J. F., Schmit, O., Vandekerkhove, J., Mezquita, F., Namiotko, T., Rossetti, G., Schön, I., Butlin, R. K., & Martens, K., (2010). Exceptional cryptic diversity and multiple origins of parthenogenesis in a freshwater ostracod. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, **54**(2), 542-552.
- Campos, R., Conceição, E. O., Pinto, M. B. O., Bertocin, A. P. S., Higuti, J., & K. Martens, (2017). Evaluation of quantitative sampling methods in pleuston: an example from ostracod communities. *Limnologica*, **63**, 36–41.
- Carniatto, N., Fugli, R., Cantanhêde, G., Gubiani, E. A., & Hahn, N. S., (2013). Effects of flooding regime and diel cycle on diet of a small sized fish associated to macrophytes. *Acta Limnologica Brasiliensia*, **24**(4).
- Chesson, P., (2000). Mechanisms of maintenance of species diversity. *Annual Review of Ecology and Systematics*, **31**, 343-366.
- Cianciaruso, M. V., Silva, I. A., & Batalha, M. A., (2009). Diversidades filogenética e funcional: novas abordagens para a Ecologia de comunidades. *Biota Neotropica*, **9**(3), 093-103.
- Coetzee, A. J., Jones, W. R., & Hill, P. M., (2014). "Water hyacinth, *Eichhornia crassipes* (Pontederiaceae), reduces benthic macroinvertebrate diversity in a protected subtropical lake in South Africa." *Biodiversity and Conservation*, **23**(5), 1319-1330.

- Copatti, C. E., Fagundes, L. S., Quaini, J. B., & Copatti, B. R. (2013). Diversity of aquatic arthropods on Eichhornia crassipes (Mart.) Solms roots before and after removal of substrate in a reservoir in southern Brazil. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, 8(4), 265-275.
- Garnier, E., Lavorel, S., Ansquer, P., Castro, H., Cruz, P., Dolezal, J., Eriksson, O., Fortunel, C., Freitas, H., Golodets, C., Grigulis, K., Jouany, C., Kazakou, E., Kigel, J., Kleyer, M., Lehsten, V., Leps, J., Meier, T., Pakeman, R., Papadimitriou, M., Papanastasis, V. P., Queded, H., Quetier, F., Robson, M., Roumet, C., Rusch, G., Skarpe, C., Sternberg, M., Theau, J. P., Thebault, A., Vile, D., & Zarovali, M. P., (2007). Assessing the effects of land-use change on plant traits, communities and ecosystem functioning in grasslands: a standardized methodology and lessons from an application to 11 European sites. *Annal Botanic*, **99**, 967–985.
- González-Megias, A., Gómez, J. G., & Sánchez-Piñero, F., (2007). Diversity-habitat heterogeneity relationship at diferente spatial and temporal scales. *Ecography*, **30**, 31-41.
- Hairston, N. G., Jr., & Cáceres, C. E., (1996). Distribution of crustacean diapause: Micro and macroevolutionary pattern and process. In: V. R. Alekseev and G. Fryer (eds.), Diapause in the Crustacea, *Developments in Hydrobiology*, **114**, Kluwer Academic Publishers, Boston, 27–44.
- Heino, J., (2008). Patterns of functional biodiversity and functionenvironment relationships in lake littoral macroinvertebrates. *Limnology and Oceanographic*, **53**, 1446–1455.
- Higuti, J., Velho, L. F. M., Lansac-Tôha, F. A., & Martens, K., (2007). Pleuston communities are buffered from regional flood pulses: the example of ostracods in the Paraná River floodplain, Brazil. *Freshwater Biology*, 52(10), 1930-1943.
- Higuti, J., Declerck, S. A. J., Lansac-Tôha, F. A., Velho, L. F. M., & Martens, K., (2010). Variation in ostracod (Crustacea, Ostracoda) communities in the alluvial valley of the Upper Paraná River (Brazil) in relation to substrate. *Hydrobiologia*, **644**, 261-278.
- Higuti, J., & Martens, K., (2012)a. Description of a new genus and species of Candonopsini (Crustacea, Ostracoda, Candoninae) from the aluvial valley of the Upper Paraná River (Brazil, South America). *European Journal of Taxonomy*, **33**, 1-31.

- Higuti, J., & Martens, K., (2012)b. On a new cypridopsine genus (Crustacea, Ostracoda, Cyprididae) from the Upper Paraná River Floodplain (Brazil). *Zootaxa*, **3391**, 22–38.
- Higuti, J., Schön, I., Audenaert, L., & Martens, K., (2013). On the *Strandesia obtusata/elliptica* lineage (Ostracoda, Cyprididae) in the alluvial valley of the upper Paraná River (Brazil), with the description of three new species. *Crustaceana*, **86**, 182–21.
- Higuti, J., & Martens, K., (2014). Five new species of Candoninae (Crustacea, Ostracoda) from the alluvial valley of the Upper Paraná River (Brazil, South America). *European Journal of Taxonomy*, **106**, 1–36.
- Higuti, J., & Martens, K., (2016). Invasive South American floating plants are a successful substrate for native Central African pleuston. *Biological Invasions*, **18**(4), 1191–1201.
- Hoeinghaus, D. J., Winemiller, K. O., & Birnbaum, J. S., (2007). Local and regional determinants of stream fish assemblage structure: inferences based on taxonomic vs. functional groups. *Journal of Biogeography*, **34**, 324–338.
- Hooper, D., Buchmann, N., Degrange, V., Diaz, S. M., Gessner, M., & Grime, P., (2002). Species diversity, functional diversity and ecosystem functioning. In: *Biodiversity and Ecosystem Functioning: Synthesis and Perspectives* (eds Loreau, M., Naeem, S. & Inchausti, P.), Oxford University Press, Oxford 195–208.
- Horne, D. J., Danielopol, D. L., & Martens, K., (1998). Reproductive behaviour, In: Martens, K. (Ed.) *Sex and parthenogenesis, evolutionary ecology of reproductive modes in non-marine ostracods*. Leiden: Backhuys Publishers 157-195.
- Horne, D. J., Cohen, A., & Martens, K., (2002). Taxonomy, morphology and biology of Quaternary and Living Ostracoda. In: Holmes, J. Chivas, A. R., (Eds.) *The Ostracoda: Applications in Quaternary Research Biology* 885-36.
- Jankowski, J. E., Ciecka, A. L., Meyer, N. Y., & Rabenold, K. N., (2009). Beta diversity along environmental gradients: implications of habitat specialization in tropical montane landscapes. *Journal of Animal Ecology*, **78**, 315-327.
- Kiss, A., (2007). Factors affecting spatial a temporal distribution of Ostracoda assemblages in different macrophyte habitats os a shallow lake (Lake Feher, Hungary). *Hydrobiologia*, **585**, 89–98.
- Krebs, C. J., (1989). *Ecological Methodology*. Harper and Row, Publishers. New York: 654 pp.

- Kouamé, M. K., Dietoa, M. Y., Edia, E. O., Da Costa, S. K., Ouattara, A., & Gourène, G., (2011). Macroinvertebrate communities associated with macrophyte habitats in a tropical man-made lake (Lake Taabo, Côte d'Ivoire). *Knowledge & Management of Aquatic Ecosystems*, **400**(3).
- Laliberté, E., Legendre, P., (2010). A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology*, **91**, 299-305.
- Legendre, P., & Legendre, L., (1998). Numerical Ecology. *Elsevier*, Amsterdam.
- McAleece, N., P. J. D. Lamshead, G. L. J. Paterson & J. D. G. Gage (1997). BioDiversity Professional v.2. The Natural History Museum & Scottish Association for Marine Science, London, UK.
- MacArthur, R. H., & MacArthur, J. W., (1961). On bird species diversity. *Ecology*, **42**, 594–598.
- McRae, G., Camp, D. K., Lyons, W. G., & Dix, T. L., (1998). Relating benthic infaunal community structure to environmental variables in estuaries using nonmetric multidimensional scaling and similarity analysis *Environ. Monitor Assessment*, **51**, 233-246.
- Magurran, A.R., (1988). Ecological diversity and its measurement. Princeton Univ. Press, Princeton, New Jersey.
- Marmonier, P., Bodergat, A. M., & Dolédec, S., (1994). Theoretical habitat templates, species traits, and species richness: ostracods (Crustacea) in the Upper Rhône River and its floodplain. *Freshwater Biology*, **31**, 341–355.
- Marsh, A. G., & Fairbridge, R. W., (1999). Lentic and lotic ecosystems. Environmental Geology, Part of the series Encyclopedia of Earth Science, pp 381-388.
- Martens, K., & Behen, F., (1994). A checklist of the non-marine ostracods (Crustacea, Ostracoda) from the inland waters of South America and adjacent islands. *Trav Science Museum History Natural Luxemburgo*, **22**, 1-81.
- Martens, K., Schön, I., Meish, C., & Meish, D. J., (2008). Global diversity of ostracods (Ostracoda, Crustacea) in freshwater. *Hydrobiologia*, **595**, 185-193.
- Martens, K., & Horne, D. J., (2009). Ostracoda. In: Likens GE (ed) *Encyclopedia of Inland waters*. Academic Press, Oxford, pp 405–414
- Matias, M. G., Underwood, A. J., & Coleman, R. A., (2010). Effects of structural diversity and identity of patches of habitat on diversity of benthic assemblages. *Austral Ecology*, **35**, 743–751.

- Matsuda, J. T., Lansac-Tôha, F. A., Martens, K., Velho, L. F. M., Mormul, R. P., & Higuti, J., (2015). Association of body size and behavior of freshwater ostracods (Crustacea, Ostracoda) with aquatic macrophytes. *Aquatic Ecology*, **49**(3), 321-331.
- Mazzini, I., Ceschin, S., Abati, S., Gliozzi, E., Piccari, F., & Rossi, A., (2014). Ostracod communities associated to aquatic macrophytes in an urban park in Rome, Italy. *International Review of Hydrobiology*, **99**, 425-434.
- McCune, B., & Mefford, M. J., (2006). PC-ORD, Multivariate Analysis of Ecological Data. Version 5.15 MjM Software, Gleneden Beach, Oregon, U.S.A.
- McGill, B. J., Enquist, B. J., Weiher, E., & Westoby, M., (2006). Rebuilding community ecology from functional traits. *Trends Ecology Evolution*, **21**, 178–184.
- Meisch, C., (2000). Freshwater Ostracoda of Western and Central Europe, Berlin. *Spektrum Akademischer Verlag* **8**.
- Mokany, K., Ash, J., & Roxburgh, S., (2008). Functional identity is more important than diversity in influencing ecosystem processes in a temperate native grassland. *Journal of Ecology*, **96**, 884–893.
- Mouchet, M. A., Villéger, S., Mason, N. W. H., & Mouillot, D., (2010). Functional diversity measures: an overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. *Functional Ecology*, **24**, 867–876.
- Naeem, S., & Wright, J. P., (2003). Disentangling biodiversity effects on ecosystem functioning: deriving solutions to a seemingly insurmountable problem. *Ecology Letters*, **6**, 567 – 579.
- Nygaard, B., & Erjnaes, R., (2004). A shortcut around the fourth corner — a new approach to functional interpretation of vegetation data. *Journal of Vegetation Science*, **15**, 49–56
- Olden, J. D., Poff, N. L., Douglas, M. R., Douglas, M. E. & Faush, K. D. (2004). Ecological and evolutionary consequences of biotic homogenization. *Trends Ecology Evolution*, **19**: 18–24.
- Orwa, P. O., Omondi, R., Ojwang, W., & Mwanchi, J. (2015). Diversity, composition and abundance of macroinvertebrates associated with water hyacinth mats in Lake Victoria, Kenya. *African Journal of Environmental Science and Technology*, **9**(3), 202-209.

- Oksanen, J., Blanchet, F. G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P. R., O'Hara, R. B., Simpson, G. L., & Solymos, P., (2013). Community Ecology Package, R statistical framework, Package Vegan 1–280.
- Pease, A. A., Gonzalez-Diaz, A. A., Rodiles-Hernandez, R., & Winemiller, K. O., (2012). Functional diversity and trait–environment relationships of stream fish assemblages in a grande tropical catchment. *Freshwater Biology*, **57**(5), 1060–1075.
- Petchey, O. L., & Gaston, K. J., (2002). Functional diversity (FD), species richness and community composition. *Ecology Letters*, **5**, 402-411.
- Petchey, O. L., & Gaston, K. J., (2006). Functional diversity: back to basics and looking forward. *Ecology Letters*, **9**, 741-758.
- Pires, A. M., Cowx, I. G., & Coelho, M. M., (2000). Benthic macroinvertebrate communities of intermittent streams in the middle reaches of the Guadiana Basin (Portugal). *Hydrobiologia*, **435**, 167-175.
- Pomerleau, C., Sastri, A. R., & Beisner, B. E., (2015). Evaluation of functional trait diversity for marine zooplankton communities in the Northeast subarctic Pacific Ocean. *Journal of Plankton Research*, **37**, 712–726.
- 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/>.
- Ribera, I., Dolédec, S., Downie, I. S., & Foster, G. N., (2001). Effect of land disturbance and stress on species traits of ground beetle assemblages. *Ecology*, **82**(4), 1112-1129.
- Riessen, H. P., & Trevett-Smith, J. B., (2009). Turning inducible defenses on and off: adaptive responses of *Daphnia* to a gape-limited predator. *Ecology*, **90**(12), 3455-69.
- Rocha, P. C., Santos, M. L. & Souza Filho, E. E., (2001). Alterações no regime hidrológico do alto rio Paraná como resposta ao controle de descargas efetuado por grandes barramentos a montante. In: *Anais do VIII Encuentro de Geógrafos de América Latina*, Março 04-10. Santiago: Editora da Universidad del Chile. 28-39.
- Rocha, P. C., (2011). Geomorfologia e áreas inundáveis na planície fluvial do alto rio Paraná. *Revista Geográfica Acadêmica*, **5**(1), 98-117.

- Rossetti, G., & Martens, K., (1998). Taxonomic revision of the Recent and Holocene representatives of the Family Darwinulidae (Crustacea, Ostracoda), with a description of three new genera. *Biologie*, **68**, 55-110.
- Schleuter, D., Daufresne, M., Massol, F., & Argillier, C., (2010). A user's guide to functional diversity indices. *Ecological Monographs*, **80**(3), 469-484.
- Schlosser, I. J., (1982). Fish community structure and function along two habitat gradients in a headwater stream. *Ecological Monographs*, **52**, 395–414.
- Segovia, B. T., Pereira, D. G., Bini, L. M., Meira, B. R., Nishida, V. S., Lansac-Tôha, F. A., & Velho, L. F. M., (2015). The role of microorganisms in a planktonic food web of a floodplain lake. *Microbial Ecology*, **69**, 225-233.
- Statsoft Inc, Statistica (data analysis software system) Version 7.1, (2005). www.statsoft.inc.
- Stuart-Smith, R. D., Bates, A. E., Lefcheck, J. S., Duffy, J. E., Baker, S. C., Thomson, R. J., Stuart-Smith, J. F., & Hill, N. A., et al, (2013). Integrating abundance and functional traits reveals new global hotspots of fish diversity. *Nature*, **501**, 539–542.
- Szlauer--Łukaszewska, S., (2012). Ostracod assemblages in relation to littoral plant communities of a shallow lake (Lake Świdwie, Poland). *International Review of Hydrobiology*, **97**, 262-275.
- Thomaz, S. M., Pagioro, T. A., Bini, L. M., et.al., (2004). Limnological characterization of the aquatic environments and the influence of hydrometric levels. Em: Thomaz, S. M., A. A. Agostinho, N. S. Hahn, (eds) *The Upper Paraná River and its Floodplain: Physical Aspects, Ecology and Conservation*. Backhuys Publishers, Leiden 75- 102.
- Thomaz, S. M., & Cunha, E. R., (2010). The role of macrophytes in habitat structuring in aquatic ecosystems: methods of measurement, causes and consequences on animal assemblages' composition and biodiversity. *Acta Limnologica Brasiliensia*, **22**(2).
- Van Doninck, K., Schön, I., Martens, K., & Goddeeris, B., (2003). The life-cycle of the asexual ostracod *Darwinula stevensoni* (Brady and Robertson, 1870) (Crustacea, Ostracoda) in a temperate pond. *Hydrobiologia*, **500**, 331-340.
- Van Donk, E, Ianora, A., & Vos, M., (2011). Induced defences in marine and freshwater phytoplankton: a review. *Hydrobiologia*, **668**(1), 3–19.

- Vannote, R. C., Minshall, G. W., Cummins, K. W., Sedell, J. R., & Cushing, C. E., (1980). The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **37**, 130-137.
- Vaqué, D., & Pace, M. L., (1992). Grazing on bacteria by flagellates and cladocerans in lakes of contrasting food-web structure. *Journal of Plankton Research*, **14**, 307-321.
- Villéger, S., Mason, N. W. H., & Mouillot, D., (2008). New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology*, **89**(8), 2290-2301.
- Vogt, R. J., Peres-Neto, P. R., & Beisner, B., (2013). Using functional traits to investigate the determinants of crustacean zooplankton community structure. *Oikos*, **122**, 1700–1709.
- Williams, P., Whitfield, M., Biggs, J., Bray, S., Fox, G., Nicolet, P., & Sear, D., (2004). Comparative biodiversity of rivers, streams, ditches and ponds in an agricultural landscape in Southern England. *Biological Conservation*, **115**, 329-341.
- Weiher, E., Keddy, P. A., (1999). Relative abundance and evenness patterns along diversity and biomass gradients. *Oikos*, **87**, 355-361.