

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

FABIANA PALAZZO

**Avaliação da ocorrência e abundância de uma espécie invasora
zooplanctônica em uma planície Neotropical: um estudo de longa duração**

Maringá
2014

FABIANA PALAZZO

**Avaliação da ocorrência e abundância de uma espécie invasora
zooplanctônica em uma planície Neotropical: um estudo de
longa duração**

Tese 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 Doutor em Ciências Ambientais.

Área de concentração: Ciências Ambientais

Orientadora: Dr.^a Cláudia Costa Bonecker

Maringá
2014

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

P155a Palazzo, Fabiana, 1980-
Avaliação da ocorrência e abundância de uma espécie invasora zooplânctônica em uma planície Neotropical : um estudo de longa duração / Fabiana Palazzo. -- Maringá, 2014.
58 f. : il.

Tese (doutorado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais)--Universidade Estadual de Maringá, Dep. de Biologia, 2014.
Orientadora: Dr.^a Cláudia Costa Bonecker.

1. Rotífera (Zooplâncton) - Comunidade - Espécie invasora - Planície de inundação - Alto rio Paraná. 2. Rotíferos de água doce (Zooplâncton) - Comunidade - Espécie invasora - Planície de inundação - Alto rio Paraná. 3. *Kellicottia bostoniensis* (Rousselet, 1908) (Rotífera: Monogononta: Brachionidae) - Espécie invasora - 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. -592.52178209816
NBR/CIP - 12899 AACR/2

Maria Salete Ribelatto Arita CRB 9/858
João Fábio Hildebrandt CRB 9/1140

FABIANA PALAZZO

**Avaliação da ocorrência e abundância de uma espécie invasora
zooplanctônica em uma planície neotropical: um estudo de
longa duração**

Tese 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 Doutor em Ciências Ambientais pela Comissão Julgadora composta pelos membros:

COMISSÃO JULGADORA

Dr.^a Cláudia Costa Bonecker
Nupélia/Universidade Estadual de Maringá (Presidente)

Prof. Dr. Ludgero Cardoso Galli Vieira
Universidade de Brasília (UnB)

Prof.^a Dr.^a Eneida Maria Eskinazi Sant'Anna
Universidade Federal de Ouro Preto (UFOP)

Prof. Dr. Horácio Ferreira Júlio Junior
Nupélia/Universidade Estadual de Maringá (UEM)

Prof. Dr. Fábio Amodêo Lansac-Tôha
Nupélia/Universidade Estadual de Maringá (UEM)

Aprovada em: 10 de março de 2014.

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

AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar agradeço a Deus, por sempre guiar meus caminhos e por permitir que pessoas tão maravilhosas façam parte da minha vida.

Agradeço a minha família. A minha mãe, pela dedicação, apoio em minhas decisões e amor incondicional. Especialmente ao meu pai (*in memoriam*), minha eterna gratidão pela constante luta e incentivo aos meus estudos.

Ao meu esposo e amigo Christiano, pelo apoio constante e por compartilhar comigo todas as minhas dúvidas, angústias e alegrias em cada etapa conquistada, meu grande incentivador e exemplo. E também a minha pequenina dog “Aila”...como sua presença acalma o coração!!!!

A minha irmã Ana Paula, pela presença constante e amizade. Ao meu sobrinho João Gabriel (minha alegria) e cunhado Joseval.

À Profa. Dr^a. Claudia Costa Bonecker (“Claudinha”). Agradeço pela orientação, amizade, dedicação e parceria durante esses “muitos” anos de convivência. E principalmente por muitas vezes acreditar mais em meu potencial do que eu mesma, com minhas constantes indecisões e ansiedade durante a realização da tese. Muito obrigada!!!

Ao Prof. Dr. Fábio A. Lansac-Tôha, pelos ensinamentos, acompanhamento e amizade desde o início dos meus estudos com ecologia do zooplâncton.

À Ana Paula e Leilane, pela amizade, apoio, risadas, incentivo, enfim por compartilharem comigo TODOS os momentos tanto no laboratório quanto na vida pessoal... tudo ficaria muuuuuuu mais difícil sem vocês...que nossa amizade permaneça ”forever”.

À Juliana, pelas ideias, discussões, ajuda nas análises dos dados, e por contribuir em várias etapas dessa tese!!!Obrigada Jú!!!

À Clarice, pelas muitas risadas, pela tranquilidade transmitida nos momentos mais tensos, pela “força” e valiosas discussões que contribuíram com este trabalho, principalmente nesta etapa final da tese. Sem palavras para expressar minha gratidão.

Ao Diogo e Louizi, pela amizade, cafezinhos, prestatividade, ajuda com as análises e apoio em vários momentos (mesmo naqueles mais “corridos”).

Ao Nadson, pelas discussões e por responder às minhas (não poucas) dúvidas com as análises dos dados.

Aos amigos do laboratório de zooplâncton (Tássia, Fran, Elis, Felipinho, Bia, Tati, Vanessa, Rodrigo, Ariádine, Taís, Adelina, Geziele, Ciro e Márcio), por compartilharem momentos preciosos e de descontração, e pela ajuda durante todo esse período.

Ao programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais, pela infraestrutura e auxílio no desenvolvimento da pesquisa.

Aos professores do Curso de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais, essenciais para minha formação científica.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela concessão da bolsa de estudo.

Ao NUPÉLIA (Núcleo de Pesquisa em Limnologia, Ictiologia e Aquicultura), ao projeto PELD (Estudos Ecológicos de Longa Duração) e UEM (Universidade Estadual de Maringá), pela infraestrutura e pelos recursos que possibilitaram a realização desse trabalho.

Ao João e Salete, pela prestatividade com a parte bibliográfica.

Ao Alfredo, pela ajuda nas coletas de campo.

À CAPES/PROEX, pelo auxílio nos congressos e publicações científicas.

À Aldenir e Jocemara, pela atenção e auxílio sempre que precisei.

Ao pessoal do fitoplâncton especialmente a Lu, Susi e Jasci, por me ajudarem prontamente nos muitos momentos que precisei.

Aos professores da banca, pela disponibilidade em contribuir com nosso trabalho.

Ao laboratório de Limnologia, pelo fornecimento dos dados limnológicos, essenciais para o desenvolvimento deste trabalho.

Ao Márcio, do laboratório de macrófitas aquáticas, pelas inúmeras ideias, discussões e encaminhamento nas análises dos dados, por sempre estar disposto a ajudar e contribuir com nosso trabalho.

Agradeço aos inúmeros colegas que passaram pelo laboratório de zooplâncton e contribuíram com as análises das amostras e também com meu aprendizado na taxonomia. Sem vocês esse trabalho não seria possível!

E a todas as pessoas que contribuíram de alguma forma para a realização dessa tese.

“O valor das coisas não está no tempo em que elas duram, mas na intensidade com que acontecem. Por isso, existem momentos inesquecíveis, coisas inexplicáveis e pessoas incomparáveis.”

Fernando Pessoa

Avaliação da ocorrência e abundância de uma espécie invasora zooplanctônica em uma planície neotropical: um estudo de longa duração

RESUMO

A elucidação e a compreensão dos processos envolvidos na invasão biológica são essenciais face ao aumento recorrente de casos de espécies invasoras nos ecossistemas aquáticos e seus potenciais efeitos sobre a estrutura e dinâmica das comunidades aquáticas. Os estudos sobre as invasões biológicas compreendem as várias etapas inerentes a esses processos tais como, a dispersão, fatores bióticos e abióticos. No entanto, ainda é notória a escassez desses estudos em amplas escalas temporais, principalmente em relação aos organismos zooplanctônicos. Foram avaliados os fatores bióticos e abióticos sobre a invasão biológica de uma espécie de rotífero (*Kellicottia bostoniensis*) na planície de inundação do alto Rio Paraná, em uma ampla escala temporal. Dois aspectos foram avaliados: o papel da resistência biótica (riqueza de espécies e abundância dos organismos zooplanctônicos) e dos fatores abióticos sobre a ocorrência de *K. bostoniensis* e o padrão temporal de sua ocorrência em relação as espécies de rotíferos filogeneticamente relacionadas e mais abundantes. A resistência biótica não limitou a ocorrência de *K. bostoniensis* nos ambientes da planície e ainda essa espécie apresentou o mesmo comportamento quanto a ocorrência ao longo do tempo em relação a uma espécie de rotífero e padrão diferenciado em relação a outra espécie, sugerindo processos de coexistência e competição, respectivamente. Encontrou-se que a disponibilidade de alimento verificada através das variáveis ambientais e as menores variações das condições ambientais favoreceram a ocorrência e abundância da espécie invasora durante a série temporal. A invasão de *K. bostoniensis* foi determinada principalmente pelos efeitos da amplitude do pulso de inundação nesta planície, de forma similar à resposta da comunidade zooplanctônica e que apesar da baixa ocorrência de *K. bostoniensis* durante a série temporal, as altas abundâncias observadas indicam o potencial de invasão dessa espécie nos ambientes da planície de inundação do alto rio Paraná.

Palavras-chave: Invasão biológica. Resistência biótica e abiótica. Rotíferos. Variabilidade ambiental. Planície de inundação.

Assessment of the occurrence and abundance of an invasive zooplankton species in a Neotropical floodplain: a long term study

ABSTRACT

The elucidation and understanding of biological invasion processes are fundamental due to the recurrent cases of invasive species in aquatic ecosystems and their potential effects on the structure and dynamics of aquatic communities. Studies on biological invasions include several steps, such as dispersion, biotic and abiotic factors. However, long term studies on this subject are lacking, especially with zooplankton organisms. The present study assessed the influence of biotic and abiotic factors on the biological invasion of a rotifer species (*Kellicottia bostoniensis*) in the Upper Paraná River floodplain, along a long time scale. As a first approach, we investigated the biotic resistance (species richness and abundance of zooplankton organism) on the occurrence of *K. bostoniensis* and examined the temporal pattern of its occurrence compared with rotifer species phylogenetically related and most abundant. The biotic resistance showed no effect on the occurrence of *K. bostoniensis* in the environments of the floodplain. Also, this species exhibited the same trend of occurrence over time of other rotifer species, and a different pattern in relation to other species, suggesting processes of coexistence and competition, respectively. In the second approach, we analyzed the occurrence and abundance of *K. bostoniensis* according to abiotic factors and temporal variability of these factors. Food availability, given by environmental variables, and smaller variations in environmental conditions have favored the occurrence and abundance of the invasive rotifer species over the time series. The invasion of *K. bostoniensis* was mainly determined by the amplitude of the flood pulse in this floodplain ecosystem, likewise the zooplankton community, and despite the low occurrence of *K. bostoniensis* during the study period, high abundances found indicate its invasive potential in environments of the Upper Paraná River floodplain.

Keywords: Biological invasion. Biotic and abiotic resistance. Rotifers. Environmental variability. Floodplain.

Tese elaborada e formatada conforme as normas da publicação científica *Journal of Plankton Research*. Disponível em: <<http://plankt.oxfordjournals.org/>> e, *Acta Oecologica*. Disponível em: <<http://www.elsevier.com/journals/actaoecologica/1146-609X/guide-for-authors>>

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO GERAL.....	13
REFERÊNCIAS.....	15
2 RESISTÊNCIA BIÓTICA A INVASÃO DE UMA ESPÉCIE ZOOPLANCTÔNICA (<i>KELICOTTIA BOSTONIENSIS</i> (ROUSSELET, 1908), ROTIFERA) EM AMBIENTES DE UMA PLANÍCIE NEOTROPICAL.....	17
RESUMO.....	17
ABSTRACT.....	18
2.1 INTRODUÇÃO.....	19
2.2 MÉTODOS.....	21
2.2.1 Área de estudo.....	21
2.2.2 Delineamento amostral e análise laboratorial	24
2.2.3 Tendência temporal de <i>Kellicottia bostoniensis</i>	25
2.2.4 Análise dos dados.....	25
2.3 RESULTADOS.....	26
2.3.1 Tendência temporal	26
2.3.2 Preditores bióticos da ocorrência de <i>K. bostoniensis</i>	29
2.4 DISCUSSÃO.....	31
REFERÊNCIAS.....	34
3 PREDITORES DA OCORRÊNCIA E ABUNDANCIA DE <i>KELICOTTIA BOSTONIENSIS</i> (ROUSSELET, 1908), EM UMA PLANÍCIE NEOTROPICAL: VARIABILIDADE TEMPORAL DAS CONDIÇÕES AMBIENTAIS.....	40
RESUMO.....	40
ABSTRACT.....	41
3.1 INTRODUÇÃO.....	42
3.2 METODOLOGIA.....	43

3.2.1 Área de estudo	43
3.2.2 Delineamento amostral e análise laboratorial.....	45
3.2.3 Análise dos dados.....	47
3.3 RESULTADOS.....	48
3.3.1 Ocorrência e abundância de <i>Kellicottia bostoniensis</i>	48
3.3.2 Ocorrência e abundância de <i>K. bostoniensis</i> : variabilidade ambiental.....	48
3.3.3 Ocorrência e abundância de <i>K. bostoniensis</i> : disponibilidade alimentar.....	49
3.4 DISCUSSÃO.....	49
REFERÊNCIAS.....	52
4 CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	58

1 INTRODUÇÃO GERAL

A compreensão dos mecanismos envolvidos na invasão biológica é primordial para a conservação da diversidade de espécies nos ecossistemas aquáticos, visto que esse processo é uma das principais causas de modificações na estrutura das comunidades nativas e nas relações bióticas entre as comunidades, e pode ocasionar a perda da diversidade biológica nestes ecossistemas (Vitousek, 1997; Clavero e García-Berthou, 2005; Agostinho *et al.*, 2005).

Nesse sentido, os estudos da invasão biológica nos ecossistemas aquáticos, de forma geral, abordam as condições ambientais (características físicas e químicas), as características bióticas das comunidades (riqueza de espécies e abundância de organismos) e dos organismos invasores (potencial reprodutivo e competitivo, plasticidade ambiental) bem como a interação entre esses fatores (Lodge, 1993; Moyle e Light, 1996; Shurin, 2000; Lennon *et al.*, 2001; Havel *et al.*, 2002); além disso, as respostas das espécies invasoras a esses fatores e suas variações temporais e espaciais determinam o sucesso da invasão dessas espécies (Shea e Chesson, 2002).

As planícies de inundação são ecossistemas com ampla diversidade de espécies, decorrentes da alta variabilidade espacial e temporal, que por sua vez implica em modificações na estrutura das comunidades aquáticas (Agostinho *et al.*, 2004) e na dinâmica dos processos ecossistêmicos. A resistência ecológica (conjunto de fatores bióticos e abióticos) atua como um filtro e limita o crescimento populacional das espécies invasoras (D'Antonio e Thomsen, 2004). Além disso, as ações antrópicas também são citadas como responsáveis pelo aumento no número das invasões de espécies nesses ecossistemas (Agostinho *et al.*, 2005), que também é facilitada pela conectividade entre os ambientes aquáticos (Agostinho *et al.*, 2006; Havel e Medley, 2006).

No entanto, diversos casos de invasões de espécies têm sido registradas na planície de inundação do alto rio Paraná (Agostinho *et al.*, 2005; Takeda *et al.*, 2004; Thomaz *et al.*, 2009; Simões *et al.*, 2009), atribuídas, principalmente, ao barramento do rio principal. Para o zooplâncton foram encontradas três espécies invasoras, o cladóceros *Daphnia lumholtzi* (Simões *et al.*, 2009), o copépode *Mesocyclops ogunnus* (Lansac-Tôha *et al.*, 2002) e o rotífero *Kellicottia bostoniensis* (Serafim-Jr *et al.*, 2003), sendo esta última espécie registrada pela primeira vez na planície de inundação em 2000 e tem sido encontrada em diferentes ambientes, com frequências de ocorrência e abundâncias variadas, o que reflete o potencial de invasão dessa espécie. Entretanto, estudos que avaliam a sua invasão em amplas escalas temporais e, ainda em

ambientes naturais que apresentam grande variabilidade temporal, como as planícies de inundação, são escassos.

Duas abordagens foram consideradas: a influência das condições locais (bióticas e abióticas) sobre a invasão de uma espécie de zooplâncton em diferentes ambientes de uma planície neotropical. Na primeira delas avaliou-se a ocorrência e abundância dessa espécie em uma série temporal, as relações de ocorrência de *K. bostoniensis* com espécies de rotíferos filogeneticamente aparentadas, e os preditores bióticos, verificados através da riqueza de espécies e abundância do zooplâncton sobre a invasão de *K. bostoniensis* na planície de inundação. A segunda abordagem avaliou o papel da variabilidade ambiental e da disponibilidade de alimento como preditores da invasão de *K. bostoniensis*, a fim de predizer se os filtros ambientais favorecem e/ou limitam a invasão de *K. bostoniensis*.

Nos anos de maior ocorrência e abundância de *K. bostoniensis* foram registrados os maiores valores de riqueza de espécies e abundância da comunidade zooplanctônica, e condições ambientais decorrentes dos períodos climáticos extremos (períodos de La Niña e El Niño) que propiciaram ou não uma maior dispersão da espécie pela planície. Portanto, a resistência biótica, a variabilidade ambiental e a disponibilidade de alimento não limitaram a ocorrência e a abundância de *K. bostoniensis* na planície de inundação.

Dessa forma, as interações bióticas e os períodos de distúrbios ambientais, relacionados com a dinâmica hidrológica da planície de inundação, influenciam a invasão e permanência da espécie nos ambientes, pois alteram a invasibilidade desses locais. Assim, a manutenção da variabilidade ambiental natural do ecossistema, juntamente com estudos adicionais que avaliem os possíveis impactos de *K. bostoniensis* sobre a comunidade zooplanctônica serão importantes para elucidar diversas questões acerca das invasões biológicas.

REFERÊNCIAS

Agostinho, A.A., Pelicice, F.M., Júlio-Junior, H.F. (2006) Ações para a melhoria da qualidade ambiental das unidades de conservação - Biodiversidade e introdução de espécies de peixes: Unidades de conservação. In Campos, J.B., Tossulino, M.G.P., Müller, C.R.C. (eds), *Unidades de conservação. Ações para valorização da biodiversidade*. IAP, Curitiba, pp. 95-117.

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. *Ecohydrol. Hydrobiol.*, **4**, 255–268.

Agostinho, A.A., Thomaz, S.M., Gomes, L.C. (2005) Conservation of the biodiversity of Brazil's inland waters. *Conserv. Biol.*, **19**, 646-652.

Clavero, M. e García-Berthou, E. (2005) Invasive species are a leading cause of animal extinctions. *Trends Ecol. Evol.*, **20**, 110.

D'Antonio, C.M. e Thomsen, M. (2004) Ecological resistance in theory and practice. *Weed Technol.*, **18**, 1572-1577.

Havel, J.E. e Medley, K.A. (2006) Biological invasions across spatial scales: intercontinental, regional, and local dispersal of cladoceran zooplankton. *Biol. Invasions*, **8**, 459-473.

Havel, J.E., Shurin, J.B., Jones, J.R. (2002) Estimating dispersal from patterns of spread: Spatial and local control of lake invasions. *Ecology*, **83**, 3306-3318.

Lansac-Tôha, F.A., Velho, L.F.M., Higuti, J. et al. (2002) Cyclopidae (Crustacea, Copepoda) from the Upper Paraná River Floodplain, Brazil. *Braz. J. Biol.*, **62**, 125-133.

Lennon, J.T., Smith, V.H., Willians, K. (2001) Influence of temperature on exotic *Daphnia lumholtzi* and implications for invasion success. *J. Plankton Res.*, **23**, 425-434.

- Lodge, D.M. (1993) Biological invasions: lessons for ecology. *Trends Ecol. Evol.*, **8**, 133-137.
- Moyle, P.B. e Light, T. (1996) Biological invasion of freshwater: empirical rules and assembly theory. *Biol. Conserv.*, **78**, 149-161.
- Serafim-Junior, M., Bonecker, C.C., Rossa, D.C. et al. (2003) Rotifers of the upper Paraná river floodplain: additions to the checklist. *Braz. J. Biol.*, **63**, 207-212.
- Shea, K. e Chesson, P. (2002) Community ecology as framework for biological invasions. *Trends Ecol. Evol.*, **17**, 170-176.
- Shurin, J.B. (2000) Dispersal limitation, invasion resistance, and the structure of pond zooplankton communities. *Ecology*, **81**, 3074-3086.
- Simões, N.R., Robertson, B.A., Lansac-Tôha, F.A. et al. (2009) Exotic species of zooplankton in the Upper Paraná River floodplain, *Daphnia lumholtzi* Sars, 1885 (Crustacea: Branchiopoda). *Braz. J. Biol.*, **69**, 551-558.
- Takeda, A.M., Fujita, D.S., Fontes-Junior, H.M. (2004) Perspectives on exotic bivalves proliferation in the Upper Paraná River floodplain. In Agostinho, A.A., Rodrigues, L., Gomes, L.C. et al. (eds), *Structure and functioning of the Paraná River and its floodplain*. EDUEM, Maringá, pp. 97-100.
- Thomaz, S.M., Carvalho, P., Mormul, R.P. et al. (2009) Temporal trends and effects of diversity on occurrence of exotic macrophytes in a large reservoir. *Acta Oecol.*, **35**, 614-620.
- Vitousek, P.M., D'Antonio, C.M., Loope, L.L. et al. (1997) Introduced species: a significant component of human caused global change. *New Zealand J. Ecol.*, **21**, 1-16.

2 RESISTÊNCIA BIÓTICA A INVASÃO DE UMA ESPÉCIE ZOOPLANCTÔNICA (*KEL LICOTTIA BOSTONIENSIS* (ROUSSELET, 1908), ROTIFERA) EM AMBIENTES DE UMA PLANÍCIE NEOTROPICAL

RESUMO

A resistência biótica das comunidades nativas é um dos fatores determinantes do sucesso da invasão de espécies, visto que em ambientes mais diversos a probabilidade de ocorrência de uma espécie invasora é menor. Esse estudo teve por objetivo verificar o padrão de invasão do rotífero *Kellicottia bostoniensis* em uma série temporal, comparar o padrão de ocorrência da espécie invasora com as espécies nativas filogeneticamente aparentadas e mais abundantes, e determinar os fatores bióticos (riqueza de espécies e abundância do zooplâncton) que poderiam influenciar a ocorrência desta espécie na planície de inundação. Nós predizemos que a riqueza de espécies e abundância da comunidade zooplanctônica seria um fator limitante para a ocorrência de *K. bostoniensis*. A partir de análises de regressão logística, verificamos que a probabilidade de ocorrência de *K. bostoniensis* foi maior quando a riqueza de espécies e a abundância do zooplâncton também apresentaram maiores valores; indicando que a resistência biótica não foi um fator limitante à invasão da espécie de rotífero na planície. Além disso, foram encontradas diferenças na ocorrência da espécie invasora em relação às espécies filogeneticamente aparentadas. A baixa ocorrência de *K. bostoniensis* nos ambientes da planície pode ser devida ao que acontece também com outras espécies invasoras, no qual inicialmente há um crescimento exponencial das populações, seguido por períodos em que as espécies invasoras tendem a se estabilizar em baixas abundâncias. Por outro lado, impactos decorrentes de influência antrópica podem alterar as comunidades nesses locais e torná-los mais propícios às invasões.

PALAVRAS-CHAVE: invasão biológica; resistência biótica; rotífero; *Kellicottia bostoniensis*; planície de inundação.

ABSTRACT**Biotic resistance to invasion of a zooplankton species (*Kellicottia bostoniensis* (Rousselet, 1908), Rotifera) in environments of a Neotropical floodplain.**

Biotic resistance of native communities is a key factor for the invasive species success, since the probability of occurrence of an invasive species is lower in more diverse environments. This study aimed to verify the invasion pattern of *Kellicottia bostoniensis* over a long time series (13 years), compare the pattern of occurrence of the invasive species with phylogenetically closely related native species and most abundant, and determine the biotic factors (species richness and abundance of the zooplankton) which could influence the occurrence of this species in the floodplain. We predicted that the diversity of zooplankton species would be a factor limiting the occurrence of *K. bostoniensis*. From logistic regression analysis, it was observed that the probability of occurrence of *K. bostoniensis* was higher when species richness and abundance of the zooplankton also showed greater values, indicating that biotic resistance was not a limiting factor for the invasion of this rotifer species in the floodplain. Moreover, differences were found in the occurrence of the invasive species in relation to the phylogenetically related species. The low occurrence of *K. bostoniensis* in the floodplain environments may be due to what happens with other invasive species, in which initially there is an exponential growth of populations, followed by periods when invasive species tend to stabilize at low abundances. On the other hand, impacts from anthropogenic influence can change the communities at these sites and make them more prone to invasions.

KEYWORDS: biological invasion; biotic resistance; rotífer; *Kellicottia bostoniensis*; floodplain.

2.1 INTRODUÇÃO

A invasão biológica é apontada como uma das principais causas de modificações na estrutura das comunidades nativas e nas interações entre as comunidades, e como consequência mais grave pode ocasionar a perda da diversidade de espécies nos ecossistemas (Moyle e Light, 1996; Vitousek, 1997; Clavero e García-Berthou, 2005; Agostinho *et al.*, 2005). Esse fato, juntamente com o aumento do número de casos de espécies invasoras nos ambientes aquáticos (José de Paggi, 2002; Takeda *et al.*, 2004; Agostinho *et al.*, 2005; Simões *et al.*, 2009; Thomaz *et al.*, 2009; Peixoto *et al.*, 2010), faz com que os estudos sobre os mecanismos que determinam a ocorrência e o estabelecimento das espécies, bem como a susceptibilidade do ambiente às invasões sejam relevantes para o entendimento desse processo tão complexo.

Uma das teorias que procuram explicar a invasão de espécies nos ambientes é a da resistência biótica (Shurin, 2000; Havel *et al.*, 2002). Essa teoria prediz que em comunidades mais diversas a resistência à invasão é maior do que aquelas com poucas espécies (Elton, 1958) e está ligada à teoria de nicho (Hutchinson, 1957), onde uma maior ocupação de nicho por parte das espécies nativas limitaria as oportunidades para o estabelecimento e sobrevivência de outras espécies (Levine e D'Antonio, 1999; Shea e Chesson, 2002).

Os resultados de estudos que testaram essa teoria foram controversos, pois apesar de alguns corroborarem com o conceito da resistência biótica (Shurin, 2000; Taylor e Duggan, 2012), outros encontraram o efeito oposto, ou seja, em comunidades mais diversas a invasão de espécies foi maior (Dunstan e Johnson, 2004), e ainda, há resultados que indicam ausência de relação entre a riqueza de espécies e invasibilidade (Capers *et al.*, 2007). Fridley *et al.* (2007) atribuíram esses resultados à diferenças nas escalas espaciais de estudo, que produzem efeitos diferenciados na relação diversidade e invasibilidade. Nesse sentido, em pequenas escalas espaciais encontra-se que em uma comunidade com maior número de espécies a invasibilidade será menor; enquanto que em amplas escalas espaciais essa relação é positiva. Esses autores atribuem esse paradoxo da invasão aos processos ecológicos preponderantes em cada escala, no caso, em escalas menores as interações entre as espécies são mais intensas, o que gera a relação negativa. Já em escalas maiores, os fatores que atuam em amplas escalas favorecem tanto as espécies nativas quanto as não nativas.

Os ambientes de planície de inundação são ecossistemas únicos, com grande diversidade de espécies, devido à alta heterogeneidade espacial e variabilidade temporal. Portanto, a integridade desse tipo de ecossistema é essencial para a manutenção da biodiversidade aquática (Agostinho *et al.*, 2004). No entanto, diversos casos de invasões biológicas foram recentemente registrados na planície de inundação do alto rio Paraná, incluindo diferentes comunidades, tais como, peixes (*Cyprina kelberi*) (Agostinho *et al.*, 2005; Júlio-Junior *et al.*, 2009); bentos (*Corbicula fluminea*) (Takeda *et al.*, 2004); macrófitas aquáticas (*Hydrilla verticillata*, *Urochloa subquadrifera*) (Souza *et al.*, 2009; Thomaz *et al.*, 2009); fitoplâncton (*Ceratium furcoides*) (S. Jati, Maringá, comunicação pessoal) e zooplâncton (Simões *et al.*, 2009). Para o zooplâncton foram encontradas três espécies invasoras, o cladóceros *Daphnia lumholtzi* (Simões *et al.*, 2009), o copépode *Mesocyclops ogunnus* (Lansac-Tôha *et al.*, 2002) e o rotífero *Kellicottia bostoniensis* (Serafim-Junior *et al.*, 2003).

Entre os rotíferos, a espécie invasora *Kellicottia bostoniensis* (Rousselet, 1908) (Família Brachionidae) apresenta ampla capacidade de colonização e alta plasticidade ecológica, pois é capaz de tolerar grandes variações nas condições ambientais como, por exemplo, variações na temperatura, oxigênio dissolvido, lagos com diferentes profundidades, ambientes com diferentes graus de trofia (desde oligotróficos até eutróficos), e também sujeitos ou não a antropização (Edmonson, 1959; Arnemo *et al.*, 1968; José de Paggi, 2002; Bezerra-Neto *et al.*, 2004). *Kellicottia bostoniensis* é originária da América do Norte (Edmondson, 1959) e sua ocorrência foi constatada na Suécia (Pejler, 1998); Holanda (Leentvaar, 1961), Finlândia (Eloranta, 1988), França (Balvay, 1994) e Rússia (Zhdanova e Dobrynin, 2010). Na América do Sul foi constatada sua ocorrência na Argentina (De Paggi, 2002) e Brasil (Lopes *et al.*, 1997). No Brasil, até o momento a distribuição de *K. bostoniensis* engloba as regiões Sul (Paraná (PR), Santa Catarina (SC)) e Sudeste (Minas Gerais (MG) e São Paulo (SP)). Sendo o primeiro registro realizado por Lopes *et al.* (1997), no reservatório de Segredo, localizado no Sul do Brasil, estado do Paraná. Em Minas Gerais, foi constatada a ocorrência da espécie em várias localidades (Bezerra-Neto, 2001; Landa *et al.*, 2002; Souza, 2004; Bezerra-Neto *et al.*, 2004; Valadares, 2007 e Peixoto *et al.*, 2010) e no estado de São Paulo, Lucinda *et al.*, (2004) encontrou a mesma em ambientes na bacia hidrográfica do alto rio Tietê (SP). Ainda, recentemente, a espécie foi encontrada em um reservatório no estado de Santa Catarina (Fernandes, comunicação pessoal).

Estudos sobre essa espécie, que consideram uma ampla escala temporal, ainda não foram realizados no Brasil; além disso, o conhecimento sobre os requerimentos ecológicos que podem favorecer a ocorrência e o estabelecimento de *K. bostoniensis* são relacionados em grande parte a ambientes artificiais, como os reservatórios. Esses estudos enfatizam a ocorrência e a dinâmica espacial e temporal da espécie, em um curto período de tempo; além disso, caracterizam os principais requerimentos físicos e químicos da espécie nos ambientes em que a mesma ocorre (Landa *et al.*, 2002; Bezerra-Neto *et al.*, 2004; Peixoto *et al.*, 2010). Essa espécie foi registrada pela primeira vez na planície de inundação do alto rio Paraná em 2000 (Serafim *et al.*, 2003), e a partir desse período, tem sido encontrada em diferentes ambientes dessa planície, com frequências de ocorrência e abundâncias variadas.

Os objetivos desse estudo foram (i) verificar o padrão de invasão de *K. bostoniensis* ao longo de uma série temporal, (ii) comparar o padrão de ocorrência da espécie invasora com as espécies nativas filogeneticamente aparentadas e abundantes, e ainda, (iii) determinar os fatores bióticos (riqueza de espécies e abundância do zooplâncton) que possam prever a ocorrência da espécie nos ambientes estudados.

Assim, considerando que a diversidade de espécies zooplanctônicas na planície de inundação estudada é alta (541 espécies), sendo os rotíferos o grupo mais especioso e com maior abundância (Lansac-Tôha *et al.*, 2009), nós buscamos responder às seguintes questões: (i) Quais são as tendências de ocorrência e abundância da espécie invasora ao longo do tempo?; (ii) A espécie invasora apresenta um padrão de ocorrência diferente das espécies de rotíferos nativas filogeneticamente aparentadas e mais abundantes?; (iii) Nos períodos com maior riqueza de espécies e maior abundância de organismos zooplanctônicos a probabilidade de ocorrência de *K. bostoniensis* é menor?

2.2 MÉTODOS

2.2.1 Área de estudo

A bacia do rio Paraná compreende uma grande área do território brasileiro (802.150 km²), e no seu último trecho no país o rio Paraná está associado a uma planície de inundação (planície de inundação do alto rio Paraná). Essa seção é o último trecho do rio livre de barragens, e é caracterizado, ainda, por ampla heterogeneidade ambiental, incluindo tributários, canais, lagoas abertas, lagoas fechadas e ressacos; sendo constituídos por grande diversidade de espécies (Agostinho *et al.*, 2004).

Esse estudo foi realizado em 12 ambientes desta planície, localizados em três sub-bacias associadas a dois grandes tributários (rios Baía e Ivinheima) e ao próprio rio Paraná (Fig. 1, Tabela I). Esses ambientes são caracterizados por apresentar diferentes conexões com os rios principais e características limnológicas diversas devido à influência dos seus rios formadores (Roberto *et al.*, 2009).

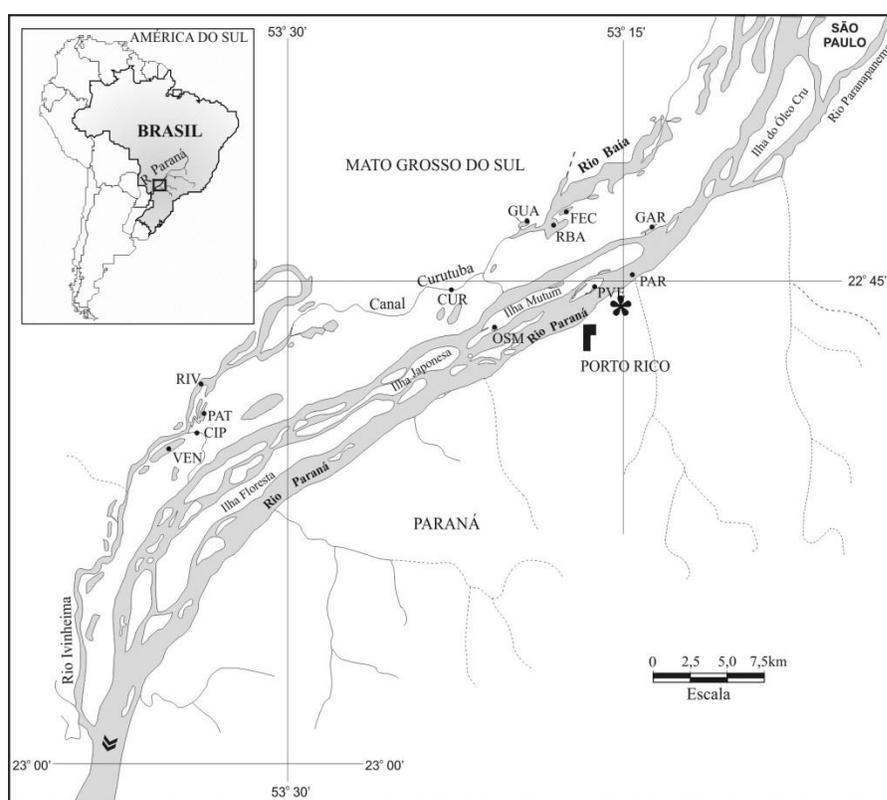


Fig. 1. Locais de amostragem estudados na planície de inundação do alto rio Paraná: Sub-bacia do rio Paraná (PAR=rio Paraná; OSM=lagoa do Osmar; GAR = Lagoa das Garças; PVE=ressaco do PauVéio) – Sub-bacia do rio Ivinheima (RIV= rio Ivinheima; VEN = Lagoa Ventura; PAT = Lagoa dos Patos; CIP= canal Ipoitã) - Sub-bacia do rio Baía (RBA= rio Baía; FEC= lagoa Fechada; GUA = Lagoa Guaraná; CUR= canal Curutuba).

Tabela I. Ambientes estudados na planície de inundação do alto rio Paraná (PR/MS), considerando suas características ambientais (Souza-Filho e Stevaux, 2002).

Lagoas		Caracterização ambiental
Sub-bacia do rio Paraná		
Rio Paraná	Localização: 22°45' S; 53°15' W. Apresenta largura variada, com a presença de ilhas. Profundidade média: 4,0m. Profundidade máxima: 15m. Vegetação composta por campo, sendo os diques ocupados por árvores esparsas, remanescentes da vegetação original. Ocorrem áreas ocupadas ao longo da margem esquerda, paranaense. Algumas ilhas apresentam ainda vegetação arbórea, moderadamente explorada.	
Lagoa do Osmar	Localização: 22°46' S; 53°19' W - Profundidade média: 1,13m - área: 0,006 ha; lagoa temporária localizada em uma ilha na calha do rio Paraná, apresenta vegetação terrestre em sua margem que impede a ação do vento na coluna de água, e reduzidos bancos de macrófitas aquáticas emersas e flutuantes; não apresenta comunicação com o rio, e se distancia de sua calha por 100m.	
Lagoa das Garças	Localização: 22°43' S; 53°13' W - Profundidade média: 2,03m - área: 14,08ha; apresenta mata ciliar no seu entorno e extensos bancos multiespecíficos de macrófitas aquáticas em quase toda extensão de suas margens, com o predomínio de <i>Eichhornia azurea</i> , e bancos de macrófitas submersas; apresenta também comunicação com o rio através de um canal sinuoso com 5m de extensão.	
Ressaco do Pau Véio	Localização: 22°44' S; 53°15' W - Profundidade média: 1,8m - área: 3,0ha; comunica-se com a margem direita do rio Paraná. Seu comprimento é de 1.146,4m. Em sua margem direita ocorrem Ingás (<i>Inga uruguensis</i>) e campos de pastagem, além de <i>Croton</i> .	
Sub-bacia do rio Ivinheima		
Rio Ivinheima	Localização: 22°47' S; 53°32' W - Profundidade média: 3,9m; apresenta vegetação diferenciada em suas margens que vai desde vegetação herbácea até a formação de extensas áreas com mata ripária em diferentes estágios de regeneração. Corre paralelo ao rio Paraná em seu curso inferior (área amostrada), conectando-se com o rio Baía pelo canal Curutuba e ao rio Paraná pelo canal Ipoitã e dois outros canais.	
Lagoa Ventura	Localização: 22°51' S; 53°36' W - Profundidade média: 2,16m - área: 89,79ha; apresenta mata ciliar no seu entorno, e bancos multiespecíficos de macrófitas aquáticas em alguns trechos de suas margens, com o predomínio de <i>Eichhornia azurea</i> ; não apresenta comunicação com o rio e se distancia de sua calha por 200m.	
Lagoa dos Patos	Localização: 22°49' S; 53°33' W - Profundidade média: 3,50m - área: 113,80ha; não apresenta grandes extensões de mata ciliar no seu entorno, e apresenta bancos multiespecíficos de macrófitas aquáticas em alguns trechos de suas margens, com o predomínio de <i>Eichhornia azurea</i> , e comunicação com o rio através de um canal sinuoso com 8m de extensão.	
Canal Ipoitã	Localização: 22°50' S; 53°33' W. Canal sinuoso que liga o rio Paraná ao rio Ivinhema. Possui profundidade média de 3,2 m e suas margens são compostas de vegetação arbustiva-arbórea destacando-se a embaúba (<i>Cecropia pachystachya</i>).	
Sub-bacia do rio Baía		
Rio Baía	Localização: 22°43' S; 53°17' W - Profundidade média: 3,2m. Apresenta largura variada e, trechos mais estreitos com diques mais altos ocupados pela vegetação ripária ou campos antropizados. Nos trechos mais largos, os diques são mais baixos e a vegetação é de campos inundados (várzea). Rio sinuoso e água moderadamente lótica. As amostragens foram realizadas em áreas mais largas, menos veloz e com macrófitas aquáticas e encostas ocupadas por gramíneas.	
Lagoa Fechada	Localização: 22°42' S; 53°16' W - Profundidade média: 2,46m - área: 7,46ha; ausência de mata ciliar no seu entorno, e reduzidos bancos multiespecíficos de macrófitas aquáticas em suas margens, com o predomínio de <i>Eichhornia azurea</i> ; não apresenta comunicação com o rio e se distancia de sua calha por 100m. Entretanto, no período de cheia se conecta com o rio rapidamente devido à ausência de um elevado talude na margem do rio.	
Lagoa do Guaraná	Localização: 22°43' S; 53°18' W - Profundidade média: 2,06m - área: 4,21ha; não apresenta mata ciliar em seu entorno e apresenta extensos bancos multiespecíficos de macrófitas aquáticas em quase toda extensão de suas margens, com o predomínio de <i>Eichhornia azurea</i> , e apresenta também comunicação com o rio através de um curto canal com 70m de extensão.	
Canal Curutuba	Localização: 22°45' S; 53°21' W - Profundidade média: 2,7m; canal que liga o rio Baía ao rio Ivinhema. Suas margens apresentam vegetação arbustivo-arbórea, destacando-se <i>Cecropia pachystachya</i> e <i>Inga uruguensis</i> e alguns pontos predominam os tucuns (pequenas palmeiras).	

2.2.2 Delineamento amostral e análise laboratorial

O delineamento amostral nos ambientes de estudo seguiu a escala temporal de dois projetos de Pesquisa Ecológica de Longa Duração (PELD- sítio 6) (*A Planície Alagável do Rio Paraná: estrutura e processo ambiental* e *A Planície de Inundação do Alto Rio Paraná*), que monitora periodicamente os aspectos bióticos e abióticos dos diferentes ambientes da planície.

As amostragens foram realizadas trimestralmente, contemplando os períodos de cheia (fevereiro), vazante (junho), seca (setembro) e enchente (novembro) de cada ano, durante o período de 2000 a 2012.

As amostras da comunidade zooplancônica foram obtidas à sub-superfície em um ponto na região pelágica de cada ambiente, no período da manhã, com o auxílio de moto bomba, sendo filtrados 600 litros de água por amostra em uma rede de plâncton com 68 μm de abertura de malha. Ainda em campo, essas amostras foram armazenadas em frascos de polietileno, e fixadas com solução de formaldeído a 4%, tamponada com carbonato de cálcio.

A identificação das espécies de amebas testáceas, rotíferos, cladóceros e copépodes foi realizada segundo bibliografia especializada (Koste, 1978; Nogrady e Segers, 2002; Reid, 1985; Matsumura-Tundisi, 1986; Elmoor-Loureiro, 1997; Lansac-Tôha *et al.*, 2002), e a riqueza de espécies de cada grupo foi estimada de acordo com a estabilização da curva de acumulação de espécies por amostra.

A abundância dos indivíduos zooplancônicos (ind. m^{-3}) foi determinada a partir da análise de três sub-amostragens, obtidas com pipeta tipo Hensen-Stempel (2,5 mL). Foram contados, no mínimo, 50 indivíduos para cada grupo (Bottrell *et al.*, 1976) em câmaras de Sedgewick-Rafter, sob microscópio óptico; entretanto, as amostras que apresentaram um reduzido número de indivíduos foram quantificadas na íntegra.

2.2.3 Tendência temporal de *Kellicottia bostoniensis*

A frequência de ocorrência (FO) de *K. bostoniensis* foi determinada a partir do número de vezes em que a espécie ocorreu em cada ano de estudo (2000 a 2012), sendo que de acordo com o delineamento amostral, foram obtidas quatro amostragens por ano. Essa frequência foi calculada através da fórmula:

$$FO (\%) = \frac{\text{Número de ocorrências no ano} \times 100}{\text{Número total de amostragens no ano}}$$

A fim de investigar a relação entre a ocorrência e a flutuação populacional da espécie invasora com as espécies de rotíferos nativas ao longo do tempo, foram selecionadas as espécies nativas de acordo com dois critérios: àquelas aparentadas filogeneticamente, pertencentes à mesma família da espécie invasora (Brachionidae), e ainda, entre essas, as espécies mais abundantes durante todo o período de estudo. A abundância média de cada espécie de rotífero foi obtida considerando todo período estudado (545 amostras) (Tabela II).

Tabela II. Espécies de rotíferos mais abundantes durante o período de 2000 a 2012, nos ambientes da planície de inundação do alto rio Paraná.

Espécies	Abundância média (ind.m ⁻³)
<i>Keratella cochlearis</i> (Gosse, 1851)	3.126
<i>Keratella tropica</i> (Apstein, 1907)	1.541
<i>Brachionus dolabratus</i> (Harring, 1914)	1.085
<i>Kellicottia bostoniensis</i> (Rousselet, 1908)	1.084

2.2.4 Análise dos dados

Análises de variância não paramétricas (Kruskall Wallis) foram realizadas a fim de verificar se existe diferença significativa na abundância da espécie invasora entre os anos de estudo (2000- 2012). Os dados de abundância foram logaritmizados. Na presença de diferença

significativa entre as médias, aplicou-se um teste de comparação múltipla de média (*pos-hoc*) – Teste de Dunnett – realizado com o objetivo de verificar em quais anos as médias diferiram. O nível de significância da análise foi de 0,05, e esta foi realizada no software Statistic 7.1 (Statsoft Incorporation, 2005).

Com o intuito de verificar se a ocorrência da espécie invasora e das espécies nativas de rotíferos segue uma mesma tendência temporal, e se há diferença quanto à tendência entre essas espécies, foram realizadas análises de regressão logística, considerando a ocorrência (presença – ausência) de cada espécie (nativa e invasora), em cada ponto de amostragem, como variável resposta e o ano como variável preditora. A análise de regressão logística é um modelo que relaciona um conjunto de variáveis independentes (X) a uma variável dependente (Y), e assume apenas duas condições 0 – 1 (Hosmer e Lemeshow, 1989).

Essa mesma análise foi realizada para verificar se a riqueza de espécies e a abundância dos indivíduos zooplânctônicos representam uma resistência biótica à invasão de *K. bostoniensis*, sendo a ocorrência dessa espécie (presença – ausência), em cada ponto de amostragem, a variável resposta e a riqueza de espécies e abundância do zooplâncton, as variáveis preditoras.

Para ambas as análises, foram considerados os dados de 545 amostras, obtidas no período de 2000 a 2012. Essas análises foram realizadas no software Statistic 7.1 (Statsoft Incorporation, 2005), sendo significativos os valores de p menores que 0,05.

2.3 RESULTADOS

2.3.1 Tendência temporal

Os resultados da análise de variância não paramétrica mostraram diferenças significativas na abundância de *K. bostoniensis* entre os anos ($H=114,56$; $GL=12$; $N=542$; $p=0,0001$). O teste de comparação de médias mostrou que as maiores médias de abundância verificadas em 2001 diferiram significativamente dos valores dos demais anos (2000, 2004, 2007, 2008, 2009 e 2010).

Ao longo de toda a série temporal, *K. bostoniensis* apresentou maior frequência de ocorrência em 2001, seguido por 2002. Após esse período, houve uma queda na ocorrência da espécie, com oscilações entre os anos, sendo que em 2004, 2008 e 2009 não houve registro da

mesma. Sua ausência em 2008 e 2009 foi seguida pelo seu reaparecimento com um aumento gradual de sua frequência de ocorrência nos anos de 2010, 2011 e 2012 (Fig. 2A).

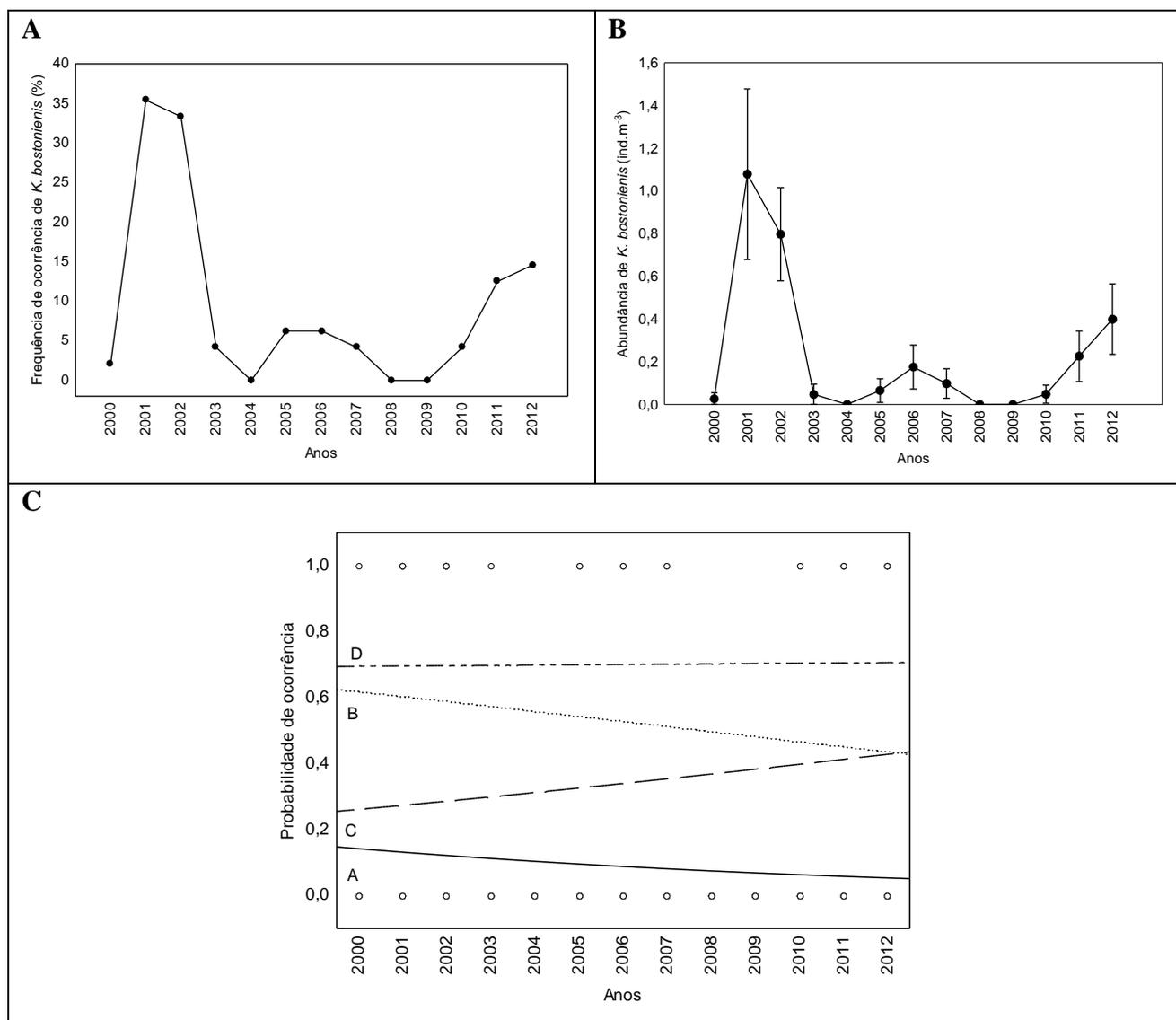


Fig. 2. Valores da frequência de ocorrência (A) e abundância média (ind.m⁻³) (B) de *K. bostoniensis* nos ambientes, durante os anos de 2000 a 2012 (média e erro padrão) e (C) curvas de regressão logística para a espécie invasora (A: *K. bostoniensis*) e para as nativas (B: *K. cochlearis*; C: *K. tropica*; e D: *B. dolabratus*) mostrando a probabilidade de ocorrência de cada espécie nos anos de estudo.

Em relação à abundância de *K. bostoniensis*, os maiores valores foram registrados em 2001, seguido por 2002. Após esse período, a abundância diminuiu abruptamente, com pequenas variações nos demais anos e uma tendência de aumento em 2010, 2011 e 2012, da mesma forma que o observado para a frequência de ocorrência (Fig. 2B).

As análises de regressão logística mostraram que houve uma diminuição significativa na ocorrência de *K. bostoniensis* ao longo do tempo, da mesma forma ao encontrado para a nativa *K. cochlearis*. Já para a outra nativa *K. tropica*, houve uma tendência de aumento na sua ocorrência. A análise não mostrou valores significativos na ocorrência temporal de *B. dolabratus* (Fig. 2C), (Tabela III).

Tabela III. Resultados da regressão logística usando a presença do rotífero invasor (*K. bostoniensis*) e das espécies de rotíferos nativas (*K. tropica*, *K. cochlearis* e *B.dolabratus*) como variáveis dependentes e os anos como variável independente; e a presença de *K. bostoniensis* como variável dependente e a riqueza de espécies e abundância da comunidade zooplânctônica como variáveis independentes. * Probabilidade de ocorrência de *K. bostoniensis* e das espécies nativas de acordo com o tempo (anos) e a riqueza de espécies e abundância do zooplâncton. ** Rho² de McFadden estima a proporção de variação explicada pelo modelo de regressão logística (similar ao R² da regressão linear).

	Coeficiente	X ²	Probabilidade*	Rho ² de McFadden**	P
Tempo					
<i>K. bostoniensis</i>	- 0,09	5,01	0,91	0,014	0,025
<i>K. cochlearis</i>	-0,07	8,81	0,93	0,009	0,002
<i>K. tropica</i>	0,06	6,42	1,06	0,009	0,011
<i>B. dolabratus</i>	0,004	0,03	1,00	<0,001	0,858
<i>K. bostoniensis</i>					
Riqueza	0,03	10,02	1,03	0,032	0,001
Abundância	0,57	9,51	1,77	0,03	0,002

2.3.2 Preditores bióticos da ocorrência de *K. bostoniensis*

Considerando a riqueza de espécies do zooplâncton como a variável que prediz a ocorrência de *K. bostoniensis*, a análise de regressão logística mostrou que a probabilidade de ocorrência dessa espécie foi maior nos períodos em que a riqueza de espécies também foi maior (Fig. 3A), (Tabela III). Os maiores valores médios deste atributo da comunidade foram registrados nos anos de 2002 e 2003, e os menores em 2008 (Fig. 3B), quando foram registradas as maiores e menores frequências de ocorrência de *K. bostoniensis*, respectivamente (Fig. 2A).

A probabilidade de ocorrência da espécie invasora foi mais alta nos anos em que a comunidade zooplanctônica apresentou maiores valores de abundância (Fig. 3C), (Tabela III), como em 2001 e 2002 (Fig. 3D). Embora os valores que explicaram a variação da análise (McFaddeens Rho^2) tenham sido baixos, eles foram significativos e relacionados positivamente com a ocorrência da espécie (Tabela III).

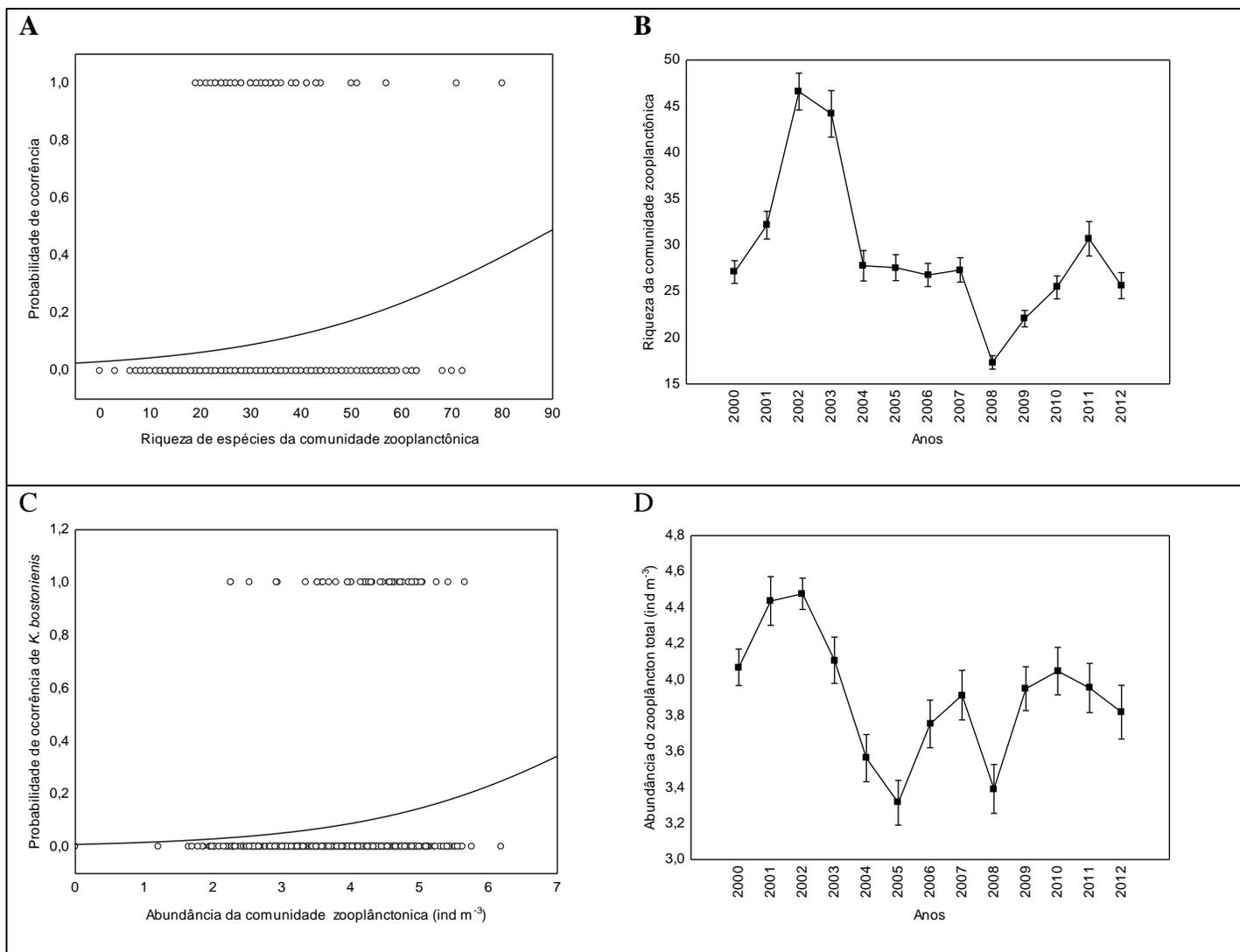


Fig. 3. Curvas de regressão logística indicando a probabilidade de ocorrência da espécie invasora (*K. bostoniensis*) em relação **(A)** riqueza de espécies e **(C)** abundância dos organismos zooplancônicos e **(B)** valores médios da riqueza de espécies e **(D)** da abundância da comunidade zooplancônica em cada ano de amostragem (média e erro padrão). Os dados de abundância foram logaritmizados

2.4 DISCUSSÃO

A ocorrência de *Kellicottia bostoniensis* nos ambientes da planície de inundação, considerando o número de amostragens, foi considerada restrita, sendo caracterizada como “acidental”. Porém, apesar da baixa ocorrência, essa espécie apresentou o quarto maior valor de abundância entre os rotíferos da família Brachionidae, mostrando assim que essa espécie invasora apresenta potencial para se estabelecer nos ambientes estudados. Em um estudo realizado em um reservatório (Lagoa do Nado/Minas Gerais), Bezerra-Neto *et al.* (2004) constataram que *K. bostoniensis* representou um importante papel na estrutura da comunidade de rotíferos, atingindo até 40% da abundância dos rotíferos, e em ambientes do alto rio Tietê, apresentou uma abundância de até 67% em relação as demais espécies de rotíferos (Lucinda *et al.*, 2004).

A alta ocorrência e abundância da espécie invasora registrada em 2001 e 2002 coincidiram com os maiores valores de riqueza de espécies e abundância constatados para a comunidade zooplanctônica. Esses resultados indicaram que *K. bostoniensis*, potencialmente, respondeu de forma similar às condições ambientais que influenciaram a comunidade zooplanctônica nativa, como aquelas decorrentes das alterações hidrológicas da planície de inundação. De acordo com Lansac-Tôha *et al.* (2009), as variações hidrológicas influenciam as características locais e regionais dos ambientes da planície de inundação estudada, e que, por sua vez, determinam os padrões de riqueza e abundância do zooplâncton. Neste sentido, o período atípico do regime hidrológico observado em 2001, um ano influenciado pelo evento La Niña (McPhaden *et al.*, 2006), extremamente seco, com um longo período de estiagem (355 dias), apenas um curto período inundação (pulso de sete dias), e reduzido índice de conectividade entre os ambientes da planície (Bonecker *et al.*, 2009; Lansac-Tôha *et al.*, 2009) contribuiu para a ocorrência e abundância de *K. bostoniensis*. Portanto, os resultados similares encontrados para *K. bostoniensis* e a comunidade zooplanctônica, neste ano, podem ser atribuídos à ausência do efeito de diluição no plâncton (Aoyagui e Bonecker, 2004; Lansac-Tôha *et al.*, 2009).

Por outro lado, no ano de 2002 foram constatados dois pulsos de inundação com duração de 10 a 15 dias, e um maior índice de conectividade entre os ambientes da planície, quando comparados a 2001 (Bonecker *et al.*, 2009), o que permitiu a dispersão de *K. bostoniensis* e de outras espécies zooplanctônicas entre os ambientes, acarretando uma maior riqueza de espécies

local e regional. De acordo com Thomaz *et al.* (2007), uma maior conectividade entre os ambientes da planície de inundação estudada favorece a troca de propágulos e nutrientes. Assim, neste ano a duração do pulso de inundação, e o aumento da conectividade hidrológica foram fatores influentes nas relações observadas entre a espécie invasora e a comunidade zooplanctônica nativa.

Nos demais anos da série temporal, *K. bostoniensis* apresentou oscilações quanto à frequência de ocorrência e abundância, alternando entre momentos de altas abundâncias e períodos em que não ocorreu nos ambientes. Uma vez que a espécie já foi registrada no ambiente, o seu retorno pode ser atribuído a fatores que podem favorecer a sua dispersão, como a conectividade hidrológica, comentada anteriormente, e a produção de ovos de resistência. Esses ovos são produzidos quando as condições ambientais são desfavoráveis, como verificado em 2001, durante o período de estiagem prolongado (Simões *et al.*, 2013), e/ou as condições bióticas, como a alta abundância de competidores e predadores, permitindo que a espécie invasora retorne ao ambiente e mantenha sua população após esses períodos de estresse (Crispim e Watanabe, 2000; Hairston, 1996). Foi constatada a eclosão de *K. bostoniensis* a partir de ovos de resistência provenientes de uma lagoa considerada neste estudo (E. Pilger, Maringá, comunicação pessoal). José de Paggi (2002) ressaltou, ainda, a importância da produção desses ovos de resistência por *K. bostoniensis* para sua distribuição espacial e ocorrência ao longo do tempo nos ambientes.

A espécie invasora e as espécies de rotíferos filogeneticamente aparentadas mostraram padrões de ocorrência tanto similar como distinto, ao longo do tempo. Ambos os padrões eram esperados devido a possibilidade de coexistência das espécies (padrão similar) ou competição (padrão distinto), pois essas espécies apresentam hábitos alimentares similares (Pourriot, 1977; Routhaupt, 1990). Apenas *Keratella tropica* apresentou um padrão temporal antagônico à *K. bostoniensis*, com aumento de sua ocorrência ao longo da série temporal, o que poderia ser um indicativo de competição com a espécie invasora. De acordo com Parkes e Duggan (2012), as comunidades em corpos de água naturais foram moldadas ao longo do tempo pelo seu ambiente, e que essa vantagem evolutiva propicia às comunidades naturais uma vantagem competitiva em relação às espécies recém-chegadas no local. Por outro lado, parece haver uma coexistência entre *K. bostoniensis* e *K. cochlearis*, pois os padrões foram similares e que *B. dolabratus* é indiferente

a presença da espécie invasora porque o seu padrão de ocorrência não se alterou ao longo do tempo.

Esperava-se que a resistência biótica fosse um importante fator associado à ausência de *K. bostoniensis* em determinados anos na planície, devido a elevada diversidade específica do zooplâncton nessa região, com destaque para os rotíferos (Lansac-Tôha *et al.*, 2009), o que estaria de acordo com as proposições de Elton (1958), que ressaltou a importância da elevada diversidade de espécies nativas como uma barreira à invasão de espécies. No entanto, constatamos que a resistência biótica, interpretada como a riqueza de espécies e abundância da comunidade zooplanctônica, não restringiu a ocorrência de *K. bostoniensis*, pois a probabilidade de ocorrência dessa espécie foi maior nos anos em que foram registrados os maiores valores desses atributos do zooplâncton. Nossos resultados corroboraram com, alguns autores encontraram que comunidades mais diversas podem ser mais susceptíveis à invasão (Lonsdale, 1999; Dunstan e Johnson, 2004). Ainda, Thomaz *et al.* (2009), em um estudo com duas espécies invasoras de macrófitas aquáticas, encontraram que a probabilidade de ocorrência de *Urochloa subquadrifera* foi maior em locais com maior riqueza de espécies de macrófitas.

A variação populacional de *K. bostoniensis*, ao longo do tempo, pode ser devido ao que acontece também com muitos outros grupos de organismos. De acordo com Simberloff e Gibbons (2004) e Crooks (2005), é comum o crescimento exponencial na abundância das populações nos primeiros estágios da invasão, seguido por períodos em que as populações invasoras tendem a se estabilizar em baixas abundâncias. O que não necessariamente impedirá um novo crescimento populacional inesperado, que poderá provocar profundas alterações sobre as comunidades naturais. Crooks (2005) destaca, ainda, a importância de se conhecer com detalhes a dinâmica temporal da espécie invasora, e que essa só pode ser percebida através de longas escalas temporais. Por outro lado, particularmente no caso das planícies de inundação, outro fator preocupante está relacionado aos impactos decorrentes de influência antrópica, como os barramentos, que modificam o regime hidrológico natural desses sistemas, o que altera as comunidades nesses locais e que podem torná-las cada vez mais propícias às invasões de espécies (Agostinho, 2004).

REFERÊNCIAS

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. *Ecohydrol. Hydrobiol.*, **4**, 255–268.

Agostinho, A.A., Thomaz, S.M., Gomes, L.C. (2005) Conservation of the biodiversity of Brazil's inland waters. *Conserv. Biol.*, **19**, 646-652.

Aoyagui, A.S.M. e Bonecker, C.C. (2004) Rotifers in different environments of the Upper Paraná River floodplain (Brazil): richness, abundance and the relationship with connectivity. *Hydrobiologia*, **522**, 281-290.

Arnemo, R., Berzins, B., Gronberg, B. et al. (1968) The dispersal in Swedish waters of *Kellicottia bostoniensis* (Rousselet) (Rotatoria). *Oikos*, **19**, 351-358.

Bezerra-Neto, J.F., Aguila, L.R., Landa, G.G. et al. (2004) The exotic rotifer *Kellicottia bostoniensis* (Rousselet, 1908) (Rotifera: Brachionidae) in the zooplankton community in a tropical reservoir. *Lundiana*, **5**, 151-153.

Bonecker, C.C., Aoyagui, A.S.M., Santos, R.M. (2009) The impact of impoundment on the rotifer communities in two tropical floodplain environments: interannual pulse variations. *Braz. J. Biol.*, **69**, 529-537.

Bottrell, H.H., Duncan, A., Gliwicz, Z.M. et al. (1976) A review of some problems in zooplankton production studies. *Norw. J. Zool.*, **24**, 419-456.

Capers, R.S., Selsky, R., Bugbee, G.J. et al. (2007) Aquatic plant community invasibility and scale-dependent patterns in native and invasive species richness. *Ecology*, **88**, 3135-3143.

Clavero, M. e García-Berthou, E. (2005) Invasive species are a leading cause of animal extinctions. *Trends Ecol. Evol.*, **20**, 110.

Crispim, M.C. e Watanabe, T. (2000) Ovos de resistência de rotíferos presentes em sedimentos secos de um açude no semi-árido paraibano. *Acta Limnol. Bras.*, **12**, 89-94.

Crooks, J.A. (2005) Lag times and exotic species: The ecology and management of biological invasions in slow-motion. *Écoscience*, **12**, 316-329.

Dunstan, P.K. e Johnson, C.R. (2004) Invasion rates increase with species richness in a marine epibenthic community by two mechanisms. *Oecologia*, **138**, 285–292.

Edmondson, W.T. (1959) *Freshwater Biology*. John Wiley, New York.

Elmoor-Loureiro, M.A.L. (1997) *Manual de identificação de cladóceros límnicos do Brasil*. Universa, Brasília.

Elton, C.S. (1958) *The Ecology of Invasions by Animals and Plants*. Methuen, London. Reprinted 2000 by The University of Chicago Press, Chicago.

Fridley, J.D., Stachowicz, J.J., Naeem, S., et al. (2007) The invasion paradox: reconciling pattern and process in species invasions. *Ecology*, **88**, 3-17.

Hairston, N.G. (1996) Zooplankton egg banks as biotic reservoirs in changing environments. *Limnol Oceanogr*, **41**, 1087-1092.

Havel, J.E., Shurin, J.B., Jones, J.R. (2002) Estimating dispersal from patterns of spread: spatial and local control of lake invasions. *Ecology*, **83**, 3306-3318.

Hosmer, D.W. e Lemeshow, S. (eds) (1989) *Applied Logistic Regression*. John Wiley, New York.

Hutchinson, G.E. (1957) Concluding remarks. Population studies. *Anim. Ecol. Demogr.*, **22**, 415-427.

José de Paggi, S. (2002) New data on the distribution of *Kellicottia bostoniensis* (Rousselet, 1908) (Rotifera: Monogononta: Brachionidae): Its presence in Argentina. *Zool. Anz.*, **241**, 363–368.

Júlio-Júnior, H.F., Dei Tós, C., Agostinho, A.A. et al. (2009) A massive invasion of fish species after eliminating a natural barrier in the upper rio Paraná basin. *Neotrop. Ichthyol.*, **7**, 709-718.

Koste, W. (1978) Rotatoria Die Rädertiere Mitteleuropas begründet von Max Voigt-Monogononta. 2. Auflage neubearbeitet von Walter Koste. Gebrüder Borntraeger, Berlin.

Landa, G.G., Aguila, L.M.R., Pinto-Coelho, R.M. (2002) Distribuição espacial e temporal de *Kellicottia bostoniensis* (Rousselet 1908) (Rotífera) em um grande reservatório tropical (reservatório de Furnas), Estado de Minas Gerais, Brasil. *Acta Sci. Biol. Sci.*, **24**, 313-319.

Lansac-Tôha, F.A., Bonecker, C.C., Velho, L.F.M. et al. (2009) Biodiversity of zooplankton communities in the Upper Paraná River floodplain: interannual variation from long-term studies. *Braz. J. Biol.*, **69**, 539-549.

Lansac-Tôha, F.A., Velho, L.F.M., Higuti, J. et al. (2002) Cyclopidae (Crustacea, Copepoda) from the Upper Paraná River Floodplain, Brazil. *Braz. J. Biol.*, **62**, 125-133.

Levine, J.M. e D'Antonio, C.M. (1999) Elton revisited: a review of evidence linking diversity and invasibility. *Oikos*, **87**, 15-26.

Lonsdale, W.M. (1999) Global patterns of plant invasions and the concept of invisibility. *Ecology*, **80**, 1522-1536.

Lucinda, I., Moreno, I.H., Melão, M.G.G. et al. (2004) Rotifers in freshwater habitats in the Upper Tietê River Basin, São Paulo State, Brazil. *Acta Limnol. Bras.*, **16**, 203-224.

Matsumura-Tundisi, T. (1986) Latitudinal distribution of Calanoida copepods in freshwater aquatic systems of Brazil. *Braz. J. Biol.*, **46**, 527-553.

McPhaden, M.J., Zebiak, S.E., Glantz, M.H. (2006) El Niño as an integrating concept in earth science. *Science*, **314**, 1740-1745.

Moyle, P.B. e Light, T. (1996) Biological invasion of freshwater: empirical rules and assembly theory. *Biol. Conserv.*, **78**, 149-161.

Nogrady, T. e Segers, H. (2002) Rotifera: Asplanchnidae, Gastrotrichidae, Loriciferidae, Microcoididae, Synchaetidae, Trochosphaeridae and Filinia. Guide to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World. Vol. 6. Backhuys Publishers 18, Leiden.

Parkes, S.M. e Duggan, I.C. (2012) Are zooplankton invasions in constructed waters facilitated by simple communities? *Divers. Distrib.*, **18**, 1199-1210.

Peixoto, R.S., Brandão, L.P.M., Valadares, C.F. et al. (2010) Occurrence de *Kellicottia bostoniensis* (Rousselet, 1908) and *Mesocyclops ogunnus* Onabamiro, 1957 in lakes of the Middle River Doce, MG, Brazil. *Acta Limnol. Bras.*, **22**, 356-360.

Pourriot, R. (1977) Food and feeding habits of rotifera. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergeb. Limnol.*, **8**, 243-260.

Reid, J.W. (1985) Chave de identificação e lista de referências bibliográficas para as espécies continentais sulamericanas de vida livre da ordem Cyclopoida (Crustacea, Copepoda). *Bol. Zool.*, **9**, 17-143.

Roberto, M.C., Santana, N.F., Thomaz, S.M. (2009) Limnology in the Upper Paraná River floodplain: large-scale spatial and temporal patterns, and the influence of reservoirs. *Braz. J. Biol.*, **69**, 717-725.

Rothhaupt, K.O. (1990) Differences in particle size-dependent feeding efficiencies of closely related rotifer species. *Limnol. Oceanogr.*, **35**, 16-23.

Serafim-Junior, M., Bonecker, C.C., Rossa, D.C. et al. (2003) Rotifers of the upper Paraná river floodplain: additions to the checklist. *Braz. J. Biol.*, **63**, 207-212.

Shea, K. e Chesson, P. (2002) Community ecology as framework for biological invasions. *Trends Ecol. Evol.*, **17**, 170-176.

Shurin, J.B. (2000) Dispersal limitation, invasion resistance, and the structure of pond zooplankton communities. *Ecology*, **81**, 3074-3086.

Simberloff, D. e Gibbons, L. (2004) Now you see them, now you don't! Population crashes of established introduced species. *Biol. Invasions*, **6**, 161-172.

Simões, N.R., Lansac-Tôha, F.A., Bonecker, C.C. (2013) Drought disturbances increase temporal variability of zooplankton community structure in floodplains. *Int Rev Hydrobiol*, **98**, 24–33.

Simões, N.R., Robertson, B.A., Lansac-Tôha, F.A. et al. (2009) Exotic species of zooplankton in the Upper Paraná River floodplain, *Daphnia lumholtzi* Sars, 1885 (Crustacea: Branchiopoda). *Braz. J. Biol.*, **69**, 551-558.

Sousa, W.T.Z., Thomaz, S.M., Murphy, K.J. et al. (2009) Environmental predictors of the occurrence of exotic *Hydrilla verticillata* (L.f.) Royle and native *Egeria najas* Planch, in a subtropical river floodplain: the Upper River Parana', Brazil. *Hydrobiologia*, **632**, 65-78.

Souza-filho, E.E. e Stevaux, J.C. (2002) Locais de Amostragem. In Agostinho, A.A., Thomaz, S.M., Nakatani, K. et al. (eds), *A planície alagável do alto rio Paraná: estrutura e processos ambientais*. Relatório Técnico Peld/CNPQ, Maringá, pp. 7-13.

Statsoft Incorporation (2005) *Statistic, data analysis software system*. Version 7.1. Statistic, Tusla.

Takeda, A.M., Fujita, D.S., Fontes-Junior, H.M. (2004) Perspectives on exotic bivalves proliferation in the Upper Paraná River floodplain. In Agostinho, A.A., Rodrigues, L., Gomes, L.C. et al. (eds), *Structure and functioning of the Paraná River and its floodplain*. EDUEM, Maringá, pp. 97-100.

Taylor, C.M. e Duggan, I.C. (2012) Can biotic resistance be utilized to reduce establishment rates of non-indigenous species in constructed waters? *Biol. Invasions*, **14**, 307–322.

Thomaz, S.M., Bini, L.M., Bozelli, R.L. (2007) Floods increase similarity among aquatic habitats in river-floodplain systems. *Hydrobiologia*, **579**, 1-13.

Thomaz, S.M., Carvalho, P., Mormul, R.P. et al. (2009) Temporal trends and effects of diversity on occurrence of exotic macrophytes in a large reservoir. *Acta Oecol.*, **35**, 614-620.

Vitousek, P.M., D'Antonio, C.M., Loope, L.L. et al. (1997) Introduced species: a significant component of human caused global change. *New Zealand J. Ecol.*, **21**, 1-16.

3 PREDITORES DA OCORRÊNCIA E ABUNDANCIA DE *KEL LICOTTIA BOSTONIENSIS* (ROUSSELET, 1908), EM UMA PLANÍCIE NEOTROPICAL: VARIABILIDADE TEMPORAL DAS CONDIÇÕES AMBIENTAIS

RESUMO

Os filtros ambientais estão entre as principais causas que determinam falhas no estabelecimento das espécies invasoras. Determinou-se o papel da variabilidade ambiental e da disponibilidade de alimento sobre a ocorrência e abundância da espécie invasora *Kellicottia bostoniensis* em diferentes ambientes de uma planície neotropical, ao longo de uma série temporal (13 anos). Predizemos que a ocorrência e abundância dessa espécie é maior nos períodos com maior variabilidade ambiental e maior disponibilidade alimentar. Entretanto, nossos pressupostos não foram atendidos, e esses resultados são importantes, no sentido de que altas abundâncias podem ser um indicativo do estabelecimento da espécie no ambiente. Variações hidrológicas sazonais são importantes fatores para a estruturação das comunidades e podem dificultar a invasão de *K. bostoniensis*; no entanto, períodos de distúrbios contribuem para o aumento da invasão de espécies, alterando a invasibilidade desses locais. Assim, a conservação da dinâmica do pulso de inundação é uma importante estratégia para manter a variabilidade ambiental natural do ecossistema, no qual as comunidades nativas já estão adaptadas, e qualquer alteração que afeta essa variabilidade predispõe o ambiente ao aumento das invasões biológicas.

Palavras-chave: invasão biológica; resistência abiótica; variabilidade ambiental; rotífero; planície de inundação.

ABSTRACT**Predictors of occurrence and abundance of *Kellicottia bostoniensis* (Rousselet, 1908) in a Neotropical floodplain: temporal variability of environmental conditions.**

Environmental filters are among the major causes determining failures in the establishment of invasive species. This study determined the role of environmental variability and food availability on the occurrence and abundance of the invasive species *Kellicottia bostoniensis* in different environments of a Neotropical floodplain, along a time series (13 years). It was predicted that the occurrence and abundance of this species are greater in the periods with greater environmental variability and higher food availability. However, our assumptions were not met, and these results are important, once high abundances may indicate the establishment of the species in the environment. Seasonal water level variations represent a significant factor for structuring communities and can hinder the invasion of *K. bostoniensis*, but disturbance periods contribute to increased invasion of species, modifying the invasibility of these places. Thus the conservation of flood dynamics is an important strategy to maintain the natural environmental variability of the ecosystem, to which native communities are already adapted to, and any change affecting this variability predisposes the environment to increased biological invasions.

Keywords: biologic invasion; abiotic resistance; environmental variability; rotifer; floodplain.

3.1 INTRODUÇÃO

Os fatores abióticos são importantes filtros ambientais que determinam parte do sucesso ou fracasso de espécies invasoras em diversos ambientes aquáticos (Moyle e Light, 1996; Shea e Chesson, 2002). As variações locais das condições ambientais são uma das primeiras causas de falhas do estabelecimento de espécies invasoras (Lodge, 1993; Moyle e Light, 1996; Blackburn e Duncan, 2001; Zenny e Nunez, 2013), e estas, ainda, variam entre os ambientes de um mesmo ecossistema e ao longo do tempo. Deste modo, as espécies invasoras podem apresentar diferentes respostas quanto ao estabelecimento nos ambientes (Zenny e Nunez, 2013), pois uma dada condição ambiental não favorece todas as espécies potencialmente invasoras, o que leva as mesmas a apresentarem diferentes respostas quanto ao seu estabelecimento (Zenny e Nunez, 2013).

Considerando as comunidades nativas, as condições ambientais também influenciam na sua estruturação (Melbourne et al., 2007), e determinam se a comunidade é mais ou menos susceptível do que outra à invasão de espécies (Li e Stevens, 2012). Além disso, essa variabilidade ambiental também aumenta ou diminui, periodicamente, a disponibilidade de recursos (teoria da flutuabilidade de recursos - Davis et al., 2000) e, pode favorecer ou não a ocorrência das espécies invasoras (Elton, 1958; Lodge, 1993; Shea e Chesson, 2002), visto que as respostas das espécies invasoras e nativas a essa variabilidade determinam os padrões de colonização nos ambientes, considerando os diferentes requerimentos alimentares das espécies em diferentes períodos (Shea e Chesson, 2002; Melbourne et al., 2007).

As planícies de inundação são ecossistemas com ampla heterogeneidade espacial e temporal devido aos diferentes ambientes que formam este ecossistema, e às flutuações das condições ambientais em frente aos pulsos hidrológicos (Junk et al., 1989; Neiff, 1990). Nesses ecossistemas, os rotíferos são caracterizados por apresentar alta riqueza de espécies e abundância (José de Paggi e Paggi, 2007; Lansac-Tôha et al., 2009), o que reflete a tolerância dessas espécies às condições ambientais propiciadas pela variabilidade sazonal do ecossistema.

Entre os rotíferos, a espécie invasora *Kellicottia bostoniensis* (Rousselet, 1908) (Família Brachionidae) têm ocorrido na planície de inundação do alto rio Paraná em diferentes frequências e abundância desde 2000 até 2012, e é caracterizada como sendo detritívora e filtradora de pequenas partículas (até 25 μm) em suspensão (Pourriot, 1977); além disso, é capaz

de tolerar grandes variações nas condições ambientais (variações na temperatura, oxigênio dissolvido, fosfato, entre outros) (Edmonson, 1959; Arnemo et al., 1968; José de Paggi, 2002; Bezerra-Neto et al., 2004). Dessa forma, as características da espécie, e sua resposta a essas variações das condições ambientais, possibilita-nos uma oportunidade de estudo sobre a relação dos fatores abióticos e da variabilidade temporal desses fatores e a ocorrência e abundância da espécie invasora *K. bostoniensis* nos ambientes desta planície.

Este estudo teve por objetivo determinar se a variabilidade das condições ambientais locais (fatores abióticos) e da disponibilidade de alimento (concentração de clorofila-*a*) são influentes no estabelecimento de *K. bostoniensis* (ocorrência e abundância) em diferentes ambientes de uma planície de inundação neotropical, ao longo de uma série temporal de treze anos. Nós predizemos que a ocorrência e a abundância de *K. bostoniensis* são maiores nos anos com a maior variabilidade das condições ambientais e/ou naqueles quando a disponibilidade do alimento é maior.

3.2 METODOLOGIA

3.2.1 Área de estudo

A bacia do rio Paraná compreende uma grande área do território brasileiro (802.150 km²), e no seu último trecho no país o rio Paraná está associado a uma planície de inundação (planície de inundação do alto rio Paraná). Essa seção é o último trecho do rio livre de barragens, e é caracterizado, ainda, por ampla heterogeneidade ambiental, incluindo tributários, canais, lagoas abertas, lagoas fechadas e ressacos; sendo constituídos por grande diversidade de espécies (Agostinho et al., 2004).

Esse estudo foi realizado em 12 ambientes da planície de inundação do alto rio Paraná, localizados em três sub-bacias associadas a dois grandes tributários (rios Baía e Ivinheima) e ao próprio rio Paraná (Fig. 1 e Tabela 1). Esses ambientes são caracterizados por apresentar diferentes conexões com os rios principais e características limnológicas, devido à influência dos seus rios formadores (Roberto et al., 2009).

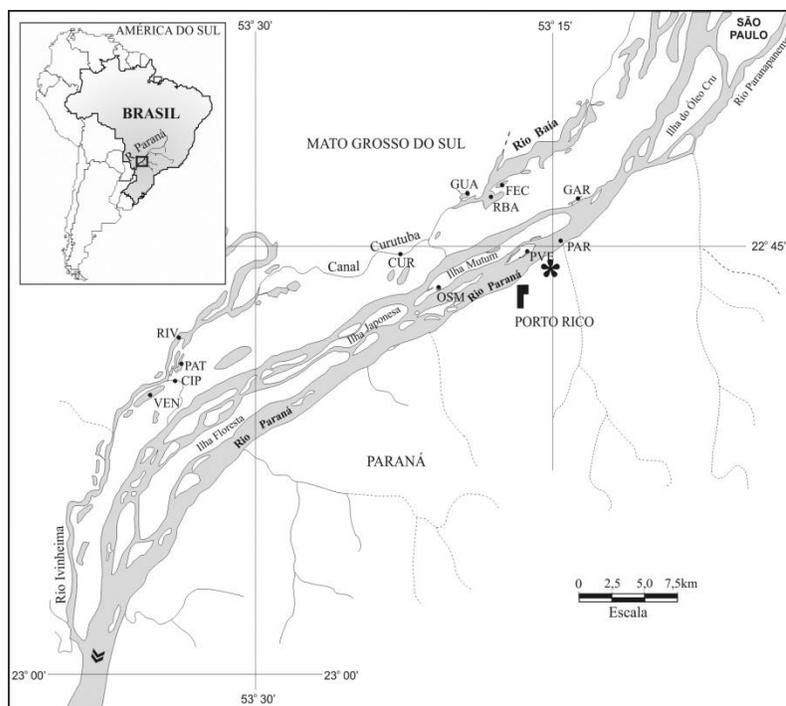


Fig. 1. Locais de amostragem estudados na planície de inundação do alto rio Paraná: Sub-bacia do rio Paraná (PAR=rio Paraná; OSM=lagoa do Osmar; GAR = Lagoa das Garças; PVE=ressaco do Pau Vêio) – Sub-bacia do rio Ivinheima (RIV= rio Ivinheima; VEN = Lagoa Ventura; PAT = Lagoa dos Patos; CIP= canal Ipoitã) - Sub-bacia do rio Baía (RBA= rio Baía; FEC= lagoa Fechada; GUA = Lagoa Guaraniá; CUR= canal Curutuba).

Tabela 1. Ambientes estudados na planície de inundação do alto rio Paraná (PR/MS), considerando suas características ambientais (Souza-Filho e Stevaux, 2002).

Lagoas	Caracterização ambiental
Sub-bacia do rio Paraná	
Rio Paraná	Localização: 22°45' S; 53°15' W. Apresenta largura variada, com a presença de ilhas. Profundidade média: 4,0m. Profundidade máxima: 15m. Vegetação composta por campo, sendo os diques ocupados por árvores esparsas, remanescentes da vegetação original. Ocorrem áreas ocupadas ao longo da margem esquerda, paranaense. Algumas ilhas apresentam ainda vegetação arbórea, moderadamente explorada.
Lagoa do Osmar	Localização: 22°46' S; 53°19' W - Profundidade média: 1,13m - área: 0,006 ha; lagoa temporária localizada em uma ilha na calha do rio Paraná, apresenta vegetação terrestre em sua margem que impede a ação do vento na coluna de água, e reduzidos bancos de macrófitas aquáticas emersas e flutuantes; não apresenta comunicação com o rio, e se distancia de sua calha por 100m.
Lagoa das Garças	Localização: 22°43' S; 53°13' W - Profundidade média: 2,03m - área: 14,08ha; apresenta mata ciliar no seu entorno e extensos bancos multiespecíficos de macrófitas aquáticas em quase toda extensão de suas margens, com o predomínio de <i>Eichhornia azurea</i> , e bancos de macrófitas submersas; apresenta também comunicação com o rio através de um canal sinuoso com 5m de extensão.
Ressaco do Pau Vêio	Localização: 22°44' S; 53°15' W - Profundidade média: 1,8m – área: 3,0ha; comunica-se com a margem direita do rio Paraná. Seu comprimento é de 1.146,4m. Em sua margem direita ocorrem Ingás (<i>Inga uruguensis</i>) e campos de pastagem, além de <i>Croton</i> .
Sub-bacia do rio Ivinheima	
Rio Ivinheima	Localização: 22°47' S; 53°32' W - Profundidade média: 3,9m; apresenta vegetação diferenciada em suas margens que vai desde vegetação herbácea até a formação de extensas áreas com mata ripária em

	diferentes estágios de regeneração. Corre paralelo ao rio Paraná em seu curso inferior (área amostrada), conectando-se com o rio Baía pelo canal Curutuba e ao rio Paraná pelo canal Ipoitã e dois outros canais.
Lagoa Ventura	Localização: 22°51' S; 53°36' W - Profundidade média: 2,16m - área: 89,79ha; apresenta mata ciliar no seu entorno, e bancos multiespecíficos de macrófitas aquáticas em alguns trechos de suas margens, com o predomínio de <i>Eichhornia azurea</i> ; não apresenta comunicação com o rio e se distancia de sua calha por 200m.
Lagoa dos Patos	Localização: 22°49' S; 53°33' W - Profundidade média: 3,50m - área: 113,80ha; não apresenta grandes extensões de mata ciliar no seu entorno, e apresenta bancos multiespecíficos de macrófitas aquáticas em alguns trechos de suas margens, com o predomínio de <i>Eichhornia azurea</i> , e comunicação com o rio através de um canal sinuoso com 8m de extensão.
Canal Ipoitã	Localização: 22°50' S; 53°33' W. Canal sinuoso que liga o rio Paraná ao rio Ivinhema. Possui profundidade média de 3,2 m e suas margens são compostas de vegetação arbustiva-arbórea destacando-se a embaúba (<i>Cecropia pachystachya</i>).
Sub-bacia do rio Baía	
Rio Baía	Localização: 22°43' S; 53°17' W - Profundidade média: 3,2m. Apresenta largura variada e, trechos mais estreitos com diques mais altos ocupados pela vegetação ripária ou campos antropizados. Nos trechos mais largos, os diques são mais baixos e a vegetação é de campos inundados (várzea). Rio sinuoso e água moderadamente lótica. As amostragens foram realizadas em áreas mais largas, menos veloz e com macrófitas aquáticas e encostas ocupadas por gramíneas.
Lagoa Fechada	Localização: 22°42' S; 53°16' W - Profundidade média: 2,46m - área: 7,46ha; ausência de mata ciliar no seu entorno, e reduzidos bancos multiespecíficos de macrófitas aquáticas em suas margens, com o predomínio de <i>Eichhornia azurea</i> ; não apresenta comunicação com o rio e se distancia de sua calha por 100m. Entretanto, no período de cheia se conecta com o rio rapidamente devido à ausência de um elevado talude na margem do rio.
Lagoa do Guaraná	Localização: 22°43' S; 53°18' W - Profundidade média: 2,06m - área: 4,21ha; não apresenta mata ciliar em seu entorno e apresenta extensos bancos multiespecíficos de macrófitas aquáticas em quase toda extensão de suas margens, com o predomínio de <i>Eichhornia azurea</i> , e apresenta também comunicação com o rio através de um curto canal com 70m de extensão.
Canal Curutuba	Localização: 22°45' S; 53°21' W - Profundidade média: 2,7m; canal que liga o rio Baía ao rio Ivinhema. Suas margens apresentam vegetação arbustivo-arbórea, destacando-se <i>Cecropia pachystachya</i> e <i>Inga uruguensis</i> e alguns pontos predominam os tucuns (pequenas palmeiras).

3.2.2 Delineamento amostral e análise laboratorial

As amostragens foram realizadas trimestralmente, contemplando os períodos de cheia (fevereiro), vazante (junho), seca (setembro) e enchente (novembro) de cada ano, sendo utilizados os dados referentes às coletas dos anos de 2000 a 2012.

As amostras dos rotíferos foram obtidas à sub-superfície em um ponto na região central de cada ambiente, no período da manhã, com o auxílio de moto bomba, sendo filtrados 600 litros de água por amostra em uma rede de plâncton com 68 µm de abertura de malha. Ainda em campo, essas amostras foram armazenadas em frascos de polietileno, e fixadas com solução de formaldeído a 4%, tamponada com carbonato de cálcio.

Amostras de água para a análise das variáveis ambientais foram obtidas concomitantemente às amostragens dos rotíferos, sendo estas: temperatura (°C), oxigênio dissolvido (mg L⁻¹), pH, condutividade elétrica (µS cm⁻¹), alcalinidade (mEq.L⁻¹), turbidez

(NTU), material em suspensão total ($\mu\text{g L}^{-1}$), nitrato ($\mu\text{g L}^{-1}$), amônia ($\mu\text{g L}^{-1}$), fosfato ($\mu\text{g L}^{-1}$) e clorofila-a ($\mu\text{g L}^{-1}$). Essas variáveis foram selecionadas para determinar a variabilidade ambiental em cada ano, e a concentração de clorofila-a representou, ainda, a disponibilidade de alimento, por ser considerada na literatura como uma estimativa da biomassa fitoplanctônica.

A temperatura da água e o oxigênio dissolvido foram obtidos *in situ* com auxílio de um oxímetro digital portátil YSI, com termômetro acoplado. O pH e a condutividade elétrica foram medidos a partir de potenciômetro digital portátil (Digimed). A turbidez foi determinada a partir de turbidímetro digital portátil (Lamotte) e a alcalinidade foi através do método “Gran” (Carmouze, 1994). A concentração da matéria em suspensão total foi determinada por gravimetria (Teixeira et al., 1965), e as concentrações de nutrientes foram determinadas de acordo com as seguintes referências metodológicas: nitrato (Giné et al., 1980), amônia (Koroleff, 1976) e fosfato (Mackereth et al., 1978). A concentração de clorofila-a ($\mu\text{g L}^{-1}$) foi determinada a partir da filtração de alíquotas de água em filtros Whatman GF/F, sob baixa pressão ($< 0,5$ atm), e quantificada através da extração com acetona 90% e leitura com espectrofotômetro a 663 nm, aplicando-se a correção para outros compostos dissolvidos e turbidez (Golterman et al., 1978).

A identificação das espécies de rotíferos foi realizada segundo bibliografia especializada (Koste, 1978; Segers, 1995; Nogrady e Segers, 2002). A abundância dos rotíferos (ind m^{-3}) foi determinada a partir da análise de três sub-amostragens, obtidas com pipeta tipo Hensen-Stempell (2,5 mL). Foram contados, no mínimo, 50 indivíduos (Bottrell et al., 1976) em câmaras de Sedgewick-Rafter, sob microscópio óptico; entretanto, as amostras que apresentaram um reduzido número de indivíduos foram quantificadas na íntegra.

A frequência de ocorrência (FO) de *K. bostoniensis* foi determinada a partir do número de vezes em que a espécie ocorreu em cada ano de estudo (2000 a 2012), sendo que de acordo com o delineamento amostral, foram obtidas quatro amostragens por ano. Essa frequência foi calculada através da fórmula:

$$\text{FO (\%)} = \frac{\text{Número de ocorrências no ano}}{\text{Número total de amostragens no ano}} \times 100$$

3.2.3 Análise dos dados

Para determinar a variabilidade ambiental em cada ano (2000-2012) foi utilizado o teste de homogeneidade de dispersão multivariada (PERMIDISP; Anderson et al., 2006) com as variáveis limnológicas. Essa análise foi realizada com a distância euclidiana para padronização das variáveis limnológicas dos dados ambientais, e a distância média do grande centróide foi considerada como uma medida de variabilidade ambiental. Os anos que ocorrem a uma distância maior do centróide sugere maior variabilidade em relação aos demais anos. A significância das diferenças entre os anos foi estimada através de um teste de permutação dos resíduos dos mínimos quadrados com 999 randomizações (Borcard, 1992). Os dados foram transformados em $\log(x+1)$ e essa análise foi realizada no software R (R Development Core Team, 2012) com o pacote Vegan (Oksanen, 2007).

Com o objetivo de verificar se a variabilidade ambiental prediz a probabilidade de ocorrência de *K. bostoniensis*, foi realizada uma análise de regressão logística (Hosmer e Lemeshow, 1989), considerando a ocorrência (presença-ausência) da espécie como variável resposta e a variabilidade ambiental (distância média do centróide) como variável preditora.

A relação entre a abundância de *K. bostoniensis* e a variabilidade ambiental (distância média do centróide) foi verificada através de uma correlação de Spearman, visto o não atendimento dos pressupostos para a realização de uma análise paramétrica. Essas variáveis foram logaritimizadas ($\log(x+1)$) para minimizar as diferenças nos valores de abundância da espécie invasora.

A variabilidade da disponibilidade do recurso alimentar entre os anos foi avaliada a partir da significância de uma análise de variância (ANOVA one-way) com os dados de clorofila-a. Uma análise de regressão logística foi aplicada para testar a relação entre a ocorrência de *K. bostoniensis* e a concentração de clorofila-a, e uma correlação de Spearman, a relação entre a abundância dessa espécie e a mesma variável limnológica. As análises de regressão logística, a análise de variância e as correlações de Spearman foram realizadas no software Statistic 7.1 (Statsoft Inc., 2005), sendo significativos os valores de p menores que 0,05.

3.3 RESULTADOS

3.3.1 Ocorrência e abundância de *Kellicottia bostoniensis*

No decorrer da série temporal, *K. bostoniensis* apresentou maior frequência de ocorrência e abundância em 2001, seguido por 2002, e a partir desse período sua ocorrência e abundância foram variáveis, sendo registrada sua ausência em 2004, 2008 e 2009 (Fig. 2).

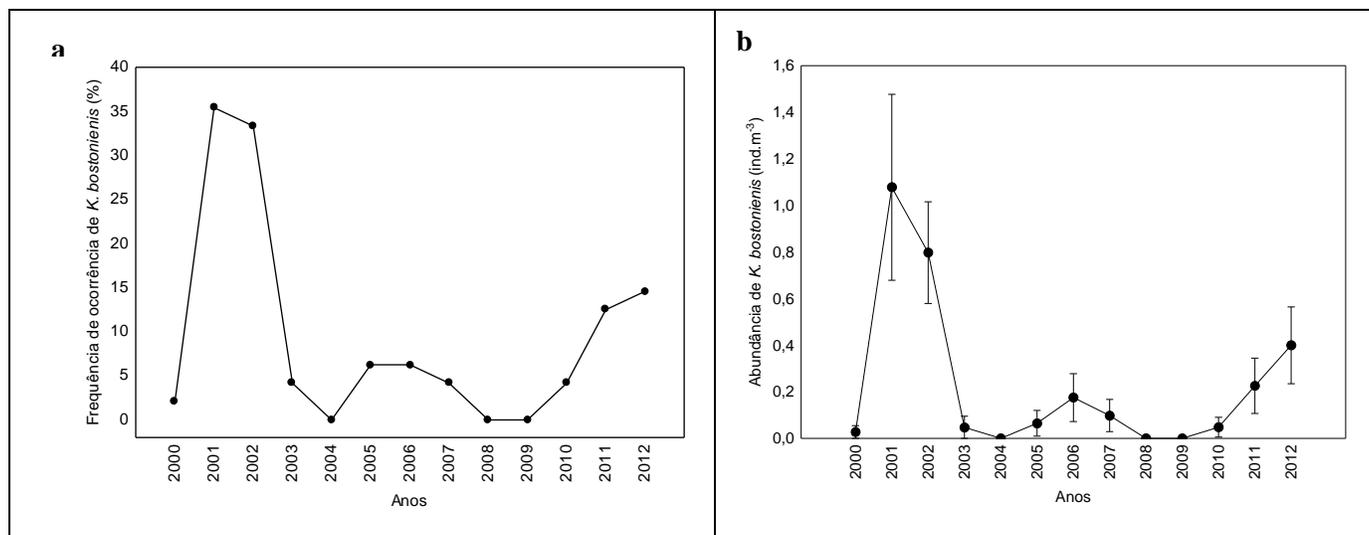


Fig. 2. Valores da frequência de ocorrência (a) e abundância média (ind.m⁻³) (média e erro padrão) (b) de *K. bostoniensis* registrados nos ambientes, durante os anos de 2000 a 2012.

3.3.2 Ocorrência e abundância de *K. bostoniensis*: variabilidade ambiental

A variabilidade ambiental das condições limnológicas nos diferentes ambientes, ao longo da série temporal, foi maior em 2000, 2009 e 2010, e menor, em 2002 e 2007 (Fig. 3a), e o teste de dispersão multivariado mostrou relação significativa desta variabilidade entre os anos (2000-2012) ($F=2,3138$; $p=0,011$).

Não foi constatada relação significativa entre a ocorrência total de *K. bostoniensis* e a variabilidade ambiental, através da análise de regressão logística (Qui-quadrado=1,037; $p=0,308$; coeficiente= -0,20; probabilidade= 0,86; McFaddens $\rho^2=0,003$), e nem com a sua abundância, como verificado pela correlação de Spearman ($r= -0,02$; $p>0,05$).

3.3.3 Ocorrência e abundância de *K. bostoniensis*: disponibilidade alimentar

A concentração de clorofila-a apresentou maiores valores em 2000, 2002 e 2007, e os menos, em 2008 e 2009, e nos demais anos, foi variável (Fig. 3b). A análise de variância mostrou diferença significativa da clorofila-a entre os anos ($F=2,258$; $p=0,009$) (Fig. 3b).

A ocorrência total de *K. bostoniensis* não apresentou relação significativa com a concentração de clorofila-a como constatado pela regressão logística (Qui-quadrado=1,43; $p=0,231$; coeficiente=0,44; probabilidade=1,55; McFaddens $\rho^2=0,004$), e nem a sua abundância, segundo a correlação de Spearman ($r=0,056$; $p>0,05$).

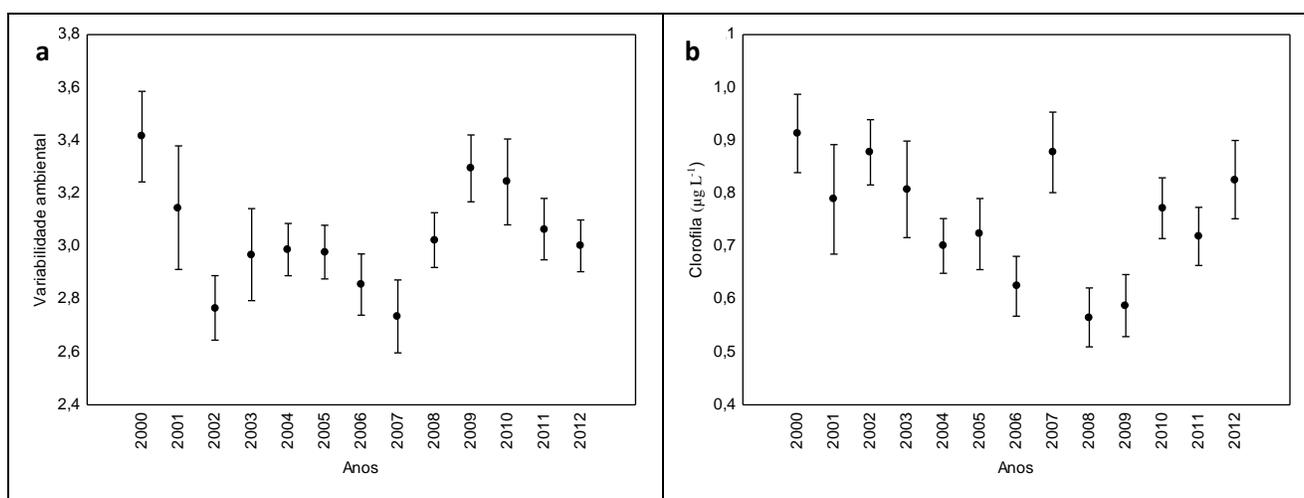


Fig. 3. Valores médios das variabilidades ambientais (a) e concentração de clorofila-a (b) constatados nos diferentes ambientes e em cada ano (ponto=média entre os ambientes; barra=erro padrão).

3.4 DISCUSSÃO

A variabilidade das condições ambientais não foi um fator determinante para a ocorrência de *K. bostoniensis* nos ambientes da planície, contrariando nossa expectativa, visto que a variabilidade ambiental pode ultrapassar a tolerância das espécies e produzir efeitos adversos na população (Shea e Chesson, 2002). Nesse sentido, as alterações decorrentes das variações ambientais podem favorecer a ocorrência das espécies invasoras através do aumento da oportunidade de nicho (recurso alimentar) (Shea e Chesson, 2002; Facon et al., 2006).

No entanto, nós observamos diferentes padrões de ocorrência de *K. bostoniensis* ao longo da série temporal, juntamente com a variabilidade das condições ambientais. As maiores ocorrências (total e por frequência de ocorrência) foram em 2001, ano com uma das maiores variabilidades das condições ambientais; já em 2002, a ocorrência da espécie permanece alta, mas constatamos uma menor variabilidade ambiental. Períodos de distúrbios, como as variações ambientais extremas, são citados por preceder e favorecer as invasões biológicas (Lodge, 1993; Lonsdale, 1999; Shea e Chesson, 2002). Assim, a maior variabilidade ambiental constatada em 2001 pode ser resultante da seca extrema, decorrente do evento climático La Niña (McPhadden, 2006). Durante esse período, a retração do corpo de água intensifica as interações bióticas como a competição e predação e, essas passam a ser preponderantes na estruturação das comunidades zooplanctônicas, enquanto que em períodos de inundação, que também podem ser extremas frente ao efeito do El Niño, as condições ambientais são os principais fatores que estruturam essas comunidades (Thomaz et al., 2007; Bonecker et al., 2011; Simões et al., 2012).

Neste sentido, a alta ocorrência e abundância de *K. bostoniensis* em 2001 (período extremo de seca) pode estar relacionado com a competição, pois a amplitude de seu nicho das espécies nativas é alterado e isso favorece a chegada e permanência da espécie invasora no ambiente. A sua permanência nos ambientes e em alta abundância em 2002, também, pode ser favorecida pelo aumento da conectividade hidrológica entre os ambientes (Bonecker et al., 2009), pois este ano esteve sobre o efeito do evento de El Niño. De acordo com Thomaz et al. (2007), uma maior conectividade entre os ambientes da planície de inundação estudada favorece a troca de propágulos e nutrientes.

A disponibilidade alimentar é um fator preponderante para o sucesso da invasão e está relacionada com a variabilidade das condições ambientais, a qual também torna o recurso alimentar variável, ao longo do tempo (Davis et al., 2000). Períodos com maior disponibilidade alimentar favorecem a coexistência de espécies nativas e invasoras (Burns, 2013). Entretanto, nosso estudo não constatou relação entre a ocorrência total e a abundância de *K. bostoniensis* e a disponibilidade alimentar, sugerido pela concentração de clorofila-a (indicativo da biomassa fitoplanctônica). Isso sugere que a espécie utilizou outros recursos alimentares, tais como bactérias, flagelados e ciliados. Esses organismos são citados como importantes itens na dieta de rotíferos filtradores, tais como os pertencentes a família Brachionidae (Bogdan e Gilbert, 1982; Arndt, 1993). A espécie invasora é caracterizada como filtradora de pequenas partículas (até 25

µm) em suspensão, incluindo detritos (Pourriot, 1977), que podem trazer bactérias aderidas. De acordo com Rodrigues et al. (2009), em períodos de La Niña há o predomínio de cianobactérias nos ambientes da planície estudada, e nos de El Niño, de diatomáceas e criptomonas. Esses eventos climáticos, respectivamente, coincidem com os anos de 2001 e 2002, quando *K. bostoniensis* apresentou maior ocorrência total, frequência de ocorrência e abundância, ressaltando que o fitoplâncton pode não ter sido o seu recurso alimentar preferencial. Segers (2008) comenta que a ampla plasticidade alimentar dos rotíferos, em geral, é que os torna tão diversos e abundantes nos ambientes aquáticos.

O aumento da quantidade dos recursos alimentares nos ambientes pode ser decorrente de uma maior produção do recurso e/ou uma menor utilização destes pelas espécies nativas, e o aumento de sua heterogeneidade possibilita a coexistência de espécies com diferentes requerimentos alimentares (Shea e Chesson, 2002; Melbourne et al., 2007), favorecendo, assim, o desenvolvimento, também, de populações da espécie invasora. Estudos realizados por Bonecker e Aoyagui (2005) apontaram relação significativa entre a abundância de alguns braquionídeos e as bactérias presentes no ambiente, e Arndt (1993) já considerava as bactérias, flagelados heterotróficos e pequenos ciliados como grande parte dos recursos utilizados pelos rotíferos.

A ausência de relação entre a abundância de *K. bostoniensis* e a variabilidade ambiental e disponibilidade do alimento é importante, no sentido de que altas abundâncias podem ser um indicativo do estabelecimento da espécie no ambiente. Segundo Shea e Chesson (2002), a espécie invasora deve ser capaz de aumentar a sua abundância no local invadido, e a forma com que a espécie responde à variabilidade ambiental determina a sua habilidade de invasão, sua posterior dispersão para os demais locais e seu efeito sobre as demais comunidades.

Drake et al. (2006), em um estudo que avaliou o estabelecimento de uma espécie invasora de cladóceros (*Bythotrephes longimanus*) em lagos da América do Norte, constataram que a variabilidade ambiental e a estocasticidade demográfica não podem explicar as baixas taxas de estabelecimento dessa espécie, enquanto que as variações ambientais sazonais foram filtros ambientais que determinaram as falhas na invasão do cladóceros. Dessa forma, as variações hidrológicas naturais, como verificadas na planície de inundação do alto rio Paraná, são importantes fatores para a estruturação das comunidades e podem dificultar a invasão de *K.*

bostoniensis; no entanto, períodos de distúrbios contribuem para o aumento da invasão de espécies alterando a invasibilidade desses locais.

Nesse sentido, a conservação da dinâmica do pulso de inundação é uma importante estratégia para manter a variabilidade ambiental natural do ecossistema, no qual as comunidades nativas já estão adaptadas, e qualquer alteração que afeta essa variabilidade predispõe o ambiente ao aumento das invasões biológicas.

REFERÊNCIAS

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. *Ecohydrol. Hydrobiol.* 4, 255-268.

Anderson, M.J., Ellingsen, K.E., McArdle, B.H., 2006. Multivariate as a measure of beta diversity. *Ecol. Lett.* 9, 683-693.

Arndt, H., 1993. Rotifers as predators on components of the microbial web (bactéria, heterotrophic flagellates, ciliates) - a review. *Hydrobiologia* 255, 231-246.

Arnemo, R., Berzins, B., Gronberg, B., Mellgren, I., 1968. The dispersal in Swedish waters of *Kellicottia bostoniensis* (Rousselet) (Rotatoria). *Oikos* 19, 351-358.

Bezerra-Neto, J.F., Aguila, L.A., Landa, G.G., Pinto-Coelho, R.M., 2004. The exotic rotifer *Kellicottia bostoniensis* (Rousselet, 1908) (Rotifera: Brachionidae) in the zooplankton community in a tropical reservoir. *Lundiana* 5, 151-153.

Blackburn, T.M., Duncan, R.P., 2001. Determinants of establishment success in introduced birds. *Nature* 414, 195-197.

Bogdan, K.G., Gilbert, J.J., 1982. Seasonal patterns of feeding by natural populations of *Keratella*, *Polyarthra*, and *Bosmina*: clearance rates, selectivities, and contributions to community grazing. *Limnol. Oceanogr.* 27, 918-934.

Bonecker, C.C., Aoyagui, A.S.M., 2005. Relationships between rotifers, phytoplankton and bacterioplankton in the Corumbá reservoir, Goiás state, Brazil. *Hydrobiologia* 546, 415-421.

Bonecker, C.C., Aoyagui, A.S.M., Santos, R.M., 2009. The impact of impoundment on the rotifer communities in two tropical floodplain environments: interannual pulse variations. *Braz. J. Biol.* 69, 529-537.

Bonecker, C.C., Azevedo, F., Simões, N.R., 2011. Zooplankton body-size structure and biomass in tropical floodplain lakes: relationship with planktivorous fishes. *Acta Limnol. Bras.* 23(3), 217-228.

Borcard, D., Legendre, P., Drapeau, P., 1992. Partialling out the spatial component of ecological variation. *Ecology* 73, 1045-1055.

Bottrell, H.H., Duncan, A., Gliwicz, Z.M., Grygierek, E., Herzig, A., Hillbricht-Ilkowska, A., Kurasawa, H., Larsson, P., Weglenska, T., 1976. A review of some problems in zooplankton production studies. *Norw. J. Zool.* 24, 419-456.

Burns, C.W., 2013. Predictors of invasion success by *Daphnia* species: influence of food, temperature and species identity. *Biol Invasions* 15, 859–869.

Carmouze, J.P., 1994. *O Metabolismo dos Ecossistemas Aquáticos*. Edgard Blucher/SBL/FAPESP, São Paulo.

Davis, M.A., Grime, J.P., Thompson, K., 2000. Fluctuating resources in plant communities: a general theory of invisibility. *J. Ecol.* 88, 528-534.

Drake, J.M., Drury, K.L.S., Lodge, D.M., Blukacz, A., Yan, N.D., Dwyer, G., 2006. Demographic stochasticity, environmental variability, and windows of invasion risk for *Bythotrephes longimanus* in North America. *Biol. Invasions* 8, 843-861.

Edmonson, W.T., 1959. *Freshwater Biology*. John Wiley, New York.

Elton, C.S., 1958. *The Ecology of Invasions by Animals and Plants*. Methuen, London. Reprinted 2000 by The University of Chicago Press, Chicago.

Facon, B., Genton, B.J., Shykoff, J., Jarne, P., Estoup, A., David, P., 2006. A general ecoevolutionary framework for understanding bioinvasions. *Trends Ecol. Evol.* 21, 130-135.

Giné, M.F., Bergamim, H., Zagatto, E.A.G., Reis, B.F., 1980. Simultaneous determination of nitrate and nitrite by flow injection analysis. *Anal. Chim. Acta* 114, 191-197.

Golterman, H.L., Clymo, R.S., Ohnstad, M.A.M., 1978. *Methods for physical and chemical analysis of freshwaters*, second ed. Blackwell Scientific Publications, Oxford.

Hosmer, D.W., Lemeshow, S., 1989. *Applied Logistic Regression*. John Wiley, New York.

José De Paggi, J., Paggi, J.C., 2007. Zooplankton, in: Iriondo, M.H., Paggi, J.C., Parma, M.J. (Eds.), *The Middle Paraná River: Limnology of a Subtropical Wetland*. Springer, New York, pp. 229-245.

José De Paggi, S.J., 2002. New data on the distribution of *Kellicottia bostoniensis* (Rousselet, 1908) (Rotifera: Monogononta: Brachionidae): Its presence in Argentina. *Zool. Anz.* 241, 363–368.

Junk, W., Bayley, P., Sparks, R., 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 106, 110-127.

Koroleff, K.J.H., 1976. Determination of ammonia, in: Grasshoff, E., Kremling, E. (Eds.), *Methods of seawater analysis*. Verlag Chemie Weinheim, New York, pp. 181.

Koste, W., 1978. *Rotatoria Die Rädertiere Mitteleuropas* begründet von Max Voigt-Monogononta. 2. Auflage neubearbeitet von Walter Koste. Gebrüder Borntraeger, Berlin.

Lansac-Tôha, F.A., Bonecker, C.C., Velho, L.F.M., Simões, N.R., Dias, J.D., Alves, G.M., Takahashi, E.M., 2009. Biodiversity of zooplankton communities in the Upper Paraná River floodplain: interannual variation from long-term studies. *Braz. J. Biol.* 69(2 Suppl.), 539-549.

Li, W., Stevens, M.H.H., 2012. Fluctuating resource availability increases invasibility in microbial microcosms. *Oikos* 121, 435-441.

Lodge, D.M., 1993. Biological invasions: lessons for ecology. *Trends Ecol. Evol.* 8, 133-137.

Lonsdale, W.M., 1999. Global patterns of plant invasions and the concept of invisibility. *Ecology* 80, 1522-1536.

Mackereth, F.J.H., Heron, J., Talling, J.F., 1978. Water analysis: some revised methods for limnologists. *Freshw. Biol. Assoc. Sci.* 36, 117.

McPhaden, M.J., Zebiak, S.E., Glantz, M.H., 2006. El Niño as an integrating concept in earth science. *Science* 314, 1740-1745.

Melbourne, B.A., Cornell, H.V., Davies, K.F., Dugaw, C.J., Elmendorf, S., Freestone, A.L., Hall, R.J., Harrison, S., Hastings, A., Holland, M., Holyoak, M., Lambrinos, J., Moore, K., Yokomizo, H., 2007. Invasion in a heterogeneous world: resistance, coexistence or hostile takeover? *Ecol. Lett.* 10, 77-94.

Moyle, P.B., Light, T., 1996. Biological invasion of freshwater: empirical rules and assembly theory. *Biol. Conserv.* 78, 149-161.

Neiff, J., 1990. Ideas para la interpretación ecológica del Paraná. *Interciencia* 15, 424-441.

Nogrady, T., Segers, H., 2002. Rotifera: Asplanchnidae, Gastropodidae, Lintiidae, Microcodidae, Synchaetidae, Trochosphaeridae and Filinia. *Guide to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World*, Vol. 6. Backhuys Publishers 18, Leiden.

Oksanen, J., Blanchet, F.G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P.R., O'Hara, R.B., Simpson, G.L., Solymos, P., Stevens, M.H.H., Wagner, H., 2012. *Vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.0-6. URL: <http://vegan.r-forge.r-project.org/>.

Pourriot, R., 1977. Food and feeding habits of rotifera. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergeb. Limnol.* 8, 243-260.

R Development Core Team, 2012. *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL: <http://www.R-project.org>.

Roberto, M.C., Santana, N.F., Thomaz, S.M., 2009. Limnology in the Upper Paraná River floodplain: large-scale spatial and temporal patterns, and the influence of reservoirs. *Braz. J. Biol.* 69(2, Suppl.), 717-725.

Rodrigues, L.C., Train, S., Bovo-Scomparin, V.M., Jati, S., Borsalli, C.C.J., Marengoni, E., 2009. Interannual variability of phytoplankton in the main rivers of the Upper Paraná River floodplain, Brazil: influence of upstream reservoirs. *Braz. J. Biol.* 69, 501-516.

Segers, H., 1995. *Rotifera: the Lecanidae (Monogonta)*. The Hague: SPB Academic. *Guides to the identification of the micro invertebrates of the continental water of the world*. SPB - The Hague, Holland.

Segers, H., 2008. Global diversity of rotifers (Rotifera) in freshwater. *Hydrobiologia* 595, 49-59.

Shea, K., Chesson, P., 2002. Community ecology as framework for biological invasions. *Trends Ecol. Evol.* 17, 170-176.

Simões, N.R., Lansac-Tôha, F.A., Velho, L.F.M., Bonecker, C.C., 2012. Intra and inter-annual structure of zooplankton communities in floodplain lakes: A long-term ecological research study. *Rev. Biol. Trop.* 60(4), 1819-1836.

Souza-filho, E.E., Stevaux, J.C., 2002. Locais de Amostragem, in: Agostinho, A.A., Thomaz, S.M., Nakatani, K., Julio-Junior, H.F., Antônio, R.R., Luz, K.D.G., Zavadski, F.C., Pereira, J.L.L. (Eds.), *A Planície Alagável do Alto Rio Paraná: Estrutura e Processos Ambientais. Relatório Técnico Peld/CNPQ*, Maringá, pp. 7-13.

Statsoft Incorporation, 2005. *Statistic, data analysis software system, Version 7.1.* Statistic, Tusla.

Teixeira, C., Tundisi, J.G., Kutner, M.B., 1965. Plankton studies in a mangrove IV: size fraction of phytoplankton. *Bol. Inst. Oceanogr.* 26, 39-42.

Thomaz, S.M., Bini, L.M., Bozelli, R.L., 2007. Floods increase similarity among aquatic habitats in river-floodplain systems. *Hydrobiologia* 579(1), 1-13.

Zenni, R.D., Nuñez, M.A., 2013. The elephant in the room: the role of failed invasions in understanding invasion biology. *Oikos* 122, 801-815.

4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Considerando a importância dos rotíferos para a diversidade biológica em ambientes dulcícolas, e as poucas informações disponíveis a respeito das espécies invasoras pertencentes a esse grupo, esse foi o primeiro estudo sobre a ocorrência do rotífero invasor *Kellicottia bostoniensis* na planície de inundação do alto rio Paraná. Assim, esse estudo permitiu uma melhor compreensão a respeito da influência dos componentes bióticos e abióticos desse sistema que se relacionam à ocorrência desta espécie. Apesar da ocorrência ainda restrita nos ambientes dessa planície, as altas abundâncias que a espécie apresentou em determinados períodos, juntamente com a sua capacidade de tolerar uma ampla gama de condições ambientais, indicaram que a mesma apresenta potencial para a invasão. Considerando ainda que a maior ocorrência e abundância foram registradas em anos com influência de eventos climáticos, destaca-se a importância dos estudos que abordem a invasão de espécies em uma ampla escala temporal, o que certamente propiciará um melhor entendimento a respeito dos padrões observados.