

**UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ  
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA**

**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM  
ECOLOGIA DE AMBIENTES AQUÁTICOS  
CONTINENTAIS**

***DIVERSIDADE DE ROTÍFEROS NA  
PLANÍCIE DE INUNDAÇÃO DO ALTO  
RIO PARANÁ (PR/MS-BRASIL)***

**ANDERSON SETSUO MIYASHIRO AOYAGUI**

**Maringá/Paraná**

**2007**

# **Livros Grátis**

<http://www.livrosgratis.com.br>

Milhares de livros grátis para download.

**ANDERSON SETSUO MIYASHIRO AOYAGUI**

***DIVERSIDADE DE ROTÍFEROS NA PLANÍCIE DE  
INUNDAÇÃO DO ALTO RIO PARANÁ (PR/MS-  
BRASIL)***

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 parte dos requisitos para a obtenção do título de Doutor em Ciências Ambientais.

Orientadora: Prof. Dra. Cláudia Costa Bonecker

**Maringá/Paraná**

**2007**

Dedicatória:

*Aos meus pais, pelo amor, à  
Claudinha e à Érica pela formação  
acadêmica e amizade*

## **Agradecimentos**

*“Nenhum caminho é longo demais  
quando um amigo nos acompanha”  
(autor desconhecido)*

*Aos meus pais pelo imenso amor e graça por me apoiarem nos momentos mais difíceis, para que nunca desistisse;*

*Aos meus irmãos por terem me apoiado quando vim estudar em Maringá;*

*À Érica Mayumi Takahashi, pela grande demonstração de amizade durante todos esses anos que morei em Maringá, com carinho, serei sempre grato;*

*À professora Cláudia Costa Bonecker, pela orientação, apoio, amizade, compreensão e confiança;*

*À Mariza Yuri Nagae, também, pelo carinho e amizade;*

*Ao professores Fábio Amodêo Lansac Tôha e Luiz Felipe Machado Velho pela confiança e apoio;*

*Aos amigos do laboratório de zooplâncton: Juliana, Gustavo, Ciro, Leandro, Geziele, Fábio, Fabiana, pelos momentos de alegria em laboratório,*

*Aos professores, amigos da pós e laboratórios do Nupélia, que além da amizade, ajudaram nas coletas de campo, e, adicionalmente, com sugestões para a melhoria deste trabalho;*

*Ao núcleo de pesquisa em Limnologia, Ictiologia e Aqüicultura (Nupélia) pelas facilidades concedidas durante a elaboração deste trabalho;*

*À CAPES pela ajuda financeira sem a qual seria muito difícil o desenvolvimento deste trabalho;*

*À todos que de alguma forma tenham contribuído para o desenvolvimento deste trabalho e àqueles amigos que fizeram parte de minha vida e, que injustamente, tenha esquecido de citar, pois a amizade é uma das coisas que mais estimo.*

Os trabalhos apresentados nessa tese foram elaborados conforme as regras da revista **Hydrobiologia**

## SUMÁRIO

### **Capítulo 1: *Variações interanuais da diversidade da assembléia de rotíferos em um rio e uma lagoa da planície de inundação do alto rio Paraná (PR/MS – Brasil).***

Resumo.....	1
Abstract.....	1
Introdução.....	2
Área de Estudo.....	5
Materiais e Métodos.....	7
Resultados.....	9
Regime hidrológico.....	9
Composição da assembléia.....	11
Diversidade $\alpha$ da assembléia.....	14
Riqueza de espécies da assembléia.....	15
Abundância da assembléia.....	17
Relação riqueza de espécies e abundância da assembléia.....	19
Diversidade de espécies da assembléia.....	20
Diversidade e persistência das espécies na assembléia.....	21
Estabilidade da assembléia de rotíferos.....	22
Diversidade $\beta_1$ e $\beta_2$ da assembléia.....	25
Discussão.....	26
Considerações Finais.....	34
Referências Bibliográficas.....	35
Anexo.....	42

### **Capítulo 2: *Varição espacial da diversidade da assembléia de rotíferos nos diferentes ambientes e sistemas da planície de inundação do alto rio Paraná (PR/SP), Brasil.***

Resumo.....	1
Abstract.....	1
Introdução.....	2
Área de Estudo.....	4
Materiais e Métodos.....	7
Resultados.....	10

Regime hidrológico.....	10
Composição da assembléia.....	11
Diversidade $\alpha$ da assembléia.....	16
Riqueza de espécies da assembléia.....	18
Abundância da assembléia.....	20
Diversidade específica da assembléia.....	21
Equitabilidade da assembléia.....	23
Diversidade $\beta_1$ e $\beta_2$ da assembléia.....	25
Varição limnológica dos ambientes.....	26
Padrão de distribuição das espécies nos ambientes.....	27
Relação entre o padrão de distribuição das espécies e a variação limnológica dos ambientes.....	29
Discussão.....	30
Considerações Finais.....	39
Referências Bibliográficas.....	39
Anexo.....	46

**Capítulo 3: *Varição da diversidade da assembléia de rotíferos nas regiões pelágica e litorânea de seis ambientes da planície de inundação do alto rio Paraná (PR/MS), Brasil.***

Resumo.....	1
Abstract.....	1
Introdução.....	2
Área de Estudo.....	5
Materiais e Métodos.....	8
Resultados.....	11
Regime hidrológico.....	11
Composição da assembléia.....	12
Diversidade $\alpha$ da assembléia.....	16
Riqueza de espécies da assembléia.....	17
Abundância da assembléia.....	19
Diversidade específica da assembléia.....	21
Equitabilidade da assembléia.....	23
Diversidade $\beta_1$ e $\beta_2$ da assembléia.....	24
Padrão de distribuição das espécies nas regiões e nos ambientes .....	25



Relação entre a riqueza específica, abundância e o padrão de distribuição das espécies e a variação limnológica nas regiões e nos ambientes.....	27
Discussão.....	28
Considerações Finais.....	36
Referências Bibliográficas.....	37
Anexo.....	43

## Apresentação Geral

O presente estudo procurou obter maiores informações sobre a diversidade da assembléia de rotíferos na planície de inundação do alto rio Paraná (MS/PR), e foi elaborado a partir de três capítulos.

No primeiro capítulo foi pressuposto que a diversidade e persistência de espécies da assembléia de rotíferos, bem como a alteração de sua composição, em dois ambientes da planície de inundação do alto rio Paraná, é menor após a construção de um reservatório a montante, e a estabilidade da assembléia, nesses ambientes, não é mantida após o barramento do rio. As amostragens dos rotíferos foram realizadas trimestralmente na região pelágica do rio Baía e lagoa do Guaraná, com auxílio de moto-bomba e rede de plâncton (68  $\mu\text{m}$ ), sendo filtrados 1000 L por amostra. Os rotíferos foram representados por 151 espécies, sendo registradas 11 novas ocorrências de espécies para a planície de inundação. Foi observado um impacto na riqueza de espécies e abundância da assembléia logo após a construção do reservatório, sendo que a mesma se restabeleceu a partir do aumento do nível fluviométrico e vazão do rio Paraná, que caracterizou a maior conectividade entre esse rio e a planície, e propiciou uma maior homogeneização faunística. A redução muito drástica da vazão do rio Paraná, constatada dois anos após o fechamento do reservatório, não foi influente na abundância da assembléia, sendo que a ausência de diluição da mesma e a menor conectividade entre os ambientes propiciaram uma menor perda de organismos. A manutenção do fluxo de água na planície e as diferenças do regime hidrológico foram fatores preponderantes para manutenção da diversidade dos rotíferos. A assembléia apresentou, nos dois ambientes, certo grau de resiliência e resistência frente ao distúrbio da desconectividade fluvial da planície de inundação, principalmente na lagoa, onde foi constatada uma estabilidade significativa das espécies entre as fases anterior e posterior ao barramento. Além disso, nessa última fase a assembléia também apresentou estabilidade interanual tanto no rio como na lagoa. Foi possível sugerir, ainda, que, após quatro anos (2002) da construção do reservatório, a assembléia de rotíferos no rio e na lagoa encontra-se estruturalmente estável, embora somente 5 espécies tenham persistido nos dois ambientes, ao longo de todo o período de estudo.

No segundo capítulo, foi pressuposto que (i) a estrutura da assembléia de rotíferos, a partir de sua riqueza de espécies, abundância, diversidades  $\alpha$ ,  $\beta_1$  e  $\beta_2$ , diversidade específica é maior nos rios e nas lagoas fechadas, além (ii) desses atributos e dos padrões de distribuição das espécies serem distintos nos diferentes tipos de ambientes e sistemas estudados. O estudo foi realizado, trimestralmente, em 36 ambientes (lagoas abertas, lagoas fechadas, ressacos, rios e canais) localizados nos principais sistemas da planície de inundação, em 2000 e 2001. As amostragens dos rotíferos foram efetuadas na região pelágica desses ambientes, com auxílio de moto-bomba e rede de plâncton (68 $\mu\text{m}$ ) (1000 L/amostra). Algumas variáveis limnológicas também foram amostradas com a mesma estratégia e periodicidade. Os resultados obtidos nesse estudo mostraram que o sistema Paraná, incluindo as diferentes lagoas, o canal Cortado e o principal rio da planície, bem como suas características limnológicas foram determinantes na estrutura da assembléia de rotíferos quanto a riqueza e a abundância de espécies. Por outro lado, o sistema Baía, considerando o canal, foi influente nos resultados de diversidade específica da assembléia. A dinâmica da assembléia esteve relacionada com a ausência de cheias intensas e prolongada tendo em vista que os valores do nível fluviométrico permaneceram abaixo do valor de alagamento, durante todo o período de estudo. Esse fato também mostrou que a alteração da composição da assembléia esteve relacionada principalmente com a heterogeneidade espacial do que a temporal. Pode se observar, ainda, que a ocorrência e a abundância das espécies foram descritoras

da variabilidade espacial dos ambientes e sistemas estudados, especialmente de uma espécie de Brachionidae e outra de Trichocercidae.

E finalmente, o terceiro estudo teve como pressuposto que a maior riqueza de espécies, diversidade  $\alpha$ , diversidade específica da assembléia de rotíferos ocorre na região litorânea, e a abundância das espécies, equitabilidade e a diversidade  $\beta$ , na região pelágica de diferentes ambientes da planície de inundação. Esse padrão foi esperado para todos os ambientes, nos dois anos de estudo, embora o padrão de distribuição das espécies seja distinto entre os ambientes. Os rotíferos foram amostrados trimestralmente em 2000, e semestralmente em 2003, à superfície das regiões litorânea e pelágica de 6 ambientes (2 rios: Baía e Ivinheima, 2 lagoas abertas: lagoa do Guaraná e lagoa dos Patos, e 2 lagoas fechadas: lagoa Ventura e lagoa Fechada), com auxílio de moto-bomba e rede de plâncton (68  $\mu\text{m}$ ), sendo filtrados 1000 litros de água por amostra. Concomitantemente a essas amostragens, a temperatura da água ( $^{\circ}\text{C}$ ), oxigênio dissolvido ( $\text{mg L}^{-1}$ ), condutividade elétrica ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ ) e pH foram medidos. Os maiores valores de diversidade  $\alpha$ , riqueza de espécies e diversidade específica foram registrados na região litorânea, embora não no mesmo tipo de ambiente. A equitabilidade e a diversidade  $\beta_1$  da assembléia apresentaram maiores valores na região pelágica, porém em distintos tipos de ambiente. Por outro lado, a abundância das espécies foi maior na região litorânea das lagoas fechadas. O padrão de distribuição das espécies caracterizou a heterogeneidade espacial dos ambientes. Todos os atributos da assembléia também variaram entre os anos estudados, sendo que os maiores valores foram registrados em 2003. A riqueza de espécies esteve correlacionada direta e significativamente com a temperatura da água, e a abundância, inversa e significativamente com a condutividade elétrica. Além disso, os padrões de distribuição das espécies, ao longo da DCA 1, estiveram direta e significativamente relacionados com o oxigênio dissolvido e a temperatura da água. Os resultados sugerem que a hidrodinâmica dos ambientes, bem como a conectividade entre eles, foram preponderantes na estruturação e dinâmica da assembléia de rotíferos nos ambientes estudados. Além disso, a presença de períodos com maiores e menores níveis fluviométricos também foi importante, tendo em vista que os maiores valores dos atributos da assembléia foram constatados no ano que apresentou a maior variação de nível fluviométrico do rio Paraná. Nesse sentido, a ocorrência dos períodos de cheia e seca é imprescindível para manutenção da diversidade de rotíferos, pelo menos, nesses ambientes da planície de inundação do alto rio Paraná.

Com base nos três estudos foi possível sugerir que a diversidade de rotíferos, em alguns ambientes da planície de inundação do alto rio Paraná, foi alterada com a formação do reservatório de Porto Primavera, a partir do momento que as atividades de manejo do reservatório influenciaram a ocorrência e a duração dos períodos de cheia e seca na planície. Outros fatores regionais, como a pluviosidade da região e a vazão do rio Paraná também apresentaram relação com a estrutura e dinâmica da assembléia. Além disso, alguns fatores locais, como a presença de macrófitas aquáticas, na região litorânea dos ambientes, temperatura da água e oxigênio dissolvido na coluna de água, hidrodinâmica e conectividade dos ambientes, determinaram, ainda, os padrões de diversidade das espécies de rotíferos.

## **Capítulo 1**

---

***Variações interanuais da diversidade da assembléia de rotíferos em um rio e uma lagoa da planície de inundação do alto rio Paraná (PR/MS – Brasil).***



## ***Variações interanuais da diversidade da assembléia de rotíferos em um rio e uma lagoa da planície de inundação do alto rio Paraná (PR/MS – Brasil).***

### **Resumo**

Planícies de inundação são ecossistemas complexos e dinâmicos, com expressiva arquitetura ambiental e sazonalidade associada a grandes rios, apresentando uma elevada biodiversidade. Nesses ecossistemas, a construção de reservatórios causa mudanças no regime hidrológico do sistema, alterando a sua dinâmica e, conseqüentemente, diversidade das assembléias aquáticas. Foi pressuposto que a diversidade e persistência de espécies da assembléia de rotíferos, bem como a alteração de sua composição, em dois ambientes da planície de inundação do Alto rio Paraná, é menor após a construção de um reservatório a montante, além da perda da estabilidade da assembléia, nesses ambientes, após o barramento do rio. As amostragens dos rotíferos foram realizadas trimestralmente na região pelágica do rio Baía e lagoa do Guaraná, com auxílio de moto-bomba e rede de plâncton (68 µm), sendo filtrados 1000 L/amostra. Os rotíferos foram representados por 150 espécies, sendo registradas 9 novas ocorrências de espécies para a planície de inundação. Foi observada uma redução na riqueza de espécies e abundância da assembléia logo após a construção do reservatório, sendo que a mesma se restabeleceu a partir do aumento do nível fluviométrico e vazão do rio Paraná, que caracterizou a maior conectividade entre esse rio e a planície, e propiciou uma maior homogeneização faunística. A redução muito drástica da vazão do rio Paraná, constatada dois anos após o fechamento do reservatório, não foi influente na abundância da assembléia, sendo que a ausência de diluição da mesma e a menor conectividade entre os ambientes favoreceram um menor transporte de organismos. A manutenção do fluxo de água na planície e as diferenças do regime hidrológico foram fatores preponderantes para manutenção da diversidade dos rotíferos. A assembléia apresentou, nos dois ambientes, certo grau de resiliência e resistência frente ao distúrbio da desconectividade fluvial da planície de inundação, principalmente na lagoa, onde foi constatada uma estabilidade significativa das espécies entre as fases anterior e posterior ao barramento. Além disso, nessa última fase a assembléia também apresentou estabilidade interanual tanto no rio como na lagoa. Foi possível sugerir, ainda, que, após quatro anos (2002) da construção do reservatório, a assembléia de rotíferos no rio e na lagoa encontra-se estruturalmente estável, embora somente 5 espécies tenham persistido nos dois ambientes, ao longo de todo o período de estudo.

*Palavras-chave:* rotíferos, diversidade, persistência, estabilidade, variação interanual, planície de inundação, rio Paraná, Brasil.

### **Abstract**

Floodplains are complex and dynamic ecosystems with remarkable environmental architecture and seasonality, associated with large rivers, presenting high biodiversity. In these ecosystems, reservoirs construction alters the system hydrological regime, modifying their dynamic, and consequently their aquatic assemblages diversity. It was assumed that diversity and persistence of rotifer species, as well as changes in their

composition, in two environments of the Upper Paraná river floodplain, is lower after the reservoir construction, located upstream; and the assemblage stability within environments is not maintained after river damming. The rotifers samples were carried out every three months at the surface in the open water in the Guaraná lagoon and Baía river, with a motorized pump and filtered through a 68  $\mu\text{m}$  plankton net. One thousand liters were filtered per sample. Rotifers were represented by 150 species, 9 new occurrences for this floodplain were recorded. An impact on the species richness and abundance was observed soon after reservoir construction; afterwards species richness was re-established with the increase of fluviometric level and flow of Paraná river, which characterized the highest connectivity between this river and its floodplain, and provided a higher faunistic homogenization. A very drastic decrease of Paraná river flow, evidenced after two years from the river damming, did not influence on species abundance, since the dilution absence and lower connectivity between environments provided a lower organisms loss. The water flow maintenance in the floodplain and the differences of hydrological regime were preponderant factors to maintaining rotifers diversity. Within the two environments, assemblages presented a slight degree of resilience and resistance face to the disturbance of fluvial disconnectivity from floodplain, mainly in the lagoon, where a significant stability of species was evidenced between previous and later phases of the damming. Moreover, in this last phase, the assemblage also presented inter-annual stability both in the river as in the lagoon. It was possible to suggest that, even after four years (2002) of the reservoir construction, rotifers assemblage in the river and in the lagoon is found structurally stable; although only five species have been persisted in both environments throughout the study period.

*Key words:* rotifer, diversity, persistence, stability, inter-annual variation, floodplain, Paraná river, Brazil.

## **Introdução**

Planícies de inundação são ecossistemas dinâmicos e com notável complexidade ambiental, com lagos, canais e áreas alagáveis associadas a grandes rios. Nesses ecossistemas, ocorre o predomínio de distúrbios periódicos, caracterizados pela variabilidade no regime hidrológico do rio principal. Com base nessas características espaciais e temporais, é possível registrar, nesse ecossistema, uma elevada diversidade das assembléias aquáticas (Junk et al., 1989; Beeby, 1993; Ward et al., 1999).

O pulso de inundação, proporcionado pela alteração no nível fluviométrico, representa uma importante modificação ocorrente na planície de inundação do alto rio Paraná. Este processo determina o fluxo de matéria e energia, em pulsos caracterizados por períodos de seca e cheia, que constituem duas fases distintas, limnofase e potamofase, respectivamente, sendo responsável pela manutenção da integridade ecológica desse dinâmico ecossistema (Neiff, 1990).

Como a maior parte do país está localizada na região tropical e seus rios são predominantemente perenes, a planície de inundação em estudo apresenta uma marcante variabilidade temporal dos fatores bióticos e abióticos, estando associada às alterações dos níveis fluviométricos, apresentando cheias no verão e estiagens no inverno (Neiff, 1990; Canevari et al., 2001). Além disso, o rio Paraná está situado na parte central do planalto meridional brasileiro, sendo essencialmente planáltico, ocupando o primeiro lugar em potencial hidrelétrico no país (Canevari et al., 2001).

No final de 1998, foi finalizada a construção de um reservatório a montante (30 km) da área de estudo que começou a gerar energia no início de 1999. Antes desse impacto antrópico, a despeito dos numerosos represamentos já inseridos na bacia do rio Paraná a montante deste, as oscilações nos níveis fluviométricos ainda apresentavam sazonalidade, com níveis fluviométricos elevados, ocorrendo, em geral, entre novembro e maio, e níveis menores, entre junho e outubro (Agostinho & Zalewski, 1996). No entanto, com a construção do reservatório de Porto Primavera, pôde-se constatar a ausência de um padrão de variação sazonal do nível fluviométrico (Rocha & Thomaz, 2004), sendo que essa alteração e seus efeitos na estruturação e dinâmica das assembléias aquáticas merecem atenção especial.

A definição atual de biodiversidade engloba a variedade de vida em todos os níveis, incluindo a variedade de genes, espécies e ecossistemas, e todos os processos ecológicos presentes no ecossistema, como a produção primária (Gaston, 1996; ICBP, 1992). Nesse sentido, a elevada biodiversidade das planícies de inundação ocorre e se mantém justamente pelas alterações do nível fluviométrico e processos consequentes, como a produção e decomposição da matéria presente nos diversos ambientes, além de fatores hidrodinâmicos, como a conectividade entre esses ambientes (Junk et al., 1989; Ward & Stanford, 1995 a e b; Ward et al., 1999; Kingsford, 2000; Bunn & Arthington, 2002). No caso em estudo, a regulação do rio principal, a partir da construção de reservatórios, irá alterar a dinâmica da planície e, conseqüentemente, sua biodiversidade. Assim, um melhor entendimento dos padrões de organização dos indivíduos, nas assembléias presentes nesses ecossistemas, frente aos distúrbios periódicos, é necessário, conforme destacado por Ward et al. (1999), para uma perspectiva holística das relações entre os ecossistemas de planície de inundação e as alterações induzidas pelo regime de cheias. Algumas teorias ecológicas sobre estruturação de comunidades mostram os distúrbios como eventos que mantêm a biodiversidade em escalas temporais (Connell, 1978), sendo que níveis intermediários de distúrbios, ocasionados pelos regimes de pulso de inundação, podem impedir a exclusão competitiva e permitir uma alta diversidade de espécies (Serafim Jr., 1997).



Os rotíferos estão presentes no plâncton e são caracterizados como oportunistas, consumindo e assimilando uma ampla variedade de recursos alimentares, com alta taxa de renovação, podendo assim ser importantes na manutenção sazonal da integridade dos ambientes aquáticos. Além disso, apresentam alta tolerância às mudanças das condições ambientais, sendo capazes de formar uma assembléia muito diversa nesses ambientes (Allan, 1976; Esteves, 1998).

As características acima mencionadas demonstram sua importância ecológica no fluxo de energia e ciclagem de nutrientes, funcionando como um elo na transferência de energia entre os produtores primários e os níveis tróficos superiores (Armengol, 1980). Ainda, vale mencionar sua importância nas cadeias tróficas dos ambientes aquáticos, devido ao seu alto valor nutritivo (Ruttner-Kolisko, 1974).

Na planície de inundação do alto rio Paraná, os rotíferos são encontrados, frequentemente, com elevada riqueza de espécies e abundância dentro da comunidade zooplanctônica, nos diferentes ambientes. Em geral, uma maior riqueza de espécies e menor número de indivíduos são registrados no período de cheia, e um padrão inverso, na seca (Lansac-Tôha et al., 2004; Bonecker et al., 2005). Essa influência da variação do nível hidrológico sobre a estrutura da assembléia dos rotíferos também foi observada em outras planícies de inundação no Brasil (Hardy, 1980; Sendacz e Costa, 1991; Dabés, 1995; Espíndola et al., 1996; Bozelli, 2000).

Em uma lagoa da planície de inundação do Alto rio Paraná, foi registrada uma maior variabilidade na abundância de rotíferos durante o período de cheia, quando comparado à seca, sendo, ainda, essa diferença entre os períodos significativa (Bonecker et al., 2002). A variabilidade foi devida ao efeito de diluição e as condições estressantes, como redução do oxigênio dissolvido, na cheia (Bonecker et al., 2002). A diluição também foi um importante fator para a alteração da abundância da comunidade zooplanctônica em lagoas da planície de inundação amazônica (Bozelli, 2000). O fluxo do rio é ainda um outro fator estruturador da assembléia de rotíferos em rios de planície de inundação. Shiel et al. (1982) e Kobayashi et al. (1998) registraram correlações negativas entre a abundância zooplanctônica e a velocidade de corrente em rios australianos.

Nesse sentido, investigar a variabilidade da diversidade dos rotíferos em um rio e uma lagoa é fundamental na tentativa de se descrever a relação entre esses organismos e o ambiente, em escalas temporais, e como a assembléia se organiza frente aos distúrbios; visando, ainda, contribuir na avaliação da biodiversidade da planície do Alto rio Paraná.

Dessa maneira, os objetivos deste estudo foram avaliar a variação interanual da diversidade específica, diversidade  $\beta_1$  e  $\beta_2$ , persistência e estabilidade da

assembléia de rotíferos nesses ambientes em função (i) da influência das fases de cheia e seca e (ii) da regulação da vazão do rio Paraná frente à recente construção de um reservatório, a montante da área de estudo.

Esse estudo foi realizado considerando-se as seguintes hipóteses: (i) a diversidade e persistência de espécies da assembléia de rotíferos, bem como a alteração de sua composição ( $\beta_1$  e  $\beta_2$ ), em dois ambientes da planície de inundação do Alto rio Paraná, são menores após a construção do reservatório, frente à redução do nível fluviométrico, e conseqüente redução da intensidade das fases de cheia e seca e (ii) a estabilidade da abundância da assembléia, nesses ambientes, não é mantida após o barramento do rio.

## **Área de Estudo**

O presente estudo foi desenvolvido dentro da “Área de Proteção Ambiental das Ilhas e Várzeas do Rio Paraná”, no trecho da planície de inundação do Alto rio Paraná (22°40' - 22°50' S e 53°10' - 53°40'W). Esse trecho do rio Paraná apresenta canal anastomosado, com baixa declividade e extensa planície de inundação (230 km de extensão e 20 km de largura) (Souza Filho, 1993).

Para a realização desse estudo, foram selecionados dois ambientes de amostragem (rio Baía e lagoa do Guaraná), localizados em um dos principais sistemas da planície de inundação do Alto rio Paraná, sistema do rio Baía, formado pelo rio Baía e lagoas associadas, com diferentes graus de conectividade, que variam desde não conectadas até amplamente conectadas, além de canais. Esse sistema está inserido na região mais baixa da planície, caracterizada por uma área de várzea (Fig. 1).

O rio Baía (22°43'S – 53°17'W) apresenta um grande número de lagoas ao longo de seu curso, e comunica-se com o rio Paraná através de um canal de ligação em seu trecho inferior. A hidrodinâmica do rio Baía é fortemente influenciada pelo regime hidrológico do rio Paraná que regula sua vazão ao longo do ano, no entanto, a sua baixa velocidade de corrente (0,11 – 0,50m s<sup>-1</sup>) e pequena declividade no leito permitem que este seja caracterizado como um rio de planície (Thomaz et al., 1997; Thomaz et al., 2000).

A reduzida velocidade de corrente possibilita a ocorrência de estratificação térmica, química e biológica, além de permitir o desenvolvimento do plâncton, resultando em concentrações de clorofila-a intermediárias entre rios e lagoas de várzea (Thomaz et al., 1991; Agostinho et al., 2000). Sua profundidade varia entre 2,5 e 3,5 m, temperatura de 18,2 a 27,9 °C, pH de 6,2 a 6,9, condutividade elétrica de 28 a

38  $\mu\text{S cm}^{-1}$ , turbidez de 8,1 a 22 NTU, oxigênio dissolvido de 5,2 a 8,2  $\text{mg L}^{-1}$ , e clorofila de 5,9 a 14,6  $\mu\text{g L}^{-1}$  (Rocha & Thomaz, 2004).

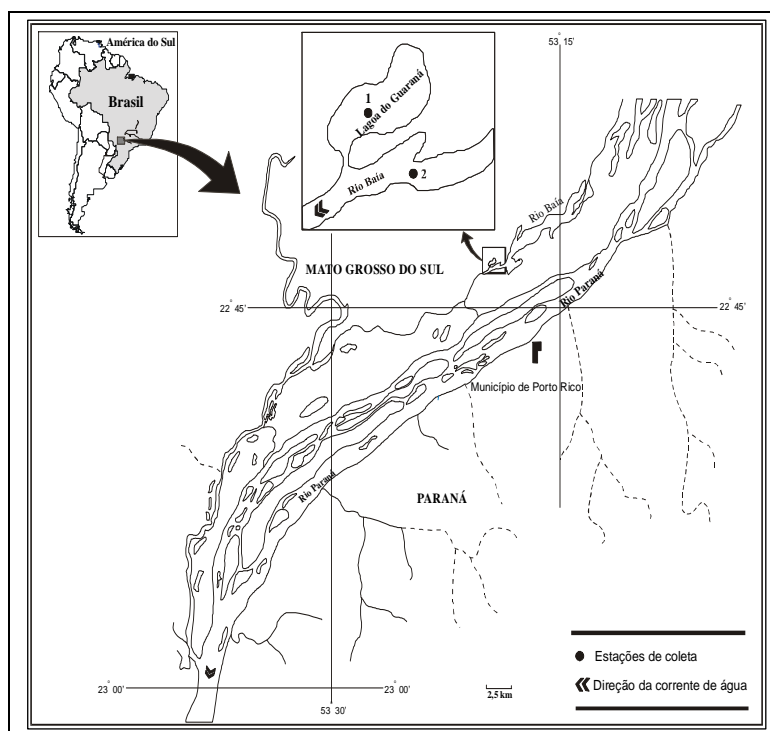


Figura 1. Localização da área de estudo e estações de amostragem.

O rio apresenta, ainda, feições anastomosadas e largura variada. Nos trechos mais estreitos, observam-se diques marginais mais altos e ocupados pela vegetação ripária ou campos antropizados. Por outro lado, nos trechos mais largos, os diques são mais baixos e a vegetação é de campos inundados (várzea) (Agostinho et al., 2000). Ao longo do trecho do rio, a vegetação marginal é composta principalmente por macrófitas aquáticas, encontrando-se, ainda elevada biomassa de gramíneas em seus bancos, particularmente *Panicum pernambucense* (Thomaz et al., 1991; Thomaz et al., 2000).

A lagoa está localizada na margem direita do segmento final do rio Baía, apresentando forma arredondada, com 386,5m de comprimento, 1058,3m de perímetro, 4,2ha de área, e uma profundidade média de 2,1m, oscilando entre 1,8 e

3,6m. Esse ambiente e o rio encontram-se conectados por um canal permanente com 70m de comprimento, e 18m de largura. Na região litorânea e ao longo do seu canal de conexão, macrófitas aquáticas são abundantes, especialmente *Eichhornia azurea*. Em suas margens a vegetação dominante ocorre em uma proporção de 95% de gramíneas e 5% de arbustos (Thomaz et al., 2000).

## Material e Métodos

As amostragens foram realizadas em uma estação de amostragem no rio Baía, e outra na lagoa do Guaraná (MS), sendo as coletas realizadas trimestralmente, à superfície da região pelágica dos dois ambientes estudados, em 1992 (ano anterior a construção do reservatório de Porto Primavera), 2000, 2001 e 2002 (anos após o barramento).

Os dados de níveis fluviométricos (cm) e vazão ( $m^3 s^{-1}$ ) diários do rio Paraná, e pluviosidade (mm) na região foram obtidos em Porto São José (PR), durante o período estudado (1992, 2000, 2001 e 2002), e fornecidos pela Agência Nacional de Águas (ANA).

As amostragens dos organismos foram realizadas com auxílio de uma motobomba e rede de plâncton com 68  $\mu m$  de abertura de malha, para filtragem de 1000 litros de água por amostra. O material coletado foi acondicionado em frascos de polietileno (500 mL), devidamente etiquetados e preservados em solução final de formaldeído a 4 %, tamponada com bicarbonato de cálcio.

A riqueza de espécies da assembléia de rotíferos foi determinada com auxílio lâminas e lamínulas comuns e câmara de Sedgwick-Rafter, sob microscópio óptico (400 x de magnificação) até a estabilização da curva de riqueza de espécies. A identificação foi realizada a partir da seguinte bibliografia básica: Koste (1972, 1978), José de Paggi (1989), Nogrady & Pourriot (1995), Segers (1995 vol. I, III), De Smet (1997), Pourriot (1997) e Nogrady & Segers (2002).

A abundância desses organismos também foi determinada com auxílio de câmara de Sedgwick-Rafter, sob o microscópio óptico. Foram contados, no mínimo, 80 indivíduos (Bottrel et al., 1976) em três subamostragens subseqüentes, obtidas com pipeta do tipo Hensen-Stempel (2,5 mL). A abundância final foi estimada em  $ind m^{-3}$ .

Para a interpretação da diversidade da assembléia de rotíferos nos dois ambientes e anos estudados, foram utilizados os índices de diversidade  $\alpha$ , diversidade específica de Shannon-Wiener ( $H'$ ) (Shannon e Weaver, 1949), e a curva de dominância de espécies.

O índice de diversidade  $\alpha$  representa o número de espécies encontradas em cada amostra, e o índice de diversidade de Shannon-Wiener ( $H'$ ) é mais sensível para a abundância de espécies raras, ou pouco abundantes, na assembléia (Krebs, 1999), sendo que a dos rotíferos se caracteriza por apresentar um maior número dessas espécies. A função de Shannon-Wiener ( $H'$ ), cujos valores são dados em bits/indivíduos, foi calculada pela equação:

$$H' = -\sum p_i \cdot \log_2 p_i$$

Onde  $p_i$  é a proporção em números de indivíduos representada pela espécie  $i$  na comunidade.

A equitabilidade ( $E$ ) (Pielou, 1966), componente da diversidade ( $H'$ ), representa a uniformidade na abundância das espécies registradas, e foi obtida através da seguinte fórmula:

$$E = H'/H_{\text{máx}}$$

Onde:  $H'$  = índice de diversidade de Shannon-Wiener.

$H_{\text{máx}}$  = diversidade sob condição de máxima uniformidade.

O índice de diversidade específica e a equitabilidade foram calculados a partir do programa PC-ORD versão 2.0 (MacCune & Mefford, 1995).

A curva de dominância de espécies, considerando a ocorrência e abundância das diferentes espécies em cada ambiente e anos estudados, também foi utilizada, para analisar a diversidade específica da assembléia, dominância e persistência das espécies nos ambientes, ao longo do tempo.

A diversidade da assembléia foi avaliada, ainda, através da alteração de sua composição, ao longo do tempo nos dois ambientes, com base nos índices de diversidade Beta-1 ( $\beta_1$ ) e Beta-2 ( $\beta_2$ ) (Whittaker, 1960), que foram calculados pelas equações:

$$\beta_1 = [(R/\alpha_{\text{média}})-1]/(n-1)$$

$$\beta_2 = [(R/\alpha_{\text{max}})-1]/(n-1)$$

Onde  $R$  é o total do número de espécies em  $n$  amostras e  $\alpha$  é o valor médio ou máximo de riqueza de espécies encontrada em um conjunto de  $n$  amostras.

Uma análise de regressão linear foi realizada entre a riqueza e a abundância de espécies, considerando toda a matriz de resultados, a fim de verificar se existia o efeito do número de indivíduos sobre o número de espécies (Zar, 1999). Para a

realização dessa análise, os resultados de abundância foram log transformados ( $\log x$ ), e foi utilizado o pacote estatístico Statistica versão 7.1 (Statsoft Inc., 2005). Foi considerado efeito significativo quando a probabilidade da regressão foi menor que 0,05.

A estabilidade da assembléia de rotíferos foi estimada a partir do coeficiente de correlação de Spearman entre a abundância de espécies ocorrentes no rio e na lagoa, ao longo do tempo (Connell & Sousa, 1983). As espécies consideradas para essa estimativa foram aquelas que ocorreram nos quatro anos de amostragens, nos dois ambientes separadamente (média dos quatro meses de amostragem, em cada ambiente). Correlações positivas e significativas ( $p < 0,05$ ) indicam que as espécies se mantêm no ambiente a despeito da variação hidrológica entre os anos de amostragem, embora possam ocorrer em reduzida ou elevada abundância (espécies raras e dominantes, respectivamente). Para essa análise os valores da abundância foram log transformados ( $\log x+1$ ), e utilizado o pacote estatístico Statistica versão 7.1 (Statsoft Inc., 2005).

Uma Análise de Variância Multi-Fatorial (ANOVA bi-fatorial) (Sokal & Rohlf, 1991) foi empregada a fim de se testar a influência do eixo temporal (anos de 1992, 2000, 2001, 2002) e dos ambientes (lagoa e rio) sobre a variação da riqueza e abundância de espécies, diversidade específica ( $H'$ ), e equitabilidade ( $E$ ). Os valores da abundância foram log transformados ( $\log x+1$ ). Foi considerada variação significativa quando a probabilidade da análise foi menor que 0,05. Nesse caso, as médias foram comparadas através do Teste de Tukey, objetivando verificar quais as médias seriam significativamente diferentes entre si. Essas análises foram realizadas com o auxílio do pacote estatístico Statistica versão 7.1 (Statsoft Inc., 2005).

## **Resultados**

### **Regime Hidrológico**

Os resultados dos níveis fluviométricos mensais do rio Paraná, obtidos em Porto São José, durante os meses estudados em 1992, 2000, 2001 e 2002, possibilitaram caracterizar os diferentes anos quanto à flutuação dos níveis de água (Fig. 2). O ano de 1992, anterior ao fechamento do reservatório de Porto Primavera, apresentou uma nítida variação do nível fluviométrico, tendo sido constatada uma diferença de 189 cm entre os meses de maior e menor nível fluviométrico, e que foram exatamente os meses de amostragem (maio, 480 cm, e agosto, 291 cm,

respectivamente). De acordo com Veríssimo (1994), a partir do nível de 350 cm o rio Paraná começa alagar a planície.

Os anos de 2000 e 2001, logo após o barramento do reservatório, foram caracterizados como anos secos, com reduzida vazão e nível fluviométrico do rio Paraná. Em 2000, foi registrada, ainda, a ausência de expressivas flutuações dessas duas variáveis, e em 2001, uma maior variação das mesmas. Dessa maneira, foi possível identificar períodos de cheia e seca apenas em 2001, coincidindo com os meses de amostragem (fevereiro e agosto, respectivamente) (Fig. 2).

Em 2002, também foram constatados reduzidos valores de nível fluviométrico e vazão do rio Paraná, e um pico de cheia, em fevereiro. Foram observadas, ainda, expressivas diferenças entre os valores médios mensais de nível fluviométrico e vazão do rio (Fig. 2).

Em relação à pluviosidade na região estudada, foram verificados os maiores valores médios mensais em 2000 e 2001, do que em 2002, com exceção de maio. Em geral, foi verificada a redução dos valores dessa variável, ao longo dos três anos, de janeiro a agosto, e uma elevação a partir de setembro até dezembro (Fig. 2).

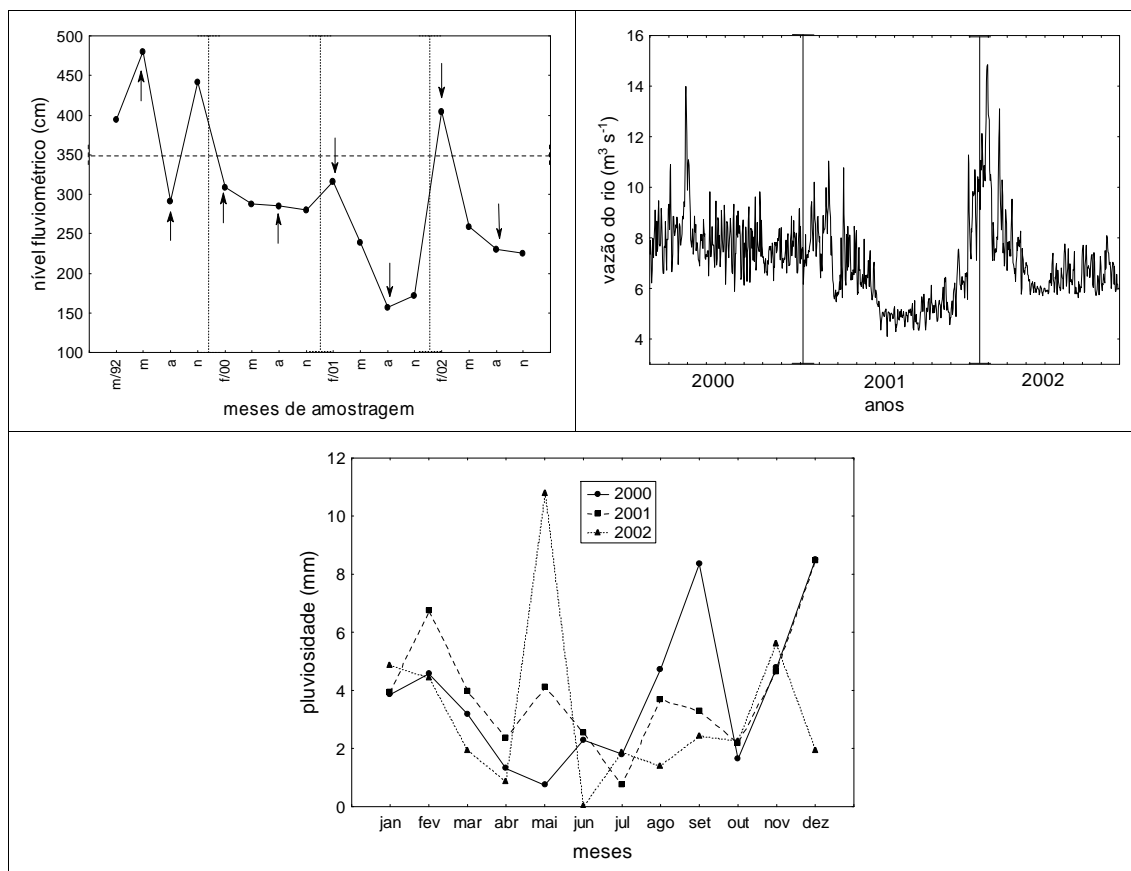


Figura 2. Variação trimestral do nível fluviométrico do rio Paraná nos meses de fevereiro, maio, agosto e novembro de 1992, 2000, 2001 e 2002, variação diária da vazão do rio em 2000, 2001 e 2002, e pluviosidade média mensal em 2000, 2001 e 2002. As setas no gráfico do nível fluviométrico indicam os meses de amostragem.

## Composição da assembléia

Os rotíferos foram representados por 150 espécies, distribuídas em 23 famílias, sendo as mais especiosas: Lecanidae (29 espécies), Trichocercidae (21), Brachionidae (17), Notommatidae (15). Dentre essas espécies, foram verificadas 9 novas ocorrências para a planície de inundação do Alto rio Paraná (*Encentrum saundersiae*, *Euchlanis deflexa*, *Lecane cf. angulata*, *Lecane robertsoneae*, *Lecane cf. submagna*, *Lepadella triptera*, *Sinantherina aripripes*, *Trichocerca myersi*, *Trichocerca plaka*), embora com baixa ocorrência, isto é, em um dos ambientes, durante um dos quatro anos de estudo (Tab. 1).

Tabela 1. Listagem de espécies da assembléia de rotíferos registrada nos dois ambientes (L=Lagoa do Guaraná; R=Rio Baía) de amostragem em 1992, 2000, 2001 e 2002, na planície de inundação do Alto rio Paraná. As espécies em negrito representam as novas ocorrências para a área de estudo.

Período	1992		2000		2001		2002	
	L	R	L	R	L	R	L	R
<b>Asplanchnidae</b>								
<i>Asplanchna sieboldi</i> (Leydig, 1854)	x	x		x	x			x
<b>Brachionidae</b>								
<i>Brachionus angularis</i> Gosse, 1851				x				
<i>B. bidentata</i> Anderson, 1889			x	x			x	x
<i>B. budapestinensis</i> Daday, 1885			x					
<i>B. calyciflorus</i> Pallas, 1866	x	x		x	x	x	x	x
<i>B. caudatus</i> Barrois & Daday, 1894	x	x	x					x
<i>B. dolabratus</i> Haring, 1915	x	x		x	x	x	x	x
<i>B. falcatus</i> Zacharias, 1898	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>B. mirus</i> Daday, 1905	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>B. quadridentatus</i> Hermann, 1783	x		x	x	x		x	x
<i>Kellicotia bostoniensis</i> (Rousselet, 1908)					x	x	x	
<i>Keratella americana</i> Carlin, 1943	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>K. cochlearis</i> Gosse, 1851	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>K. lenzi</i> Hauer, 1953	x	x	x		x	x	x	x
<i>K. tropica</i> Apstein, 1907	x	x	x			x	x	
<i>Plationus patulus</i> (O. F. Müller, 1786)	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Platyias leloupi</i> (Gillard, 1957)	x		x	x			x	
<i>P. quadricornis</i> Daday, 1905	x	x	x	x	x		x	x
<b>Collothecidae</b>								
<i>Collotheca ornata</i> (Ehrenberg, 1832)	x							
<i>Collotheca</i> sp.	x	x						
<b>Colurellidae</b>								
<i>Colurella obtusa</i> (Gosse, 1886)	x							
<b>Conochilidae</b>								
<i>Conochilus coenobasis</i> (Skorokov, 1914)			x	x	x	x	x	x
<i>C. dossuaris</i> (Hudson, 1875)			x				x	x
<i>C. natans</i> (Seligo, 1990)			x	x			x	x



Tabela 2 - continuação

<i>C. unicornis</i> Rousselet, 1892		x	x	x	x	x	x
<b>Dicranophoridae</b>							
<i>Dicranophorus claviger</i> (Hauer, 1965)						x	
<i>Dicranophorus</i> sp.						x	
<b><i>Encentrum saundersiae</i> De Beauchamp, 1909</b>							<b>x</b>
<b>Epiphanidae</b>							
<i>Epiphanes clavulata</i> (Ehrenberg, 1832)	x	x	x			x	x
<b>Euchlanidae</b>							
<i>Beauchampiella eudactylota</i> (Gosse, 1886)	x		x	x		x	x
<i>Dipleuchlanis propatula</i> (Gosse, 1886)	x	x	x		x	x	x
<b><i>Euchlanis deflexa</i> (Gosse, 1851)</b>						<b>x</b>	
<i>E. dilatata</i> Ehrenberg, 1832	x	x	x	x	x	x	x
<i>E. incisa</i> Carlin, 1939	x		x		x	x	
<b>Floscularidae</b>							
<i>Floscularia rigens</i> (Linné, 1758)	x	x			x		
<i>Ptygura</i> sp.	x	x			x	x	x
<b><i>Sinantherina ariprepes</i> Edmondson, 1939</b>						<b>x</b>	
<i>S. spinosa</i> (Thorpe, 1893)							x
<b>Gastropodidae</b>							
<i>Ascomorpha ecaudis</i> (Perty, 1850)	x		x		x	x	x
<i>A. ovalis</i> (Bergendal, 1892)							x
<i>A. saltans</i> (Bartsch, 1870)		x					
<i>Gastropus hyptopus</i> (Ehrenberg, 1938)					x	x	x
<i>Octotrocha speciosa</i> Thorpe, 1893							x
<b>Hexarthridae</b>							
<i>Hexarthra intermedia</i> Wieszniowski, 1929					x		x
<i>H. mira</i> (Hudson, 1871)			x		x	x	x
<i>Hexarthra</i> sp.	x	x					
<b>Ituridae</b>							
<i>Itura deridderae</i> Segers, 1993							x
<i>I. myersi</i> Wulfert, 1935							x
<b>Lecanidae</b>							
<i>Lecane aculeata</i> (Jakubski, 1912)	x						
<b><i>L. cf. angulata</i> Myers, 1934</b>							<b>x</b>
<i>L. boettgeri</i> Koste, 1986					x		
<i>L. braumi</i> Koste, 1988							x
<i>L. bulla</i> (Gosse, 1886)	x	x	x	x	x	x	x
<i>L. closterocerca</i> (Schmarda, 1856)	x	x		x			x
<i>L. cornuta</i> (O. F. Müller., 1786)				x	x		x
<i>L. curvicornis</i> (Murray, 1913)	x	x	x	x	x		x
<i>L. elsa</i> Hauer, 1931	x	x				x	x
<i>L. halyclista</i> Harring & Myers, 1926							x
<i>L. hamata</i> (Stokes, 1896)	x	x					
<i>L. inopinata</i> Harring & Myers, 1926	x						
<i>L. leontina</i> (Turner, 1892)	x	x	x	x	x	x	x
<i>L. ludwigii</i> (Eckstein, 1893)	x			x			
<i>L. luna</i> (O. F. Müller, 1776)	x		x	x		x	
<i>L. lunaris</i> Ehrenberg, 1832	x		x			x	x
<i>L. monostyla</i> (Daday, 1897)				x			x
<i>L. murrayi</i> (Hauer, 1965)	x	x					
<i>L. papuana</i> Murray, 1913	x						x
<i>L. proiecta</i> (Hauer, 1956)	x	x	x	x	x	x	x

Tabela 2 - continuação

<i>L. quadridentata</i> (Ehrenberg, 1832)		x			x		x
<i>L. remane</i> Hauer, 1956							x
<b><i>L. roberstsonae</i> Segers, 1993</b>							<b>x</b>
<i>L. scutata</i> (H. & M., 1926)			x				
<i>L. signifera</i> (Jennings, 1896)	x	x			x		x
<i>L. stichaea</i> Haring, 1913	x					x	
<b><i>L. cf. submagna</i> De Ridder, 1960</b>	x						
<i>L. ungulata</i> (Gosse, 1887)							x
<i>Lecane</i> sp.							x
<b>Lepadellidae</b>							
<i>Lepadella benjamini</i> Haring, 1916	x						
<i>L. donneri</i> Koste, 1972	x						
<i>L. imbricata</i> Haring, 1916							x
<i>L. ovalis</i> (O. F. Müller, 1786)	x	x			x	x	x
<i>L. patella</i> (Müller, 1826)							x
<b><i>L. triptera</i> Ehrenberg, 1930</b>							<b>x</b>
<i>Lepadella</i> sp.					x		
<b>Mytilinidae</b>							
<i>Mytilinia acantophora</i> Hauer, 1938	x	x					x
<i>M. macrocera</i> (Jennings, 1894)	x						
<i>M. trigona</i> (Gosse, 1886)	x						x
<i>M. ventralis</i> (Ehrenberg, 1832)	x	x			x		x
<b>Notommatidae</b>							
<i>Cephalodella tenuiseta</i> Haring & Myers, 1924							x
<i>Cephalodella</i> sp.	x						x
<i>Enteroplea lacustris</i> Ehrenberg 1830							x
<i>Eosphora anthadis</i> Haring & Myers, 1922							x
<i>Eothinia elongata</i> Haring & Myers, 1922							x
<i>Monommata grandis</i> Tassin, 1890							x
<i>M. maculata</i> Haring & Myers, 1924							x
<i>M. pseudophoxa</i> Wulfert, 1960							x
<i>Monommata</i> sp.					x		
<i>Notommata copeus</i> Ehrenberg, 1834							x
<i>N. pachyura</i> Haring & Myers, 1922							x
<i>N. pseudocerberus</i> de Beauchamp, 1907					x		x
<i>N. saccigera</i> Ehrenberg, 1832							x
<i>Pleurotrocha robusta</i> (Glasscott, 1893)							x
<i>Traphocampa selenura</i> Gosse, 1887							x
<b>Scaridiidae</b>							
<i>Scaridium grandis</i> Segers, 1995							x
<i>S. longicaudum</i> (O. F. Müller, 1786)							x
<b>Synchaetidae</b>							
<i>Ploesoma truncatum</i> (Levander, 1894)	x	x		x	x	x	x
<i>Polyarthra dolichoptera</i> Idelson, 1924			x	x	x	x	x
<i>Polyarthra remata</i> (Skorikov, 1896)	x	x					
<i>P. vulgaris</i> Carlin, 1943	x	x	x		x	x	x
<i>Synchaeta pectinata</i> Ehrenberg, 1832			x	x	x	x	
<i>S. stylata</i> Wierzejski, 1893							x
<i>Synchaeta</i> sp.	x						
<b>Testudinellidae</b>							
<i>Pompholyx complanata</i> Gosse, 1851					x		x
<i>P. sulcata</i> (Hudson, 1885)							x

Tabela 2 - continuação

<i>P. triloba</i> Pejler, 1957						x	
<i>Testudinella mucronata</i> (Gosse, 1886)	x					x	x
<i>T. ohlei</i> Koste, 1972	x						
<i>T. patina</i> (Hermann, 1783)	x	x	x		x	x	x
<b>Trichocercidae</b>							
<i>Trichocerca agnatha</i> Wulf, 1939						x	
<i>T. bicristata</i> (Gosse, 1887)	x	x	x		x	x	x
<i>T. bidens</i> (Lucks, 1912)						x	x
<i>T. capucina</i> Wierzejski & Zacharias, 1893		x	x	x		x	
<i>T. cylindrica</i> (Imhof, 1891)	x	x	x	x	x	x	x
<i>T. elongata</i> (Gosse, 1886)	x	x				x	
<i>T. flagellata</i> Hauer, 1937						x	
<i>T. heterodactyla</i> (Tschugunoff, 1921)	x	x					
<i>T. iernis</i> (Gosse, 1887)				x	x	x	x
<i>T. inermis</i> (Linder, 1904)						x	x
<i>T. insignis</i> (Herrich, 1885)		x				x	
<i>T. longiseta</i> (Schränk, 1802)							x
<b><i>T. myersi</i> (Hauer, 1931)</b>						<b>x</b>	
<b><i>T. plaka</i> Myers, 1938</b>		<b>x</b>					
<i>T. pusilla</i> (Lauterborn, 1898)	x	x	x	x	x	x	x
<i>T. rattus</i> (O. F. Müller, 1776)						x	
<i>T. scipio</i> Pejler, 1962	x	x				x	
<i>T. similis</i> (Wierzejski, 1893)				x	x	x	x
<i>T. stylata</i> (Gosse, 1851)			x		x	x	x
<i>T. tigris</i> (O. F. Müller, 1786)					x		
<i>Trichocerca</i> sp.				x			
<b>Trichotriidae</b>							
<i>Macrochaetus collinsi</i> (Gosse, 1867)				x		x	
<i>M. sericus</i> (Thorpe, 1893)					x	x	
<i>Macrochaetus</i> sp.		x					
<i>Trichotria tetractis</i> (Ehrenberg, 1830)	x	x	x	x	x	x	x
<b>Trochosphaeridae</b>							
<i>Filinia longiseta</i> (Ehrenberg, 1834)	x	x	x	x	x	x	x
<i>F. opoliensis</i> (Zacharias, 1898)		x	x	x	x	x	x
<i>F. pejleri</i> Hutchinson, 1964	x			x	x	x	x
<i>F. saltator</i> (Gosse, 1886)	x	x	x			x	x
<i>F. terminalis</i> (Plates, 1886)	x	x	x	x		x	x
<b>Philodinidae</b>							
<i>Dissotrocha aculeata</i> (Ehrenberg, 1832)			x				
<i>Dissotrocha</i> sp.	x		x	x	x	x	

### Diversidade $\alpha$ da assembléia

Os resultados de diversidade alfa da assembléia de rotíferos mostraram que, em geral, a lagoa apresentou o maior número de espécies por amostra, principalmente em 1992 e 2002. O rio apresentou uma maior diversidade alfa em fevereiro e maio de 2000, e agosto de 2001 (Fig. 3).

Considerando os diferentes anos de estudo, uma maior diversidade alfa nos dois ambientes foi constatada em 2002, seguido de 1992, 2001 e 2000, sendo que os valores observados nesse último ano foram bastante reduzidos (Fig. 3).

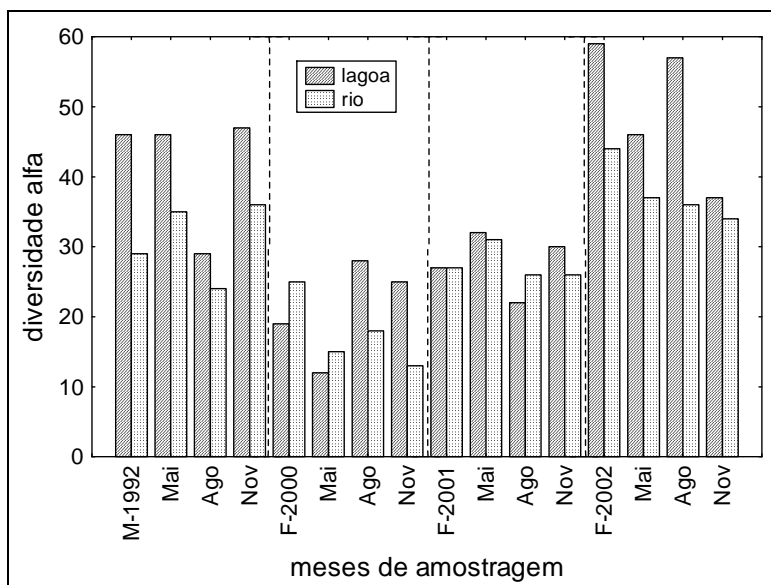


Figura 3. Diversidade alfa da assembléia de rotíferos nos dois ambientes durante os diferentes meses de amostragem em 1992, 2000, 2001 e 2002.

### Riqueza de espécies da assembléia

Os resultados de riqueza de espécies mostraram um padrão similar de variação desse atributo nos dois ambientes, ao longo do período de estudo, tendo em vista que os maiores valores foram constatados na lagoa, e nos períodos de cheia, com exceção dos valores constatados no rio, em 2001, no período de seca (Fig. 4).

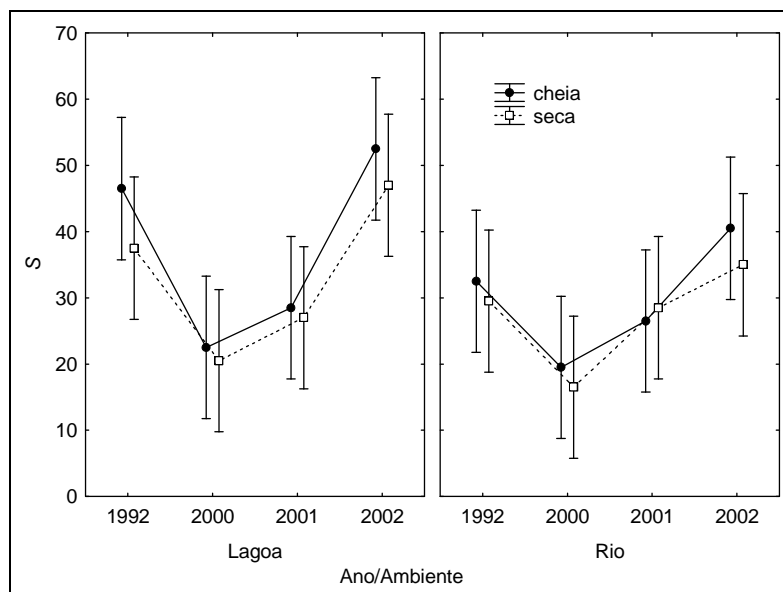


Figura 4. Riqueza de espécies de rotíferos (S) registrada nos dois ambientes (lagoa e rio) presentes na planície de inundação do Alto rio Paraná, nos períodos de cheia (c) e seca (s), durante os anos de 1992, 2000, 2001 e 2002 (símbolo=média dos meses de amostragem, barra=erro padrão).

Em relação aos diferentes anos, a maior riqueza média foi observada em 2002, seguido pelos anos de 1992 e 2001, e os menores valores, em 2000 (Fig. 4). Os resultados da ANOVA mostraram que a riqueza de espécies na assembléia foi influenciada significativamente por suas variações interanuais na planície de inundação do rio Paraná, apresentando além dessas variações temporais significativas entre os anos estudados, também, diferenças significativas entre os dois tipos de ambientes. Já a interação de segunda ordem, entre as fontes de variação, não foi significativa na sua relação com a riqueza (Tab. 2 e Fig. 5).

Tabela 2. Resultados da ANOVA (bi-fatorial) com a relação entre as fontes de variação (ano e ambiente) e a riqueza de espécies da assembléia de rotíferos registrada na Lagoa do Guaraná e rio Baía, durante 1992, 2000, 2001 e 2002. Os valores sublinhados indicam valores de F significativos.

Fonte de Efeito	GL	F	p
Ano	3	<u>21,12</u>	< 0,001
Ambiente	1	<u>8,65</u>	0,007
Ano * Ambiente	3	1,59	0,219

O teste de Tukey ressaltou as diferenças entre as médias da riqueza das espécies nos anos quatro anos de estudo, sendo que esse atributo da assembléia foi significativamente diferente entre 1992 e 2000 e 2001, e que os resultados obtidos em 2002 foram diferentes de 2000 e 2001 (Fig. 5).

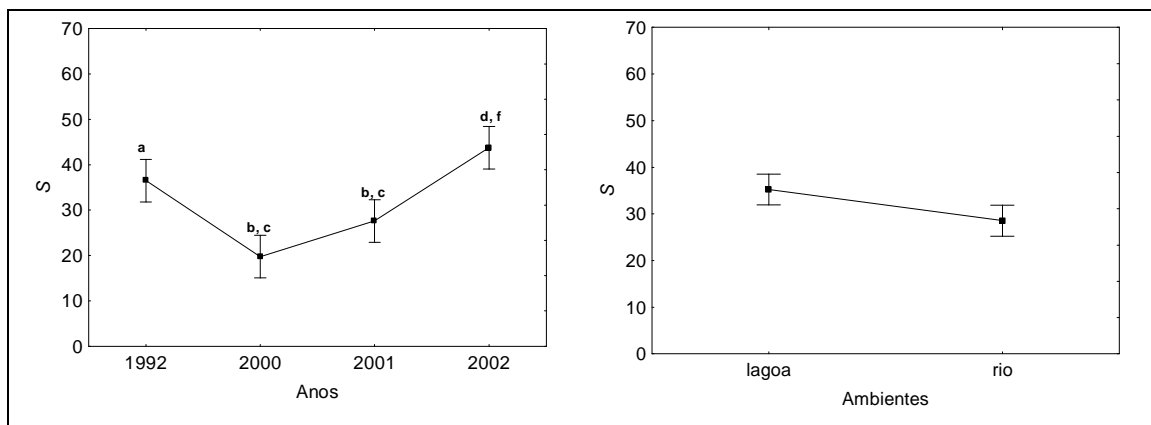


Figura 5. Variação da riqueza da assembléia de rotíferos (S) nos diferentes anos de amostragem e ambientes (símbolo=média, barra=desvio padrão) (ANOVA bi-fatorial e Teste de Tukey, as letras indicam as médias diferentes entre si significativamente).

### Abundância da assembléia

Os resultados de abundância, ao contrário da riqueza de espécies, mostraram padrões diferentes de variação do número de indivíduos nos dois ambientes, ao longo do período de estudo. Em geral, os maiores valores de abundância foram registrados na lagoa. Considerando os diferentes anos, o maior número de indivíduos foi observado em 2001, e o menor número, em 2000. No primeiro ano, foram constadas, ainda, as menores variações da abundância entre os períodos de cheia e seca. Foi constatado, ainda, que nos anos posteriores ao barramento (2000, 2001 e 2002), foram registradas as maiores abundâncias, em geral, nos períodos de seca, principalmente na lagoa, e no ano anterior ao barramento (1992), nos dois ambientes, no período de cheia (Fig. 6).

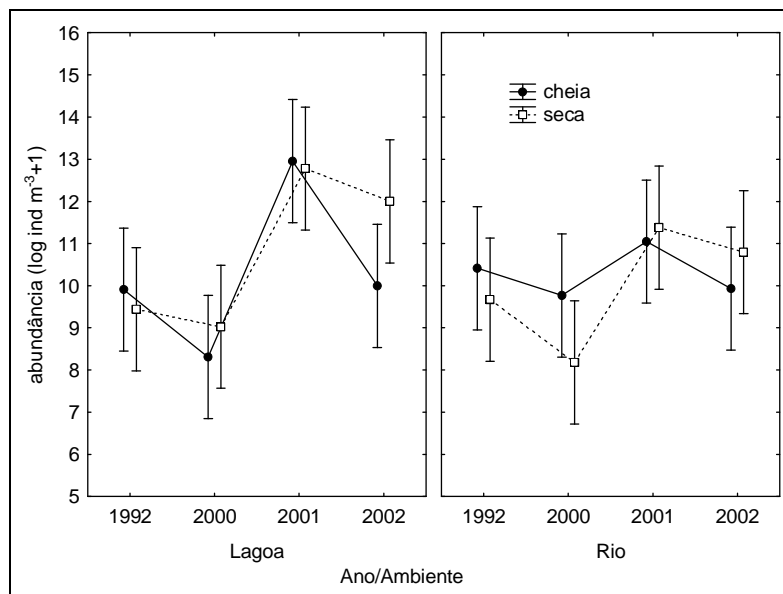


Figura 6. Abundância dos rotíferos registrada nos dois ambientes (lagoa e rio) presentes na planície de inundação do Alto rio Paraná, nos períodos de cheia (c) e seca (s), durante os anos de 1992, 2000, 2001 e 2002 (símbolo=média dos diferentes meses de amostragem, barra=erro padrão).

Os resultados da ANOVA (bi-fatorial) mostraram que a abundância da assembléia foi influenciada apenas pelas variações interanuais do nível fluviométrico do rio Paraná, apresentando variações temporais significativas durante os anos estudados. Já a interação de segunda ordem entre as fontes de variação, também não foi significativa na sua relação com a abundância (Tab. 3 e Fig. 7).

Tabela 3. Resultados da ANOVA (bi-fatorial) com a relação entre as fontes de variação (ano e ambiente) e a abundância (ind m<sup>-3</sup>) de espécies da assembléia de rotíferos registrada na Lagoa do Guaraná e rio Baía, durante 1992, 2000, 2001 e 2002. Os valores sublinhados indicam valores de F significativos.

Fonte de Efeito	GL	F	p
Ano	3	<u>14,83</u>	<0,001
Ambiente	1	1,31	0,263
Ano * Ambiente	3	1,82	0,170

O Teste de Tukey (Fig. 7) evidenciou que a abundância dos rotíferos verificada em 1992 foi significativamente diferente daquela observada em 2001, e que os resultados desse atributo da assembléia registrados em 2000 foram diferentes dos obtidos em 2001 e 2002 (Fig. 7).

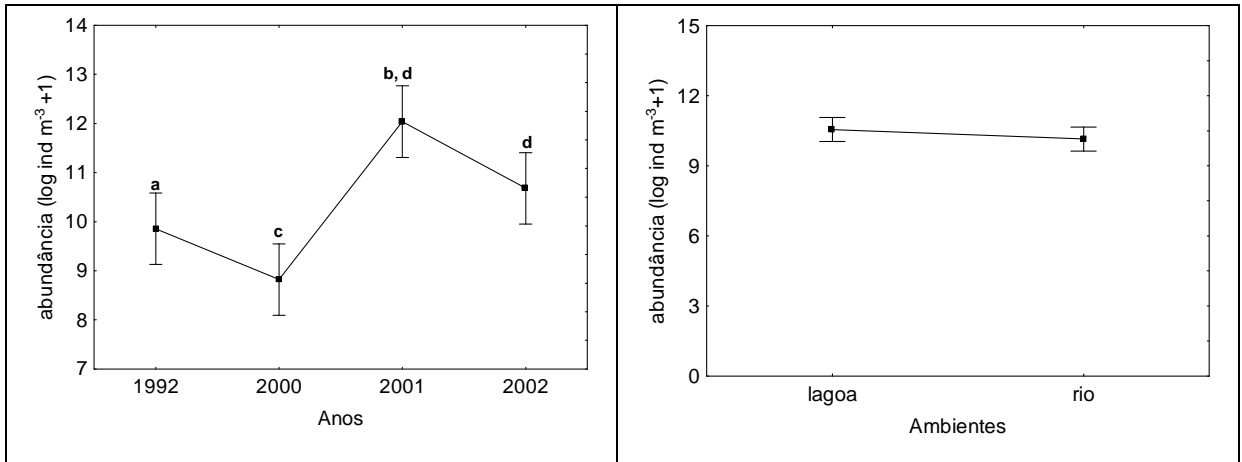


Figura 7. Resultados da Anova (bi-fatorial) apresentando a relação entre as fontes de variação (anos e ambientes) sobre a abundância de rotíferos (símbolo=média, barra=desvio padrão).

### Relação entre a riqueza de espécies e abundância da assembléia

A análise de regressão linear realizada entre a riqueza de espécies ( $S$ ) e a abundância demonstrou que não ocorreu relação entre esses dois atributos da assembléia, considerando as escalas espacial (ambiente) e temporal (período hidrológico e ano) estudadas. Nesse sentido, foi verificado que a abundância das espécies não teve efeito significativo ( $p < 0,05$ ) sobre a variação riqueza de espécies (Fig. 8).

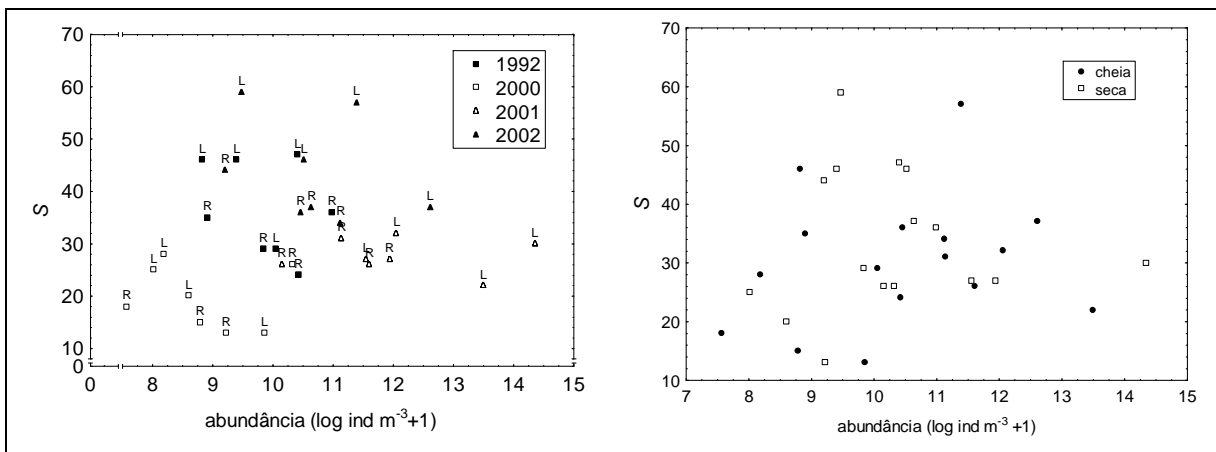


Figura 8. Relação entre a riqueza de espécies ( $S$ ) e a abundância da assembléia de rotíferos nos dois ambientes, lagoa (L) e rio (R), presentes na planície de inundação do Alto rio Paraná, durante os anos de 1992, 2000, 2001 e 2002, e nos períodos de cheia e seca.



## Diversidade de espécies da assembléia

A diversidade específica da assembléia de rotíferos, assim como a riqueza de espécies, apresentou um padrão nítido de variação nos dois ambientes, ao longo do período de estudo (Fig. 9).

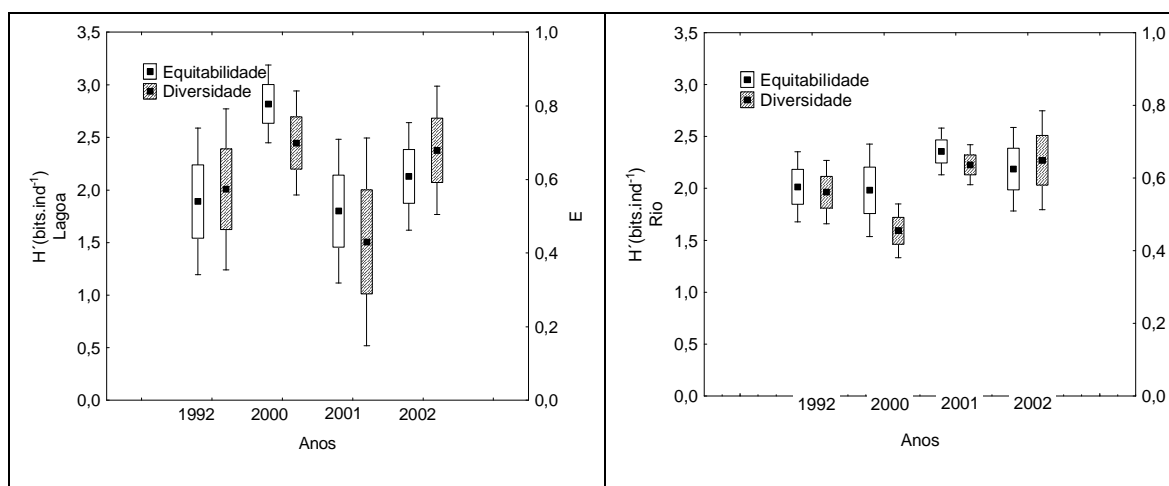


Figura 9. Diversidade específica ( $H'$ ) e equitabilidade ( $E$ ) de rotíferos registrada nos dois ambientes (lagoa e rio) presentes na planície de inundação do Alto rio Paraná, durante os anos de 1992, 2000, 2001 e 2002 (símbolo=média dos meses de amostragem, box=erro padrão, barra=desvio padrão).

Na lagoa, a maior diversidade específica média foi constatada em 2000 e 2002, estando relacionada principalmente com a maior equitabilidade verificada em 2000, e com a maior riqueza específica, em 2002. Já no rio, os maiores valores médios de diversidade específica foram registrados tanto em 2002, também devido a contribuição dos dois componentes (riqueza específica e equitabilidade), como em 2001, em função da equitabilidade, tendo em vista que o número de espécies, nesse ano e ambiente, foi reduzido (Figs. 4 e 9).

Os resultados da ANOVA mostraram que tanto a diversidade específica ( $H'$ ), quanto a equitabilidade ( $E$ ), não foram influenciadas pelas variações interanuais do nível fluviométrico do rio Paraná, e nem tampouco pela escala espacial, não apresentando variações significativas entre os anos e ambientes estudados. Além disso, as interações de segunda ordem, entre as fontes de variação, também não foram significativas na sua relação com a diversidade específica e a equitabilidade (Tab. 4 e Fig. 10).

Tabela 4. Resultados da ANOVA (bi-fatorial) com a relação entre as fontes de variação (ano e ambiente) e a diversidade específica ( $H'$ ) e a equitabilidade ( $E$ ) da assembléia de rotíferos registrada na Lagoa do Guaraná e rio Baía, durante 1992, 2000, 2001 e 2002.

Fonte de Efeito	GL	F	P
<b>Diversidade Específica (<math>H'</math>)</b>			
Ano	3	0,932	0,440
Ambiente	1	0,126	0,726
Ano * Ambiente	3	2,544	0,080
<b>Equitabilidade (E)</b>			
Ano	3	1,210	0,327
Ambiente	1	0,022	0,884
Ano * Ambiente	3	0,056	0,055

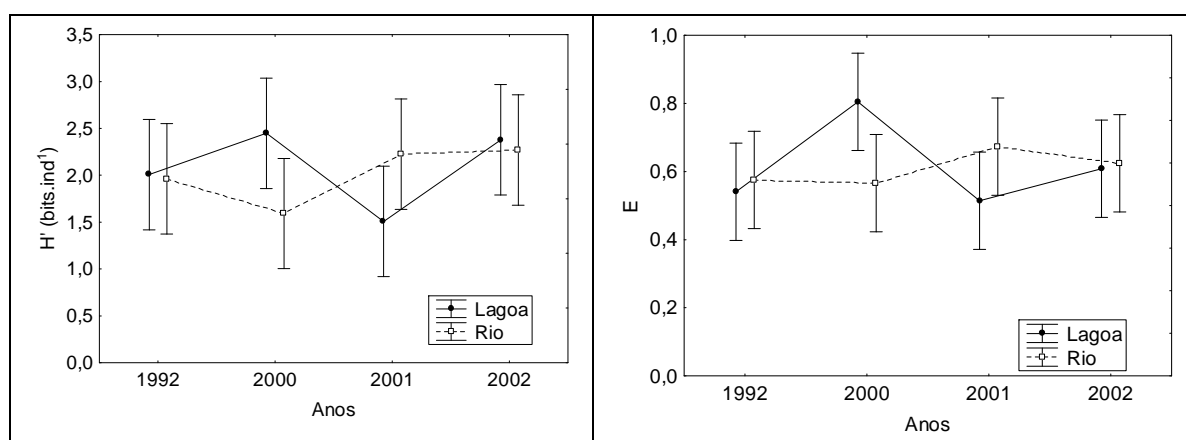


Figura 10. Resultado da Anova (bi-fatorial) apresentando a relação entre as fontes de variação (anos e ambientes: L=lagoa, R=rio) sobre a diversidade específica ( $H'$ ) e a Equitabilidade ( $E$ ) de rotíferos (símbolo=média, barra=erro padrão).

### Diversidade e persistência das espécies na assembléia

No rio, um maior número de espécies ocorreu em 2002 (68 espécies), e, de acordo com a análise da curva de dominância de espécies, os maiores valores de diversidade específica e equitabilidade foram constatados nesse mesmo ano (Fig. 11), assim como constatado através do índice de Shannon-Wiener (Fig. 9).

*Lecane prolecta* (sp 74) foi a única espécie que persistiu no rio, com elevada abundância, durante todos os quatro anos de estudo, além da expressiva dominância de 2000 até 2002 (Fig. 11). Outras espécies persistiram nos diferentes anos de amostragem, como *Brachionus calyciflorus* (sp 9), *Conochilus coenobasis* (sp 20), *Polyarthra dolichoptera* (sp 112), *Synchaeta pectinata* (sp 123), em 2000 e 2001, *Filinia opoliensis* (sp 39), *Lecane bulla* (sp 59), em 2000 e 2002, *Keratella cochlearis* (sp 52), em 1992 e 2002, *Trichocerca iernis* (sp 139), em 2001 e 2002, *Euchlanis*

*dilatata* (sp 36), *Filinia longiseta* (sp 38), *Ploesoma truncatum* (sp 111), em 1992, 2000 e 2001.

Na lagoa, um maior número de espécies também foi registrado em 2002 (79 espécies), e a partir da curva de dominância de espécies uma maior diversidade específica e equitabilidade foram registradas em 2000 e 2002 (Fig. 11). Resultados semelhantes foram observados com o índice de Shannon- Wiener (Fig. 9).

Ao contrário do verificado no rio, nenhuma espécie persistiu na lagoa com elevada abundância durante os quatro anos de amostragem (Fig. 11). As espécies que persistiram no ambiente, por algum período de tempo, com elevada abundância, foram *Keratella americana* (sp 51) (em 1992 e 2000), *Brachionus mirus* (sp 13), *Polyarthra vulgaris* (sp 114) (em 1992 e 2001), *Keratella cochlearis* (sp 52) (em 1992 e 2002), *Filinia longiseta* (sp 38) (em 2000 e 2002), *Conochilus coenobasis* (sp 20), *Polyarthra dolichoptera* (sp 112) (em 2000 e 2001), *Brachionus falcatus* (sp 12) e *Lecane proiecta* (sp 74) (em 2001 e 2002).

A partir desses resultados de persistência, foi possível verificar que algumas espécies persistiram nos dois ambientes por quase todo período de estudo, como *Conochilus coenobasis*, *Filinia longiseta*, *Keratella cochlearis*, *Lecane proiecta* e *Polyarthra dolichoptera*.

### **Estabilidade da assembléia de rotíferos**

Os resultados da correlação de Sperman entre as espécies que ocorreram no rio Baía, em todos os anos de amostragem (14 espécies: *Brachionus calyciflorus*, *B. dolabratus*, *B. falcatus*, *B. mirus*, *Euchlanis dilatata*, *Filinia longiseta*, *F. opoliensis*, *Keratella americana*, *K. cochlearis*, *Lecane bulla*, *L. proiecta*, *Ploesoma truncatum*, *Trichocerca cylindrica* e *T. pusilla*), mostraram que a estabilidade da assembléia dos rotíferos foi mantida apenas entre os anos de 2001 e 2002 ( $r=0,68$ ) (Tab. 5 e Fig. 12).

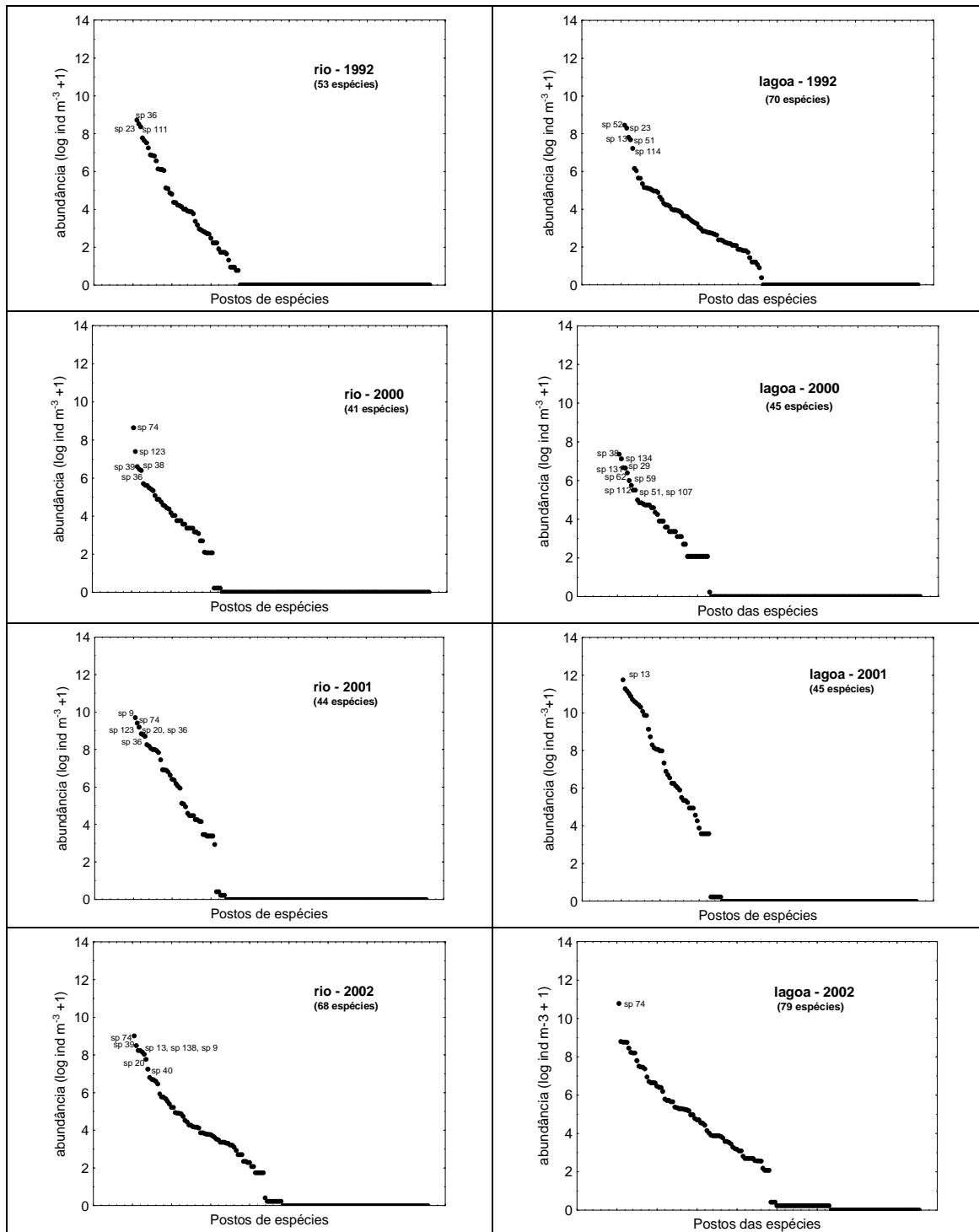


Figura 11. Diversidade específica da assembléia de rotíferos, e persistência das espécies, registrada nos dois ambientes (lagoa e rio) presentes na planície de inundação do Alto rio Paraná, durante os anos de 1992, 2000, 2001 e 2002.

Tabela 5. Coeficiente de correlação de Spearman entre a abundância das espécies da assembléia de rotíferos que ocorreram no Rio Baía, durante os quatro anos de amostragem, na planície de inundação do Alto rio Paraná. O resultado em negrito representa a correlação significativa ( $p < 0,05$ ).

	<b>1992</b>	<b>2000</b>	<b>2001</b>	<b>2002</b>
<b>1992</b>	1,00	0,25	0,51	0,24
<b>2000</b>			0,43	0,36
<b>2001</b>				<b>0,68</b>

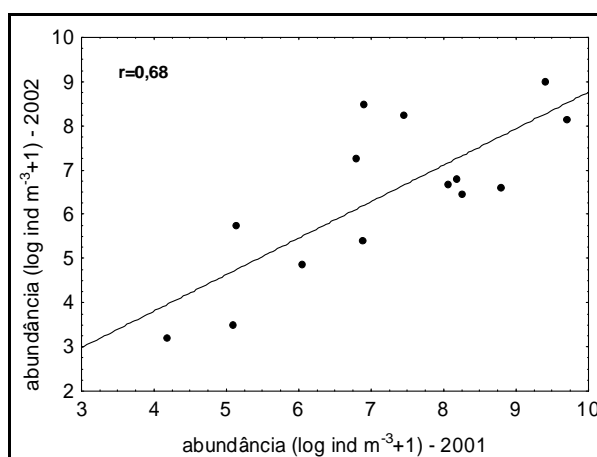


Figura 12. Relação significativa entre as abundâncias das espécies registradas no rio Baía, em 2001 e 2002.

Na lagoa, 22 espécies (*Ascomorpha ecaudis*, *Brachionus falcatus*, *B. mirus*, *B. quadridentatus*, *Dipleuchlanis propatula*, *Euchlanis dilatata*, *E. incisa*, *Filinia longiseta*, *Keratella americana*, *K. cochlearis*, *K. lenzi*, *Lecane bulla*, *L. curvicornis*, *L. leontina*, *L. proiecta*, *Plationus patulus*, *Platyias quadricornis*, *Polyarthra vulgaris*, *Testudinella patina*, *Trichocerca bicristata*, *T. cylindrica*, *T. pusilla*) ocorrem nos quatro anos de amostragem. Os resultados da correlação apontaram resultados significativos entre os anos de 1992 e 2001 ( $r=0,45$ ) e 2002 ( $r=0,45$ ), 2000 e 2002 ( $r=0,51$ ), e mais expressivos entre 2001 e 2002 ( $r=0,74$ ) (Tab. 6 e Fig. 13).

Tabela 6. Coeficiente de correlação de Spearman entre a abundância das espécies da assembléia de rotíferos que ocorreram na Lagoa do Guaraná, durante os quatro anos de amostragem, na planície de inundação do Alto rio Paraná. Os resultados em negrito representam as correlações significativas ( $p < 0,05$ ).

	1992	2000	2001	2002
1992	1,00	0,41	<b>0,45</b>	<b>0,45</b>
2000			0,32	<b>0,51</b>
2001				<b>0,74</b>

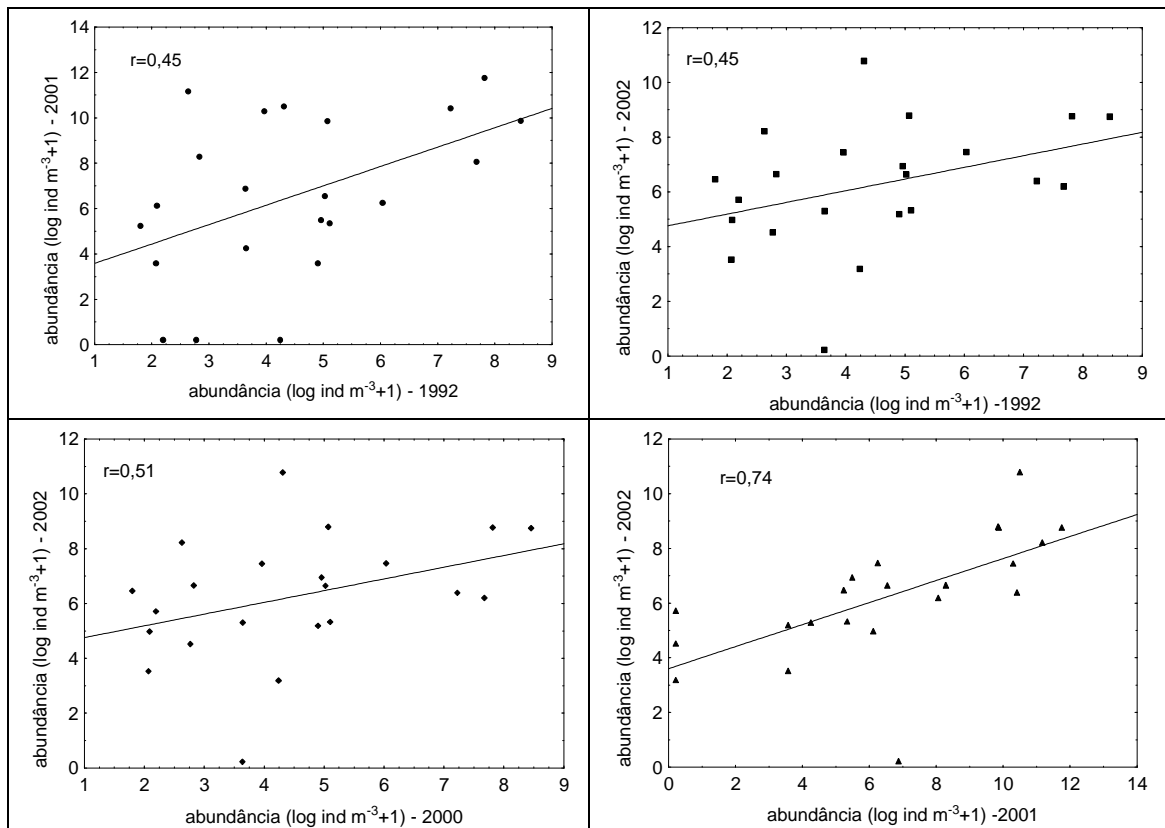


Figura 13. Relação significativa entre as abundâncias das espécies que ocorrem na lagoa do Guaraná, em 1992, 2000, 2001 e 2002.

### Diversidade $\beta_1$ e $\beta_2$ da assembléia

Os valores de diversidade  $\beta_1$  e  $\beta_2$  para a assembléia dos rotíferos também apresentaram padrões nítidos de variação, ao longo do período de estudo, ressaltando o mesmo padrão de diversidade  $\beta_1$  para a lagoa e para o rio, e padrões diferenciados de  $\beta_2$  nesses ambientes (Fig. 14).

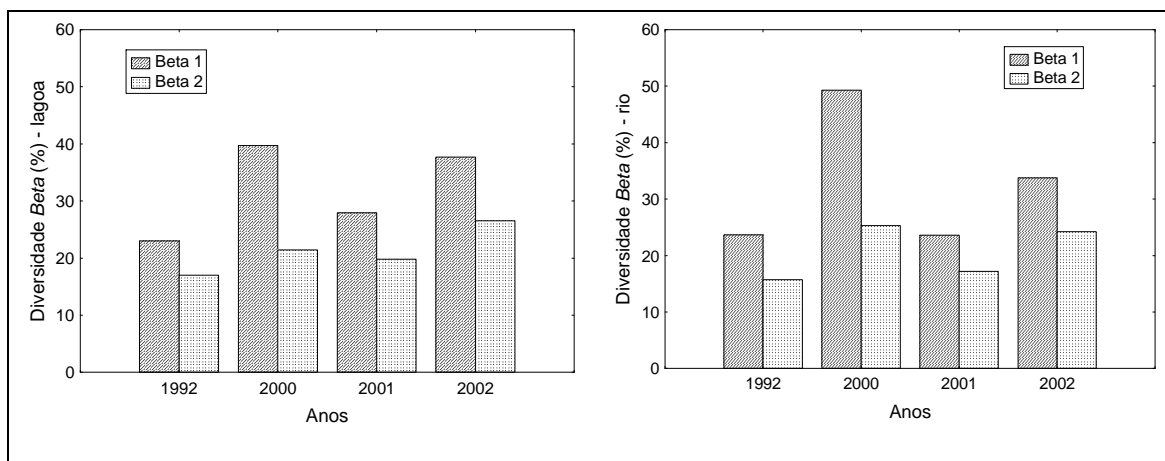


Figura 14. Diversidades  $\beta_1$  e  $\beta_2$  (%) de rotíferos registradas nos dois ambientes (lagoa e rio) na planície de inundação do alto rio Paraná, durante os anos de 1992, 2000, 2001 e 2002.

Os maiores valores das diversidades  $\beta_1$  e  $\beta_2$  foram registrados nos anos de 2000 e 2002, tanto na lagoa quanto no rio, principalmente em 2000 nesse último ambiente (Fig. 14). Esses resultados evidenciam que, nos dois ambientes, houve uma maior alteração da composição de espécies entre os meses no ano logo após o barramento (2000), quando não foram constatadas diferenças do nível fluviométrico e vazão do rio Paraná, e dois anos depois (2002), quando ocorreu novamente uma expressiva diferença entre os períodos de seca e cheia (Fig. 2).

## Discussão

Estudos desenvolvidos na planície de inundação do alto rio Paraná indicam que o regime hidrológico desse rio é a principal função de força para a interpretação da dinâmica desse ecossistema (Agostinho et al., 2000; Rocha & Thomaz, 2004). Nesse sentido, os quatro anos estudados foram caracterizados a partir do nível fluviométrico e vazão do rio Paraná, e da pluviosidade. Os resultados obtidos refletiram a influência do reservatório de Porto Primavera, localizado 30 km a montante da área de estudo, sendo a sua construção finalizada no final de 1998 e seu enchimento, em abril de 1999.

Dessa maneira, os anos de 2000 e 2001 foram considerados anos secos, embora os valores de pluviosidade tenham sido elevados. Em 2001, foi constatada, ainda, a presença de um período de maior nível fluviométrico e vazão do rio Paraná, denominado de cheia, e um outro período de menor nível fluviométrico e vazão do rio, denominado de seca. No ano de 2002 foi verificada uma maior variação entre os

períodos de maior e menor nível fluviométrico e vazão do rio, chegando ao mês de fevereiro ser registrado valores de nível fluviométrico similares aos constatados em 1992, ano anterior à construção do reservatório. Esse fato provavelmente esteve relacionado com uma menor retenção de água pelo reservatório nesse ano, visto que, os valores de vazão foram menores do que nos outros anos posteriores ao barramento do rio (2000 e 2001).

De acordo com Petry (2001), o funcionamento do reservatório de Porto Primavera causou uma redução drástica do nível fluviométrico do rio Paraná, alterando o regime hidrológico através da redução da amplitude dos pulsos, resultante da operacionalização da hidrelétrica. Rocha (2003) acrescentou que os represamentos dos rios estão entre as ações antrópicas que mais modificam as características fisiográficas da bacia, interferindo no regime hidrológico natural dos sistemas rio-planície de inundação.

O elevado número de espécies (150 espécies) registrado nesse estudo é superior ao encontrado por Bonecker et al. (1998) (143 táxons infragenéricos) nos mesmos ambientes estudados; e por Aoyagui & Bonecker (2004a) (100 táxons infragenéricos), Bonecker et al (2005) (104 táxons infragenéricos) em diferentes ambientes da planície estudada, e Casanova (2005) (92 táxons infragenéricos), em rios e lagoas marginais na bacia do rio Paranapanema, próximo à represa de Jurumirim (SP). Por outro lado, os resultados de riqueza obtidos foram inferiores ao encontrado por Lansac-Tôha et al. (2004) (230 táxons infragenéricos), que também realizaram estudos com os rotíferos em diferentes ambientes da mesma planície estudada.

A menor riqueza de espécies descrita pelos autores acima está relacionada com a maior escala temporal abordada no presente estudo (16 meses), em relação aos demais (Bonecker et al. (1998) - 12 meses; Aoyagui & Bonecker (2004a) e Bonecker et al (2005) – quatro meses (cada), e Casanova (2005) - 12 meses), embora a abrangência no número de ambientes tenha sido maior em Casanova (2005) (quatro ambientes), e expressivamente maior nos estudos realizados por Aoyagui & Bonecker (2004a) (28 ambientes) e Bonecker et al (2005) (36 ambientes). Em relação ao estudo realizado por Lansac-Tôha et al. (2004), as diferenças no levantamento taxonômico estão relacionadas ao menor número de ambientes e compartimentos amostrados no presente estudo (11 ambientes – regiões pelágica e litorânea e dois ambientes – região pelágica, respectivamente).

Além disso, foi possível registrar, com a maior escala temporal abordada no presente estudo, novas ocorrências de espécies para o ecossistema estudado. Segundo Agostinho et al. (2004), muitas espécies dos mais diversos grupos de



organismos ainda estão sendo identificadas na planície de inundação do Alto rio Paraná, o que demonstra que a presente riqueza de espécies nesse ecossistema está longe de um valor absoluto.

As famílias Lecanidae, Trichocercidae e Brachionidae são as mais especiosas e apresentam os gêneros mais representativos (*Lecane*, *Trichocerca*, *Brachionus* e *Keratella*), tanto em número de espécies como em abundância, e representam associações comumente observadas em ambientes de planície de inundação da região neotropical. Essas associações são consideradas, portanto, como típicas de regiões tropicais (José de Paggi, 1977; Corrales de Jacobo, 1979; Robertson & Hardy, 1984; Vásquez & Rey, 1989; Sendacz, 1997; Dabés, 1995; Astlz & Alvarez, 1998; Barbosa et al., 1999; Lansac-Tôha et al., 2004; Casanova, 2005).

A família Notommatidae também é bem representativa em ambientes de planície de inundação (Martinez, 1998). Aoyagui & Bonecker (2004a) registraram a ocorrência de nove espécies dessa família em um estudo realizado nessa planície, e Lansac-Tôha et al. (2004), em um levantamento mais amplo, registraram a ocorrência de 14 espécies no mesmo ecossistema. O maior número de espécies (15) dessa família registrado no presente estudo, em relação aos demais citados anteriormente, esteve relacionado principalmente com os esforços taxonômicos na identificação de espécies, devido ao reduzido número de pesquisadores especializados. Essa família ainda é pouco estudada em ambientes aquáticos da região neotropical devido, principalmente, às dificuldades taxonômicas, além dos poucos estudos existentes sobre rotíferos de região litorânea, sendo boa parte da família representada por espécies não planctônicas.

Os rotíferos estiveram representados por uma maior riqueza no ano anterior ao barramento (1992), com períodos de seca e cheia bem definidos. Logo após o barramento (2000), o número de espécies diminuiu acentuadamente, e elevou-se gradativamente nos anos que se seguiram, com secas e cheias reguladas (2001 e 2002), até os valores iniciais ou além destes registrados em 1992. Uma menor diversidade alfa também foi registrada em 2000 nos dois ambientes, e maiores valores em 2002. Os menores valores de riqueza verificados em 2000 nos dois ambientes, certamente, estiveram relacionados à influência do fechamento do reservatório de Porto Primavera, devido à retenção de água e redução da conectividade hidrológica entre o rio Paraná e os ambientes. Vale lembrar que a pluviosidade na região, nesse ano, não foi reduzida, quando comparada ao ano de 2002. Ward & Tockner (2001), Ward & Stanford (2005a) e Thomaz et al. (no prelo) mostraram a importância da conectividade hidrológica entre ambientes de planície de inundação para a manutenção da biodiversidade no sistema.

A redução do volume de água na planície caracterizou, segundo Rocha & Thomaz (2004), um ciclo hidrológico atípico, e, de acordo com Thomaz et al. (2004a), o isolamento de ambientes na planície, frente a esse fato, levou à inexistência de um período de maior homogeneização entre os habitats aquáticos, constatados em anos anteriores. Estudos realizados por Lansac-Tôha et al. (2004), Aoyagui & Bonecker (2004a) e Bonecker et al. (2005) apontaram que essa homogeneização, conseqüente da conectividade hidrológica, é importante para o aumento da diversidade de rotíferos na planície estudada. Os autores consideraram que, no período de cheia, ocorre um maior intercâmbio da fauna, devido a uma maior conectividade entre, considerando as regiões litorânea e pelágica, e dentro dos ambientes da planície, proporcionado pela influência do pulso de inundação. Quando os níveis fluviométricos médios excedem 350 cm, há uma quebra no comportamento das lagoas e dos ambientes semi-lóticos, que se tornam mais homogêneos em relação aos fatores limnológicos. Este não é um valor médio, mas indica aproximadamente o nível fluviométrico acima do qual o rio Paraná comunica-se mais intensamente com os ambientes da planície (Thomaz et al, 2004a).

Aoyagui & Bonecker (2004b), em uma revisão de estudos sobre os rotíferos em planície de inundação da América do Sul, constataram que na maioria desses ambientes, a riqueza de espécies, geralmente, apresenta maiores valores nos períodos de cheias, devido ao efeito de homogeneização da fauna entre os ambientes alagados. Exceções a esses resultados foram observadas nos ecossistemas com regime hidrológicos atípicos, como é o caso de ambientes impactados antropicamente, seja pela construção de reservatórios e/ou pelo desvio do canal do rio que abastece a planície (Aoyagui & Bonecker, 2004b).

Estudos realizados por Rocha & Thomaz (2004) mostraram que a redução do volume de água, nesse ecossistema em estudo, também causou modificações das condições físicas e químicas da água em diferentes ambientes, como a concentração de oxigênio dissolvido, pH, turbidez e as diferentes formas de nutrientes. Kingsford (2000), Agostinho et al. (2004) e Lévêque et al. (2005) acrescentaram que a biodiversidade de planícies de inundação, a jusante das barragens, é também afetada pelo controle do regime de cheias através da redução das áreas de planície alagada, retenção de nutrientes e alteração nos habitats proporcionada pela erosão.

Os maiores valores de riqueza registrados em 1992 e 2002, tanto para a lagoa quanto para o rio, estiveram relacionados com a maior variabilidade no regime hidrológico nesses dois anos, podendo ser observada a presença de períodos de seca e cheia bem definidos, embora, em 2002 o nível fluviométrico e a vazão do rio Paraná tenham sido regulados pela operacionalização do reservatório de Porto Primavera.

A maior riqueza registrada em 2002 (106 espécies na lagoa e 76 espécies no rio), em relação a 1992 (anterior ao barramento, com períodos de seca e cheia bem definidos) (71 espécies na lagoa e 53 espécies no rio), provavelmente esteve relacionada com as menores dificuldades taxonômicas, favorecidas pelo maior número de estudos sobre rotíferos realizados após 1992 na planície de inundação. Além disso, processos estocásticos também podem ter favorecido a ocorrência de outras espécies, tendo em vista a variação da disponibilidade de habitats presentes nos ambientes. Allan (1976) considerou que os rotíferos são organismos oportunistas, com alta taxa de renovação e alta tolerância às mudanças das condições ambientais, permitindo-lhes colonizar até mesmo os ambientes mais instáveis.

Em relação à variação interanual da abundância dos rotíferos, os maiores valores registrados em 2001 estiveram relacionados com a ausência do efeito de diluição da assembléia, tendo em vista que nesse ano foram registrados os menores valores de nível fluviométrico e vazão do rio Paraná. A influência da diluição sobre a abundância desses organismos também foi descrita por Paggi & José de Paggi (1990), Espíndola et al. (1996), Bozelli (2000), Rossa & Bonecker (2003), Bonecker et al. (2002) e Aoyagui & Bonecker (2004 a e b) em rios e lagoas de planície de inundação. Além disso, Aoyagui & Bonecker (2004a) relacionaram a elevada abundância de rotíferos em diferentes ambientes do sistema Baía, em 2001, aos elevados valores de clorofila-a, representando uma maior disponibilidade de alimento para esses organismos. Rossa (2001) já havia registrado uma correlação direta e significativa entre a abundância dos rotíferos e a concentração de clorofila-a em várias lagoas da planície de inundação do alto rio Paraná.

Por outro lado, uma menor abundância em 2000, que também foi um ano seco, pode ter sido devido aos baixos valores de oxigênio dissolvido (Rocha & Thomaz, 2004) e de clorofila-a (Thomaz et al. 2004b), além da ausência de distintos padrões de cheia e seca que podem ter interferido na produção secundária dos rotíferos. Em uma lagoa marginal do rio Paranapanema, Casanova (2005) observou uma maior biomassa e produção de algumas espécies de rotíferos no período seco, isto é, a produtividade desses organismos esteve relacionada com as diferenças do regime hidrológico; e com o aumento do volume de água na lagoa esses atributos da assembléia reduziram. De acordo com Paggi & José de Paggi (1974), Aoyagui & Bonecker (2004b), Keppeler & Hardy (2004) e Thomaz et al. (no prelo), a variação do nível fluviométrico em ambientes de planície de inundação pode ser considerada como uma variável complexa, que significa não somente o volume de água na bacia, mas também na alteração das condições ambientais, que afetam direta ou indiretamente a abundância dos organismos. Os últimos autores consideraram, ainda, que durante o período de

seca existe uma maior influência de fatores locais, como a produtividade do ecossistema, e no período de cheia, fatores regionais, como o pulso de inundação sobre a estruturação das assembléias aquáticas.

Interanualmente, os padrões de diversidade específica observados no rio e na lagoa foram similares apenas em 2002, sendo os maiores valores obtidos relacionados com a riqueza de espécies e equitabilidade da assembléia no primeiro ambiente, e com a riqueza de espécies, no segundo ambiente. Estudos realizados por Bozelli & Esteves (1995) também mostraram maiores valores de diversidade, riqueza específica e equitabilidade do zooplâncton em um lago e um rio na região amazônica durante a cheia, e atribuíram a esses resultados o aumento da conectividade no sistema devido à elevação do nível fluviométrico. Nesse sentido, Bunn & Arthington (2002) consideraram que períodos secos e a redução do fluxo promovem a perda de conectividade lateral em planície de inundação, limitam a disponibilidade de habitats e diminui, conseqüentemente, a diversidade de espécies.

No ano de 2002, como já discutido anteriormente, foi registrada a ocorrência de períodos bem distintos de cheia e seca, chegando o rio Paraná atingir valores médios de nível fluviométrico e vazão elevados (405 cm e 11m/s, respectivamente), sendo que o valor do nível fluviométrico observado foi o maior registrado após o barramento. Essa diferença no regime hidrológico influenciou no aumento da riqueza específica no rio, devido à troca de fauna com os ambientes lênticos adjacentes à calha do rio, e conseqüentemente, menor dominância de espécies. Koste & Robertson (1983) e Bonecker et al. (2005) discutiram que a riqueza dos rotíferos nos rios tende a aumentar no período de cheia devido à contribuição de táxons perifíticos e bentônicos na coluna de água. Velho et al. (2004) acrescentaram que os rios funcionam como coletores de fauna presente em toda planície de inundação.

Uma maior diversidade específica de rotíferos, conseqüência de uma menor dominância de espécies e elevada riqueza, em ambientes com elevada velocidade de corrente, como os rios, assim como observado no presente estudo em 2002, também foi constatado por Bonecker et al. (2005), em diferentes ambientes da planície de inundação em estudo. Muitos estudos mostraram a importância das condições ambientais para a distribuição das espécies no ambiente, bem como para a coexistência de muitas espécies no plâncton (Green, 1972; Bozelli, 1994; Bonecker & Lansac-Tôha, 1996). Segundo Pjeler & Berzins (1995), muitas espécies de rotíferos não estão restritas a um único tipo de habitat, reduzindo, assim, a competição entre os organismos, permitindo a coexistência de muitas espécies e, conseqüentemente, uma elevada diversidade.

Apesar da reduzida riqueza e, ressalta-se, ainda, que em agosto de 2001, quando foi realizada a amostragem dos rotíferos, foram registrados os menores (e extremos) valores de nível fluviométrico (157 cm) e vazão (4,91 m/s) do rio Paraná, os maiores valores de diversidade específica registrados no rio nesse ano, também estiveram relacionados com uma menor dominância de espécies. Esta menor dominância, provavelmente, foi favorecida pela característica lótica do rio, já que durante períodos secos os rotíferos costumam desenvolver grandes populações em ambientes de planície de inundação (Aoyagui & Bonecker, 2004a). Elevados valores de diversidade específica zooplanctônica no rio Paraná e em canais secundários, também, foram reportados por Corrales (1979) e José de Paggi (1981) em períodos secos na planície de inundação do rio Paraná, trecho Argentino.

O intercâmbio de fauna entre o rio e a lagoa também foi responsável pelo aumento da riqueza na lagoa em 2002. Esse processo se intensifica no período de cheia, caracterizando uma maior homogeneização faunística entre os ambientes. O efeito de homogeneização sobre a fauna e as características limnológicas, em função do pulso de inundação, é um processo observado em diferentes planícies aluviais (Carvalho et al., 2001; Rocha & Thomaz, 2004; Thomaz et al., no prelo). Keppeler & Hardy (2004) também encontraram maiores valores de diversidade específica de rotíferos em um lago da planície de inundação amazônica, no período de cheia.

A menor dominância no ano de 2000 na lagoa esteve relacionada com a ausência de cheias, que apesar de favorecer a abundância, resultou em reduzidos valores de riqueza, provavelmente favorecendo a redução na taxa de competição dos organismos dentro da lagoa, possibilitando uma distribuição mais homogênea da abundância entre as espécies.

Em relação à dominância de espécies, *Lecane proiecta* foi a única espécie que se destacou com elevada abundância no rio, principalmente após a construção do reservatório (de 2000 a 2002). Estudos realizados por Paggi & José de Paggi (1990), na Argentina, Bonecker & Lansac-Tôha (1996), Bonecker et al. (1998) e Rossa (2001), no Brasil e, Vasquez & Rey (1989) e Hamilton et al. (1990), na Venezuela, consideraram que a importância numérica dessa espécie em ambientes com elevada velocidade corrente, em planície de inundação, pode ser devido a sua forma globulosa, que facilita a flutuação e permanência na coluna de água. De acordo com Fernando (1980), essa espécie é oportunista, tipicamente de região litorânea, podendo invadir a região pelágica e tornar-se dominante temporariamente.

As espécies que persistiram nos dois ambientes, ao longo de todos os anos (*Conochilus coenobasis*, *Filinia longiseta*, *Keratella cochlearis*, *Lecane proiecta* e *Polyarthra dolichoptera*), segundo Hamilton et al. (1990), Bonecker et al. (1997),

representam associações típicas de gêneros dominantes em planícies de inundação de regiões tropicais, com exceção de *Conochilus*, que é registrado apenas como abundante. Entretanto, *C. coenobasis* foi dominante em estudos realizados por Aoyagui (2002) em diferentes ambientes da planície de inundação do alto rio Paraná, além de *F. longiseta*.

Os resultados de estabilidade e persistência das espécies, considerando os dois ambientes, mostraram que um maior número de espécies permaneceu na lagoa ao longo dos quatro anos de estudo, que totalizaram, na verdade, 10 anos de estudo (1992 a 2002). Nesse sentido, podemos considerar que essas espécies foram capazes de permanecer no ambiente após as variações interanuais do nível fluviométrico do rio Paraná (resistência), chegando, inclusive, a retornar aos valores de abundância obtidos anteriormente observados antes do barramento do rio e/ou após períodos de seca muito prolongados (resiliência). De acordo com Connell & Sousa (1983), a análise de estabilidade representa uma abordagem quantitativa da alteração da abundância relativa das espécies ao longo tempo e a persistência, uma perspectiva qualitativa de avaliação dessa mudança, isto é, o primeiro leva em consideração a abundância na análise e o segundo, a composição.

Além disso, os ambientes lênticos, devido a sua reduzida velocidade de corrente e, conseqüentemente, menor perda de organismos, permitem o estabelecimento de um elevado número de populações planctônicas. Nesses ambientes, em geral, são registrados ainda os maiores valores de clorofila-a (Thomaz et al., 2004). A relação entre a biomassa fitoplanctônica e a abundância de rotíferos foi abordada por diversos estudos em ambientes de planície de inundação (Rossa, 2001, Aoyagui & Bonecker, 2004 a, Lansac-Tôha et al., 2004, Casanova, 2005).

Considerando os dois ambientes, uma estabilidade significativa entre as espécies dominantes numericamente foi observada entre os anos de 2001 e 2002. Esse fato pode ter sido favorecido pela presença de nítidos períodos de cheia e seca na planície, embora com valores de nível fluviométrico extremamente reduzidos de níveis fluviométricos em 2001. De acordo com Bunn & Arthington (2002), as espécies aquáticas, presentes nos ambientes de planície de inundação apresentam em sua história de vida estratégias direcionadas a responder aos regimes hidrológicos naturais, ou não impactados.

Em relação à diversidade  $\beta$ , os resultados demonstraram que no ano de 1992 os valores de diversidade  $\beta_1$  e  $\beta_2$ , nos dois ambientes foram menores que nos anos posteriores ao barramento (2000 e 2002), indicando uma maior variação de espécies entre os meses nos anos após a construção do reservatório. O regime hidrológico antes do impacto do represamento permitiu uma maior semelhança faunística entre os

meses. De acordo com Thomaz et al (no prelo), as cheias tendem a diminuir a diversidade  $\beta$  das assembléias em planícies de inundação.

No ano de 2000, a reduzida variação do nível fluviométrico e da vazão do rio Paraná propiciaram uma menor conectividade entre os ambientes estudados, e conseqüentemente um menor intercâmbio de fauna, como já discutido anteriormente. Em anos com elevados valores de nível fluviométrico, como o registrado em 1992, o período de cheia promove o alagamento das margens das lagoas propiciando um incremento de espécies não planctônicas na região pelágica desses ambientes e, por conseguinte, o transporte das mesmas para o rio. Essa intensa troca de fauna, influenciada pela conectividade entre os ambientes da planície de inundação, determina a estrutura das assembléias zooplanctônicas, sendo essa característica descrita por Lansac-Tôha et al. (2004), Aoyagui & Bonecker (2004a) e Bonecker et al. (2005) para os rotíferos em diferentes ambientes e por Alves et al. (2005), para os cladóceros, em lagoas com diferentes graus de conectividade com o rio, na mesma área de estudo.

Por outro lado, em 2002, o restabelecimento do período de cheia, com valores de nível fluviométrico do rio Paraná acima de 350 cm, após um ano extremamente seco (2001), favoreceu uma grande alteração da composição faunística de rotíferos nos ambientes. Como discutido anteriormente, o pulso de inundação propicia uma homogeneização faunística entre os ambientes da planície, e o incremento de espécies, como as não planctônicas, na coluna de água. Estudos realizados por Bonecker et al. (1998) mostraram a ocorrência dessas espécies na região pelágica da lagoa e rio abordados no presente estudo, no período de cheia, chegando a desenvolver populações numericamente significativas.

## **Considerações finais**

Os resultados obtidos mostraram que a redução da freqüência e intensidade dos pulsos de inundação foi um fator determinante para a estruturação da assembléia de rotíferos no rio e na lagoa. Essa relação se deveu ao fato que no ano de 2000, caracterizado como sem ocorrência de períodos de cheia, foram registrados os menores valores de riqueza e abundância de espécies.

Por outro lado, os maiores valores de riqueza específica, constatados em 2002, estiveram relacionados com o restabelecimento de distintos períodos de cheia e seca, além de um maior esforço taxonômico na análise da assembléia. Já os maiores

valores de abundância constatados em 2001, ano extremamente seco, foram devido a ausência do efeito de diluição da assembléia.

A alteração da composição de espécies da assembléia também foi influenciada pela redução da frequência e intensidade do pulso de inundação, em 2000, e pelas maiores diferenças de nível fluviométrico e vazão do rio Paraná, entre períodos de cheia e seca, observadas em 2002. Nesses anos foi verificada, ainda, a maior diversidade específica da assembléia, em função de uma menor dominância de espécies observada em 2000 e uma maior riqueza de espécies, em 2002.

Macrofatores regionais, como a pluviosidade, não foram influentes nos resultados obtidos, tendo em vista que no ano de maior pluviosidade (2000), a vazão do rio Paraná apresentou valores diários similares, sendo a mesma controlada por processos operacionais da barragem a montante da área de estudo.

Nesse sentido, foi observado um impacto na riqueza de espécies e abundância da assembléia logo após a construção do reservatório, sendo que a mesma se restabeleceu a partir do aumento do nível fluviométrico e vazão do rio Paraná, que caracterizou a maior conectividade entre esse rio e a planície, e propiciou uma maior homogeneização faunística.

A redução muito drástica da vazão do rio Paraná, constatada dois anos após o fechamento do reservatório (em 2001), não foi influente na estrutura da assembléia, sendo que a ausência de diluição da assembléia e a menor conectividade entre os ambientes propiciaram uma menor perda de organismos.

Em geral, a manutenção do fluxo de água na planície e as diferenças do regime hidrológico foram fatores preponderantes para manutenção da diversidade dos rotíferos. A assembléia apresentou, nos dois ambientes, certo grau de resiliência e resistência frente ao distúrbio da desconectividade fluvial da planície, principalmente na lagoa, onde foi constatada uma estabilidade significativa das espécies entre as fases anterior e posterior ao barramento. Além disso, nessa última fase a assembléia também apresentou estabilidade interanual tanto no rio como na lagoa.

Com esses resultados foi possível sugerir, ainda, que, após quatro anos (2002) da construção do reservatório, a assembléia de rotíferos no rio e na lagoa encontra-se estruturalmente estável, embora somente cinco espécies tenham persistido nos dois ambientes, ao longo de todo o período de estudo.

## **Referências Bibliográficas**



- Agostinho, A. A., S. M. Thomaz & L. C. Gomes, 2004. Threats for biodiversity in the floodplain of the Upper Paraná River: effects of hydrological regulation by dams. *International Journal of Ecohydrology & Hydrobiology* 4: 255-268
- Agostinho, A. A. & M. Zalewski, 1996. A planície alagável do Alto Rio Paraná: importância e preservação. Eduem, Maringá.
- Allan, J. D., 1976. Life history patterns in zooplankton. *The American Naturalist* 110: 165-180.
- Alves, G. M., F. A. Lansac-Tôha, B. A. Robertson & C. C. Bonecker, 2005. Effect of the connectivity on the diversity and abundance of cladoceran assemblages in lagoons of the Upper Paraná River floodplain. *Acta Limnologica Brasiliensia* 17: 317-327.
- Aoyagui, A. S. M. & C. C. Bonecker, 2004a. Rotifers in different environments of the Upper Paraná River floodplain (Brazil): richness, abundance and the relationship with the connectivity. *Hydrobiologia* 522: 281-290.
- Aoyagui, A. S. M. & C. C. Bonecker, 2004b. The art status of rotifer studies in natural environments of South America: floodplains. *Acta Scientiarum* 26: 385-406.
- Aoyagui, A. S. M., 2002. Rotíferos em diferentes ambientes da planície de inundação do alto rio Paraná-PR/MS: riqueza, abundância e suas relações com a conectividade. Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual de Maringá, Maringá.
- Armengol, J., 1980. Colonización de los embalses español por crustáceos planctónicos y evolución de la estructura de sus comunidades. *Oecologia Aquatica* 4: 45-70.
- Astlz, S. & H. Alvarez, 1998. El zooplancton en el alto y medio rio Orinoco, Venezuela. *Acta Científica Venezolana* 49: 5-18.
- Barbosa, F. A. R., F. V. Villarte, J. F. G. Serudo, G. P. C. P. Renault, P. M. Maia-Barbosa, R. M. Menéndez, M. C. F. Pereira & J. A. Vianna, 1999. Water quality, zooplankton and macroinvertebrates of the rio Tahuamanu and the rio Nareuda. In Chernoff, B. & P. W. Willink (eds), *A biological Assessment of the Aquatic Ecosystems of the Upper Río Orthon Basin, Pando, Bolivia*: 27-34.
- Beeby, A., 1993. *Applying ecology*. Chapman & Hall, London.
- Bonecker, C. C., C. L. Costa, L. F. M. Velho & F. A. Lansac-Tôha, 2005. Diversity and abundance of the planktonic rotifers in different environments of the Upper Paraná River floodplain (Paraná State - Mato Grosso do Sul State, Brazil). *Hydrobiologia* 546: 405-414.
- Bonecker, C. C., F. A. Lansac-Tôha, L. M. Bini & L. F. M. Velho, 2002. Daily fluctuation in rotifer population abundance in two environments of the Upper Paraná river floodplain, Brazil. *Amazoniana* XVII: 139-151.
- Bonecker, C. C., F. A. Lansac-Tôha & D. C. Rossa, 1998. Planktonic and non-planktonic rotifers in two environments of the Upper Paraná River floodplain, State of Mato Grosso do Sul, Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology* 41: 447-456.
- Bonecker, C. C., F. A. Lansac-Tôha & L. M. Bini, 1997. Composition of zooplankton in different environments of the Mato Grosso Pantanal, Mato Grosso, Brazil. *Anais do VIII Seminário Regional de Ecologia, São Carlos*: 1123-1135.
- Bonecker, C. C. & F. A. Lansac-Tôha, 1996. Community structure of rotifers in two environments of the high river Paraná floodplain (MS), Brazil. *Hydrobiologia* 325: 137-150.
- Bottrell, H. H., A. Duncan, Z. Gliwicz, E. Grygierek, A. Herzig, A. Hillbricht-Ilkowska, H. Kurasawa, P. Larsson & T. Weglenska, 1976. A review of some problems in zooplankton production studies. *Norwegian Journal of Zoology* 24: 419-456.

- Bozelli, R. L. & F. A. Esteves, 1995. Species diversity, evenness and richness of the zooplankton community of Batata and Mussurá lakes and the Trombetas River, Amazonia, Brazil. In Timotius, K. H. & F. Göltenboth (eds) Tropical Limnology vol II. Satya Wacana Christian University, Salatiga, Indonesia: 87-93.
- Bozelli, R. L., 2000. Zooplâncton. In Bozelli, R. L., F. A. Esteves & F. Roland (eds), Lago Batata: impacto e recuperação de um ecossistema amazônico. IB-UFRJ/SBL, Rio de Janeiro: 119-138.
- Bozelli, R. L., 1994. Zooplankton community density in relation to water level fluctuation and inorganic turbidity in an Amazonian lake, "Lago Batata", State of Pará, Brazil. Amazoniana 13: 17-32.
- Bunn, S. E. & A. H. Arthington, 2002. Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. Environmental Management 30: 492-507.
- Canevari, P., I. Davidson, D. E. Blanco, G. Castro & E. H. Bucher, 2001. Wetlands of South America: an agenda for biodiversity conservation and policies development. Wetlands International, Waneningen.
- Carvalho, P., L. M. Bini, S. M. Thomaz, L. G. Oliveira, B. A. Robertson, W. L. G. Tavechio & A. J. Darwisch, 2001. Comparative limnology of South America floodplain lakes and lagoons. Acta Scientiarum 23: 265-273.
- Casanova, S. M. C. 2005. Análise da estrutura da comunidade zooplanctônica na região de desembocadura do rio Paranapanema na represa de Jurumirim (SP), com ênfase na dinâmica populacional de Rotifera. Tese de Doutorado, Universidade Estadual Paulista, Botucatu.
- Connell, J. H., 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. Science 199: 1302-1310.
- Connell, J. H. & W. P. Sousa, 1983. On the evidence needed to judge ecological stability or persistence. The American Naturalist 121: 789-824.
- Corrales de Jacobo, M. A., 1979. Contribución al conocimiento del zooplancton del Alto Paraná. Ecosur 6: 185-205.
- Dabés, M. B. G. S., 1995. Composição e descrição do zooplâncton de 5 (cinco) lagoas marginais do rio São Francisco, Pirapora/ Três Marias/ Minas Gerais/ Brasil. Revista Brasileira de Biologia 55: 831-845.
- De Smet, W. H., 1997. Rotifera: The Dicranophoridae (Monogononta): vol. I. (Guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world: Vol. 5). - SPB Academics, The Hague.
- Espíndola, E. G., T. Matsumura-Tundisi & I. H. Moreno, 1996. Efeitos da dinâmica hidrobiológica do sistema Pantanal matogrossense sobre a estrutura da comunidade de zooplâncton da lagoa Albuquerque. Acta Limnologica Brasiliensia 8: 37-57.
- Esteves, F. A., 1998. Fundamentos de Limnologia (2<sup>nd</sup> ed.). Interciência/FINEP. Rio de Janeiro.
- Fernando, C. H., 1980. The freshwater zooplankton of Sri Lanka, with a discussion of tropical freshwater zooplankton composition. International Revue der Gesamten Hydrobiologie 65: 85-125.
- Gaston, K. J., 1996. Biodiversity: a biology of numbers and difference. Blackwell Science. Oxford.
- Green, J., 1972. Freshwater ecology in the Mato Grosso, Central Brazil. III. Associations of Rotifera in meander lakes of the rio Suiá Missú. Journal of Natural History 6: 220-241.

- Hamilton, S. K., S. J. Sippel, W. M. Lewis Jr & J. F. Saunders III, 1990. Zooplankton abundance and evidence for its reduction by macrophyte mats in two Orinoco floodplain lakes. *Journal of Plankton Research* 12: 345-363.
- Hardy, E. R., 1980. Composição do zooplâncton em cinco lagos da Amazonia Central. *Acta Amazonica* 10: 577-609.
- Hardy, E. R., B. Robertson & W. Koste, 1984. About the relationship between the zooplankton and fluctuating water levels of Lago Camaleão, a central Amazonian várzea lake. *Amazoniana* 9: 43-52.
- ICBP, 1992 Putting biodiversity on the Map: priority areas for global conservation. ICBP (BirdLife International), Cambridge.
- José de Paggi, S., 1981. Variaciones temporales y distribución horizontal del zooplancton en algunos cauces secundarios del río Paraná Medio. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 6: 185-199.
- José de Paggi, S., 1977. First observations on longitudinal succession of zooplankton in the main course of the Paraná river between Santa Fe and Buenos Aires harbour. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 13: 143-156.
- José de Paggi, S., 1989. Rotíferos de algunas provincias del noroeste argentino. *Revue d'Hydrobiologie Tropicale* 22: 223-238.
- Junk, W. J., P. B. Bayley & R. E. Sparks, 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences* 106: 110-127.
- Keppeler, E. C. & E. R. Hardy, 2004. Abundance and composition of Rotifera in an abandoned meander lake (Lago Amapá) in Rio Branco, Acre, Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia* 21: 233-241.
- Kingsford, R. T., 2000. Ecological impacts of dams, water diversions and river management on floodplain wetlands in Australia. *Austral Ecology* 25: 109-127.
- Kobayashi, T., R. J. Shiel, P. Gibbs & P. I. Dixon, 1998. Freshwater zooplankton in Hawkesbury-Nepean River: comparison of community structure with other river. *Hydrobiologia* 377: 133-145.
- Koste, W., 1972. Rotatorien aus Gewässern Amazoniens. *Amazoniana* 3: 258-505.
- Koste, W., 1978. Rotatoria die Rädertiere Mitteleuropas begründet von Max Voigt. *Monogononta*. Berlin.
- Koste, W. & B. Robertson, 1983. Taxonomic studies of the rotifera from Central Amazonian varzea lake, Lago Camaleão (Ilha de Marchantaria, Rio Solimões, Brazil). *Amazoniana* 8: 225-254.
- Krebs, C. J., 1999. *Ecological methodology*. 2<sup>nd</sup> Ed. Addison Wesley Longman Inc., Menlo Park.
- Lansac-Tôha, F. A., C. C. Bonecker & L. F. M. Velho, 2004. Composition, species richness and abundance of the zooplankton community. In Thomaz, S. M., A. A. Agostinho & N. S. Hahn (eds), *The Upper Paraná River and its floodplain: physical aspects, ecology and conservation*. Backhuys Publishers, Leiden: 145-190.
- Lévêque, C., E. V. Balian & K. Martens, 2005. An assessment of animal species diversity in continental waters. *Hydrobiologia* 542: 39-67.
- MacCune, B. & M. J. Mefford, 1995. *PC-ORD*. Multivariate analysis of ecological data, version 2.0. MJM Software Design Gleneden Blach, Oregon.

- Martinez, J. C. C., 1998. Rotíferos de um lago do município de Dourados-MS. Monografia, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande.
- Neiff, J. J., 1990. Ideas para la interpretación ecológica del Paraná. *Interciencia* 15: 424-441.
- Nogrady, T. & R. Pourriot, 1995. Rotifera: The Notommatidae. (Guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world: Vol. 3). - SPB Academics, The Hague.
- Nogrady, T. & H. Segers, 2002. Rotifera: Asplanchnidae, Gastropodidae, Lindiidae, Microcodidae, Synchaetidae, Trochosphaeridae and Filinia. (Guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world: Vol. 6). - SPB Academics, The Hague.
- Paggi, J. C. & S. José de Paggi, 1990. Zooplâncton de ambientes lóticos e lênticos do rio Paraná Médio. *Acta Limnologica Brasiliensia* 3: 685-719.
- Paggi, J. C. & S. José de Paggi, 1974. Primeros estudios sobre el zooplancton de las aguas loticas del Parana medio. *Physis*, v. 33, p. 91-114, 1974.
- Petry, A. C. Variação espacial na estrutura das assembleias de peixes da planície de inundação do alto rio Paraná, Brasil. Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual de Maringá, Maringá.
- Pielou, E. C., 1966. The measurement of diversity in different types of biological collections. *Journal of Theoretical Biology* 13: 131-144.
- Pjeler, B. & B. Berzins, 1995. Relation to habitat in rotifers. *Hydrobiologia*, 313/314: 267-278.
- Pourriot, R., 1997. Rotifera: The Ituridae (Guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world: Vol. 5). - SPB Academics, The Hague.
- Robertson, B. A. & E. R. Hardy, 1984. Zooplankton of Amazonian lakes and rivers. In Sioli, H. (ed), *The Amazon. Limnology and landscape ecology of a might tropical river and its basin*. Junk publishers, Dordrecht: 337-352.
- Rocha, R. R. A. & S. M. Thomaz, 2004. Variação temporal de fatores limnológicos em ambientes da planície de inundação do alto rio Paraná (PR/MS-Brasil). *Acta Scientiarum* 26: 261-271.
- Rocha, R. R. A., 2003. Limnologia comparativa e preditiva de rios e lagoas da planície de inundação do alto rio Paraná (PR/MS-Brasil). Tese de Doutorado, Universidade Estadual de Maringá, Maringá.
- Rossa, D. C. & C. C. Bonecker, 2003. Abundance of planktonic and non-planktonic rotifers in lagoons of the Upper Paraná River floodplain. *Amazoniana*, XVII: 567-581.
- Rossa, D. C., 2001. Abundância e biomassa de rotíferos em diferentes ambientes lênticos da planície de inundação do alto rio Paraná (PR/MS). Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual de Maringá, Maringá.
- Ruttner-Kolisko, A., 1974. Plankton rotifers: biology and taxonomy. E. Schweizerbart Scheverlapbuch handlung, Stuttgart.
- Segers, H., 1995. Rotifera. The Lecanidae (Monogononta). Amsterdã: SPB Academics. (Guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world: Vol 2). – SPB Academics, The Hague.
- Sendacz, S. & S. S. M. Costa, 1991, Caracterização do zooplâncton do rio Acre e lagos Lua Nova, Novo Andirá e Amapá (Amazônia, Brazil). *Revista Brasileira de Biologia* 51: 463-470

- Sendacz, S., 1997. Zooplankton studies of floodplain lakes of the upper Paraná river, São Paulo State, Brazil. *Verhandlung Internationale Vereinigung für theoretisch und angewandte Limnologie* 26: 621-627.
- Serafim Jr., M., 1997. Heterogeneidade especial e temporal da comunidade zooplanctônica do sistema rio Ivinheima-Lagoa dos Patos, Planície de Inundação do Alto Rio Paraná (MS). Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual de Maringá, Maringá.
- Shannon, C. E. & W. Weaver, 1949. *The mathematical theory of communication*. University of Illinois press, Urbana.
- Shiel, R. J., K. F. Walker & W. D. Willians, 1982. Plankton of the lower River Murray, South Australia. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research* 33: 210-227.
- Sokal, R. R. & R. J. Rohlf, 1981. *Biometry*. 2<sup>nd</sup>. Ed. W. H. Freeman and Company, New York.
- Souza-Filho, E. E., 1993. Aspectos da geologia e estatigrafia dos depósitos sedimentares do rio Paraná no segmento entre Porto Primavera (MS) e Guaíra (PR). Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Statsoft Inc., 2005. Tulsa: Statistica. 3v.
- Thomaz, S. M., L. M. Bini & R. L. Bozelli, in press. Floods increase similarity among aquatic habitats in river-floodplain systems. *Hydrobiologia*.
- Thomaz, S. M., T. A. Pagioro, L. M. Bini, M. C. Roberto & R. R. A. Rocha, 2004a. Limnological characterization of the aquatic environments and the influence of hydrometric levels. In Thomaz, S. M., A. A. Agostinho & N. S. Hahn (eds), *The Upper Paraná River and its Floodplain*. Backhuys Publishers, Leiden: 75-102.
- Thomaz, S. M., T. A. Pagioro, L. M. Bini, M. C. Roberto & R. R. A. Rocha, 2004b. Limnology of the Upper Paraná Floodplain habitats: patterns of spatio-temporal variations and influence of the water levels. In Agostinho, A. A., L. Rodrigues, L. C. Gomes, S. M. Thomaz & L. E. Miranda (eds), *Structure and functioning of the Paraná River and its floodplain*. Eduem, Maringá: 37-42.
- Thomaz, S. M., R. R. A. Rocha, A. M. Santos, T. A. Pagioro, S. A. Pierini & G. Pereira, 2000. Fatores limnológicos. In Agostinho, A. A., K. Nakatani, R. R. Antonio, F. C. Zavadski, S. M. Thomaz, H. F. Júlio Jr, K. D. G. Luz & J. L. L. Pereira (eds), *Área de pesquisas ecológicas de longa duração: Programa PELD/CNPq. Relatório técnico 2000. A planície de inundação do Alto rio Paraná*. EDUEM, Maringá: 77-86.
- Thomaz, S. M., M. C. Roberto & L. M. Bini, 1997. Caracterização limnológica dos ambientes aquáticos e influência dos níveis fluviométricos. In Vazzoler, A. E. A. M., A. A. Agostinho, A. A. & N. S. Hahn (eds), *A Planície de Inundação do Alto Rio Paraná: Aspectos Físicos, Biológicos e Socioeconômicos*. Eduem, Maringá: 73-102.
- Thomaz, S. M., M. C. Roberto & F. A. Lansac-Tôha, F. A. Esteves & A. F. Lima, 1991. Dinâmica temporal dos principais fatores limnológicos do rio Baía-planície de inundação do alto rio Paraná-MS, Brasil. *Revista Unimar*, 13: 299-312.
- Vásquez, E. & J. Rey, 1989. A longitudinal study of zooplankton along the lower Orinoco river and its delta (Venezuela). *Annales de Limnologie* 25: 107-120.
- Velho, L. F. M., L. M. Bini & F. A. Lansac-Tôha, 2004. Testate amoeba (Rhizopoda) diversity in plankton of the Upper Paraná River floodplain, Brazil. *Hydrobiologia* 523: 103-111.
- Ward, J. V. & K. Tockner, 2001. Biodiversity: towards a unifying theme for river ecology. *Freshwater Biology* 46: 807-819

Ward, J. V. & J. A. Stanford, 1995a. The serial discontinuity concept – extending the model to floodplain rivers. *Regulated Rivers: Research and Management* 10: 159-168.

Ward, J. V. & J. A. Stanford, 1995b. Ecological connectivity in alluvial river ecosystems and its disruption by flow regulation. *Regulated Rivers: Research and Management* 11: 105-119.

Ward, J. V., K. Tockner & F. Schiemer, 1999. Biodiversity of floodplain river ecosystems: Ecotones and connectivity. *Regulated Rivers: Research and Management* 15: 125-139.

Whittaker, R. M., 1960. Vegetation of the Siskiyou Mountains. Oregon and California. *Ecological Monographs* 30: 151-158.

Zar, J. H., 1999. *Biostatistical Analysis*. Prentice Hall, New Jersey

Anexo 1 – Riqueza (S), abundância ( $\text{ind m}^{-3}$ ), diversidade específica (H') e equitabilidade (E) da assembléia de rotíferos registradas nos dois ambientes (L=lagoa; R=rio) presentes na planície de inundação do Alto rio Paraná, nos períodos de cheia (c) e seca (s), durante os anos de 1992, 2000, 2001 e 2002.

Anos	Mês	Período	Ambientes		S	Abundância		H'	E
			Código	Nome		$\text{ind m}^{-3}$	$\log \text{ind m}^{-3}$		
1992	Fev	c	L	L. Guaraná	46	12115	9,402	1,477	0,386
1992	Nov	c	L	L. Guaraná	47	33262	10,412	1,549	0,402
1992	Fev	c	R	R. Baía	29	18824	9,843	2,346	0,697
1992	Nov	c	R	R. Baía	36	58941	10,984	2,050	0,572
1992	Mai	s	L	L. Guaraná	46	6800	8,825	3,124	0,816
1992	Ago	s	L	L. Guaraná	29	23350	10,058	1,878	0,558
1992	Mai	s	R	R. Baía	35	7412	8,911	1,638	0,461
1992	Ago	s	R	R. Baía	24	33722	10,426	1,820	0,573
2000	Fev	c	L	L. Guaraná	20	5444	8,602	1,965	0,656
2000	Nov	c	L	L. Guaraná	25	3034	8,018	2,891	0,898
2000	Fev	c	R	R. Baía	26	30334	10,320	1,241	0,381
2000	Nov	c	R	R. Baía	13	10102	9,220	1,554	0,606
2000	Mai	s	L	L. Guaraná	13	19147	9,860	2,077	0,810
2000	Ago	s	L	L. Guaraná	28	3615	8,193	2,856	0,857
2000	Mai	s	R	R. Baía	15	6578	8,792	1,814	0,670
2000	Ago	s	R	R. Baía	18	1948	7,575	1,757	0,608
2001	Fev	c	L	L. Guaraná	27	104030	11,552	2,267	0,688
2001	Nov	c	L	L. Guaraná	30	1715637	14,355	2,066	0,607
2001	Fev	c	R	R. Baía	27	153614	11,942	2,512	0,762
2001	Nov	c	R	R. Baía	26	25588	10,150	2,144	0,658
2001	Mai	s	L	L. Guaraná	32	172620	12,059	0,083	0,239
2001	Ago	s	L	L. Guaraná	22	727793	13,498	1,612	0,522
2001	Mai	s	R	R. Baía	31	69279	11,146	2,088	0,608
2001	Ago	s	R	R. Baía	26	109752	11,606	2,162	0,664
2002	Fev	c	L	L. Guaraná	59	13074	9,478	2,584	0,634
2002	Nov	c	L	L. Guaraná	46	36917	10,516	2,998	0,783
2002	Fev	c	R	R. Baía	44	10029	9,213	2,918	0,771
2002	Nov	c	R	R. Baía	37	42008	10,646	1,768	0,490
2002	Mai	s	L	L. Guaraná	57	88359	11,389	2,383	0,589
2002	Ago	s	L	L. Guaraná	37	300524	12,613	1,545	0,428
2002	Mai	s	R	R. Baía	36	35087	10,466	2,223	0,620
2002	Ago	s	R	R. Baía	34	67857	11,125	2,174	0,617

Anexo 2. Dados mensais do nível fluviométrico do rio Paraná (cm) nos diferentes anos estudados.

<b>Ano</b>	<b>Mês</b>	<b>Nível</b>
1992	Março	395
	Maio	480
	Agosto	291
	Novembro	442
2000	Fevereiro	309
	Maio	288
	Agosto	286
	Novembro	280
2001	Fevereiro	317
	Maio	239
	Agosto	157
	Novembro	172
2002	Fevereiro	405
	Maio	259
	Agosto	231
	Novembro	226

Anexo 3. Dados mensais da pluviosidade (mm) na região estudada em 2000, 2001 e 2002.

<b>Mês</b>	<b>Pluviosidade / 2000</b>	<b>Pluviosidade / 2001</b>	<b>Pluviosidade / 2002</b>
jan	3,85	3,92	4,84
fev	4,57	6,76	4,42
mar	3,19	3,98	1,94
abr	1,31	2,37	0,85
mai	0,74	4,09	10,79
jun	2,29	2,55	0,00
jul	1,80	0,74	1,86
ago	4,73	3,68	1,39
set	8,35	3,27	2,43
out	1,64	2,17	2,25
nov	4,80	4,64	5,62
dez	8,49	8,47	1,94



Anexo 4. Vazão diária ( $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ ) do rio Paraná em 2000.

Jan	7,36	Fev	6,59	Mar	8,39	Abr	10,88	Mai	8,14	Jun	7,26	Jul	8,38	Ago	6,35	Set	7,06	Out	6,52	Nov	7,14	Dez	7,67
	7,90		6,60		8,53		10,37		7,97		8,19		7,72		6,44		8,47		6,56		7,94		8,68
	7,33		7,62		8,39		9,73		7,60		9,47		7,22		6,97		9,63		7,10		8,41		8,04
	6,68		7,68		8,83		8,99		7,58		8,00		7,64		8,13		8,25		6,96		7,48		8,23
	6,22		7,63		8,72		7,92		8,73		6,93		7,93		8,52		6,73		7,48		6,81		7,91
	6,72		8,65		7,80		7,85		8,45		7,18		8,31		8,72		6,86		7,67		7,20		7,24
	7,99		8,20		6,95		7,63		8,08		8,22		8,78		6,76		7,59		7,59		7,06		7,77
	7,98		7,10		7,77		7,91		8,17		8,80		8,53		6,13		8,62		7,53		7,03		8,20
	7,22		6,73		8,43		8,08		7,21		8,68		7,96		7,81		7,90		7,68		7,14		7,40
	7,92		7,96		8,56		8,36		7,16		7,58		6,98		7,23		7,64		7,41		7,20		6,63
	8,02		7,93		8,44		7,36		7,35		8,10		6,65		7,57		7,56		7,02		7,16		6,61
	8,63		7,95		7,74		7,53		7,35		7,57		6,59		8,43		7,46		7,38		7,33		6,77
	9,11		9,14		7,71		8,20		7,26		6,87		7,35		8,24		7,74		7,81		7,47		7,66
	8,57		9,34		7,86		8,87		7,46		7,11		8,73		7,25		9,83		7,73		7,91		8,28
	7,30		8,95		8,04		8,33		7,50		7,63		9,34		6,29		9,22		7,17		7,21		9,15
	7,96		8,33		8,15		8,22		7,49		9,10		7,29		7,43		7,91		6,31		6,62		9,17
	8,67		10,62		8,72		8,53		6,49		8,75		5,89		7,65		7,27		6,88		7,78		6,99
	7,48		10,91		8,87		7,50		6,99		7,93		6,67		8,67		8,70		6,84		8,06		8,47
	7,61		9,20		8,75		7,78		8,48		7,70		7,38		9,23		7,68		7,83		8,18		7,75
	8,68		7,87		9,44		7,82		9,83		7,45		7,38		7,90		7,55		7,74		7,11		7,17
	9,48		6,66		9,43		7,72		8,16		7,46		8,67		7,15		7,23		7,69		6,90		7,39
	8,80		6,86		9,25		7,35		7,26		8,03		8,88		6,25		7,26		7,83		6,92		7,56
	7,74		7,37		11,11		7,13		7,38		9,29		8,16		6,95		7,00		7,41		6,95		7,62
	7,67		8,86		13,65		7,12		7,57		8,55		8,03		8,38		6,99		7,51		7,28		7,52
	7,72		8,86		13,99		7,02		8,45		7,49		9,08		8,33		6,61		7,66		7,96		6,17
	7,76		8,51		13,51		6,89		7,96		6,17		8,49		8,34		7,04		7,98		8,21		6,85
	9,17		8,19		12,11		7,51		7,71		7,05		8,18		7,58		7,19		7,91		8,87		7,13
	8,90		8,09		10,84		7,98		7,73		7,76		8,23		8,27		6,98		8,08		7,30		6,88
	8,00		8,26		9,89		8,14		7,70		8,65		8,49		7,12		6,65		8,35		7,82		7,10
	7,21				10,94		7,91		7,33		8,58		8,07		7,78		6,65		8,38		7,88		8,13
	6,75				11,09				6,84				7,16		8,04				7,30				7,07

Anexo 5. Vazão diária ( $m^{-3} s^{-1}$ ) do rio Paraná em 2001.

Jan	6,89	Fev	8,06	Mar	8,06	Abr	7,44	Mai	5,87	Jun	6,11	Jul	4,93	Ago	4,61	Set	5,19	Out	5,10	Nov	5,17	Dez	5,04
	7,24		7,06		7,25		6,36		5,82		5,82		4,89		4,89		5,00		5,75		4,84		4,57
	7,34		6,42		6,81		6,13		7,54		5,59		4,93		5,17		4,93		5,78		4,70		4,58
	7,22		7,37		6,33		6,77		7,62		5,55		5,11		4,82		5,09		5,59		4,75		4,86
	7,23		7,12		6,17		8,14		6,72		5,73		5,12		4,77		5,18		5,17		4,89		4,86
	7,49		6,69		5,70		7,24		6,76		5,87		5,19		4,75		5,41		4,56		5,29		5,20
	7,45		6,70		5,59		6,73		6,17		6,82		5,05		5,05		4,91		4,36		5,50		5,39
	7,63		7,96		5,69		8,47		6,22		7,04		4,54		5,09		4,45		4,68		5,54		5,51
	7,71		8,89		5,75		6,85		6,08		6,70		4,11		4,87		4,37		5,06		5,40		4,99
	7,86		8,20		5,94		7,13		6,24		6,01		4,79		4,91		4,75		5,24		5,34		5,21
	8,00		8,33		5,52		7,97		6,25		5,65		5,07		5,17		5,53		5,08		5,08		5,82
	9,20		8,35		5,47		8,12		6,55		5,95		5,09		4,96		4,84		5,16		4,84		5,94
	9,44		8,34		5,83		8,06		6,25		5,91		5,05		4,85		4,68		5,47		5,40		6,04
	8,83		8,47		5,70		7,33		6,00		5,76		5,05		4,95		4,89		5,58		5,49		6,22
	8,37		9,03		5,72		6,33		6,50		5,42		4,91		4,93		4,97		5,61		5,55		5,92
	7,83		10,00		5,87		6,57		7,96		5,39		4,70		5,09		4,61		4,98		5,87		5,35
	7,48		9,25		5,78		6,64		6,47		5,36		5,01		4,94		4,60		4,78		6,06		4,90
	8,22		8,94		5,88		6,39		6,19		5,29		5,01		4,67		4,62		5,09		5,37		5,74
	10,21		8,18		6,26		6,36		6,52		5,49		5,03		4,48		4,65		5,43		5,17		6,42
	9,57		8,90		5,96		6,74		6,21		5,49		4,98		4,56		4,39		6,14		6,41		6,67
	8,75		9,27		6,54		6,70		6,00		5,23		4,98		4,87		4,35		5,47		6,26		6,94
	8,55		11,04		5,96		6,55		6,52		5,03		4,81		5,07		4,42		5,42		6,44		7,52
	7,59		10,24		8,00		8,47		6,54		4,71		4,81		5,06		4,48		5,29		6,42		7,56
	7,27		9,36		6,93		8,18		6,43		4,35		4,88		4,95		4,85		5,04		5,83		7,35
	7,73		9,11		6,30		6,62		6,75		4,56		5,17		4,93		5,07		5,23		5,15		6,75
	7,99		8,81		5,64		7,54		7,11		4,83		5,29		4,68		5,09		5,34		5,24		6,37
	8,81		7,68		6,62		8,18		6,87		4,90		4,89		4,82		5,50		5,09		5,46		6,14
	8,85		7,32		7,87		8,29		6,08		5,05		4,67		5,15		5,68		5,06		5,19		6,11
	8,27				10,78		6,98		7,15		5,07		4,30		5,11		5,54		5,35		5,07		5,96
	8,16				8,94		5,77		7,51		5,03		4,59		5,04		5,09		5,54		5,08		6,17
	7,84				8,16				6,37				4,47		5,12				5,42				6,47

Anexo 6. Vazão diária ( $m^{-3} s^{-1}$ ) do rio Paraná em 2002.

Jan	6,17	Fev	8,99	Mar	14,85	Abr	9,08	Mai	6,95	Jun	6,93	Jul	5,86	Ago	7,40	Set	6,10	Out	6,01	Nov	7,05	Dez	7,50
	6,31		7,98		13,47		8,33		6,76		6,88		6,06		6,37		6,24		6,15		6,16		6,76
	6,26		7,12		12,88		8,76		6,61		6,55		6,11		6,23		6,51		5,85		6,04		6,82
	6,30		8,34		12,75		10,30		6,79		6,52		6,02		5,85		6,81		5,96		6,61		7,72
	6,25		9,94		12,68		9,67		6,28		6,30		6,02		5,99		7,33		6,08		7,43		8,09
	5,63		10,42		10,70		7,41		6,63		6,31		5,88		6,45		7,58		6,03		7,05		7,99
	5,97		9,83		10,27		7,79		7,01		6,37		5,78		6,39		6,84		6,60		6,22		7,62
	6,59		10,25		10,51		7,46		7,30		5,92		5,71		6,78		5,82		7,22		5,90		7,45
	6,49		10,32		10,13		6,90		7,83		5,77		5,85		6,99		6,40		7,51		5,72		7,40
	6,49		9,94		9,93		7,01		7,50		5,94		5,91		6,03		6,98		7,72		5,73		7,15
	6,62		9,12		8,12		7,48		8,03		6,09		6,00		5,77		6,28		7,69		5,82		6,95
	6,19		9,62		7,18		9,12		7,71		6,19		6,02		6,73		6,37		6,69		5,97		7,04
	5,58		11,07		7,10		8,94		7,83		6,21		6,01		6,58		6,26		5,84		6,27		6,93
	7,88		10,69		8,61		8,56		7,64		6,27		5,89		6,29		6,29		5,88		6,51		6,78
	11,29		10,81		8,47		6,73		7,91		6,11		5,86		6,12		6,15		6,90		6,34		6,01
	10,94		12,13		7,62		6,72		7,83		5,95		5,93		6,05		6,39		7,16		6,16		6,16
	9,04		11,33		7,13		7,83		8,27		5,84		5,93		6,04		6,76		7,53		5,76		6,64
	8,24		10,78		7,38		7,76		6,54		6,16		5,90		5,91		6,72		7,71		6,53		6,93
	7,84		10,02		7,58		7,53		5,78		6,24		5,94		5,96		6,79		6,82		6,81		7,04
	7,47		10,50		7,44		7,86		6,02		6,02		5,92		6,82		7,47		6,48		7,28		7,00
	7,18		10,87		7,46		7,68		7,59		6,01		5,80		6,60		6,21		6,84		6,86		6,93
	8,36		10,38		7,61		7,28		7,31		5,85		5,86		6,54		5,79		6,85		6,20		6,17
	8,23		10,25		8,04		7,53		7,14		5,97		6,30		6,42		6,05		6,90		6,11		6,87
	8,85		11,67		7,94		7,29		6,65		5,96		6,34		6,39		6,02		6,80		5,91		6,20
	9,81		12,65		8,68		8,21		6,71		6,10		6,23		5,98		5,79		6,77		6,20		5,90
	9,84		14,16		10,25		9,04		6,56		6,06		6,28		6,41		5,81		6,44		6,15		5,88
	9,66		14,63		11,97		9,53		6,59		6,01		6,61		7,37		5,83		6,53		6,57		5,99
	9,76		14,81		12,34		8,48		6,82		5,98		6,12		7,56		5,81		7,01		6,39		6,57
	9,74				13,11		7,03		6,83		5,93		6,20		7,77		5,64		7,14		6,36		6,20
	10,70				10,49		6,99		7,03		5,75		6,94		7,42		6,28		7,30		6,22		6,17





## **Capítulo 2**

---

***Variação espacial da diversidade da assembléia de rotíferos nos diferentes ambientes e sistemas da planície de inundação do alto rio Paraná (PR/SP), Brasil.***



## ***Variação espacial da diversidade da assembléia de rotíferos nos diferentes ambientes e sistemas da planície de inundação do alto rio Paraná (PR/SP), Brasil.***

### **Resumo**

O ecossistema da planície de inundação do alto rio Paraná ainda possui uma considerável variabilidade de habitats aquáticos e terrestres, conservando uma grande diversidade de espécies terrestres e aquáticas. Foi pressuposto que (i) a estrutura da assembléia de rotíferos, a partir de sua riqueza de espécies, abundância, diversidades  $\alpha$ ,  $\beta_1$  e  $\beta_2$ , diversidade específica é maior nos rios e nas lagoas fechadas, além (ii) desses atributos e dos padrões de distribuição das espécies serem distintos nos diferentes tipos de ambientes e sistemas estudados. O estudo foi realizado, trimestralmente, em 36 ambientes (lagoas abertas, lagoas fechadas, ressacos, rios e canais) localizados nos principais sistemas da planície de inundação, em 2000 e 2001. As amostragens dos rotíferos foram efetuadas na região pelágica desses ambientes, com auxílio de moto-bomba e rede de plâncton (68  $\mu\text{m}$ ) (1000 L/amostra). Algumas variáveis limnológicas também foram amostradas com a mesma estratégia e periodicidade. Os resultados obtidos nesse estudo mostraram que o sistema Paraná, incluindo as diferentes lagoas, o canal Cortado e o principal rio da planície, bem como suas características limnológicas foram determinantes na estrutura da assembléia de rotíferos quanto a riqueza e a abundância de espécies. Por outro lado, o sistema Baía, considerando o canal, foi influente nos resultados de diversidade específica da assembléia. A dinâmica da assembléia esteve relacionada com a ausência de cheias intensas e prolongada tendo em vista que os valores do nível fluviométrico permaneceram abaixo do valor de alagamento, durante todo o período de estudo. Esse fato também mostrou que a alteração da composição da assembléia esteve relacionada principalmente com a heterogeneidade espacial do que a temporal. Pode se observar, ainda, que a ocorrência e a abundância das espécies foram descritoras da variabilidade espacial dos ambientes e sistemas estudados, especialmente de uma espécie de Brachionidae e outra de Trichocercidae.

*Palavras-chave:* rotífero, variação espacial, diversidade, conectividade, efeito de diluição, planície de inundação, rio Paraná, Brasil.

### **Abstract**

The ecosystem of Upper Paraná river floodplain still present a remarkable variability of terrestrial and aquatic habitats, maintaining a great diversity of terrestrial and aquatic species. It was assumed that (i) the structure of rotifer assemblage, from its species richness, abundance,  $\alpha$ ,  $\beta_1$  and  $\beta_2$  diversity, and specific diversity is higher in rivers and isolated lagoons, and (ii) these attributes and species distribution patterns are distinct in different types of environments and systems studied. This study was performed every three months, in 36 sampling stations (rivers, channels, backwaters, open and isolated lagoons) located in principal systems from floodplain, in 2000 and 2001. Rotifers samplings were carried out in the pelagic region from these environments, using a motorized pump and plankton net (68 $\mu\text{m}$ ) (1000 L/sample). Some limnological variables were also measured. The results showed that Paraná system, including the different lagoons, Cortado channel and the main floodplain river, was preponderant on



rotifers assemblage structure considering species richness and abundance, including limnological characteristics from these environments. On the other hand, Baía system, considering the channel, was influent on specific diversity results. The assemblage dynamic was related to the absence of intense and prolonged floods since the fluviometric level values remained below overflow value, during study period. This fact also showed that alteration of assemblage composition was related principally to spatial heterogeneity. We could observe that species occurrence and abundance was descriptors of spatial variability of environments and systems, mainly one Brachionidae species and another from Trichocercidae.

*Key words:* rotifer, spatial variation, diversity, connectivity, dilution effect, floodplain, Paraná river, Brazil.

## **Introdução**

Planícies de inundação são ecossistemas caracterizados pelo predomínio de distúrbios periódicos, proporcionados pela alteração no nível hidrométrico. Concomitante a isto apresentam elevada diversidade de habitats com suas respectivas biotas capazes de explorar a heterogeneidade espacial destes ambientes e, conseqüentemente, alcançarem alta biodiversidade (Junk et al., 1989; Duncan, 1993; Ward & Stanford, 1995; Petts & Amoros, 1996; Ward et al., 1999). As oscilações no regime hidrológico alteram as características limnológicas dos ambientes presentes na planície, que também influenciam os diferentes padrões de diversidade das assembléias aquáticas nesses ambientes (Neiff, 1990, Carvalho et al., 2001, 2003; Thomaz et al., no prelo).

O predomínio desses distúrbios interfere nos processos ecológicos de dinâmica de troca de matéria e energia, resultantes das interações bióticas e abióticas, afetando a estrutura e dinâmica das assembléias aquáticas presentes nos diferentes ambientes aquáticos presentes nos sistemas rio-planície de inundação (Ward, 1989; Tockner et al., 1999; Ward et al., 1999), sendo o efeito do pulso de inundação sobre essas características das assembléias aquáticas, variável e dependente das características morfométricas e hidrológicas dos ambientes da planície e do canal do rio principal (Ward et al., 1999).

A relação entre a biodiversidade e o funcionamento dos ecossistemas emergiu como a maior pauta científica da atualidade. Desde então, surgiram várias questões sobre os efeitos da biodiversidade sobre os processos ecossistêmicos, suas implicações e como os resultados alcançados contribuem na manutenção desses ecossistemas frente às perturbações (Loreau, 2000).

Dentre os grupos zooplancônicos presentes nesses ambientes, encontram-se os rotíferos. Os rotíferos destacam-se por serem organismos oportunistas, com alta taxa de consumo e assimilação de uma ampla variedade de recursos alimentares. Além de apresentarem alta tolerância às mudanças das condições ambientais, essas características permitem que os rotíferos colonizem até mesmo os ambientes mais instáveis (Allan, 1976).

Em ambientes de planície de inundação, os rotíferos constantemente predominam sobre os demais grupos zooplancônicos, apresentando alta diversidade de espécies nos mais variados ambientes (Paggi & José de Paggi, 1974; José de Paggi, 1980; Koste & Robertson, 1983; Vásquez, 1984; Lansac-Tôha et al., 1997). Além disso, representam um componente importante do plâncton na transferência de energia entre os produtores primários e os níveis tróficos superiores (Armengol, 1980).

Em relação aos estudos realizados, existem poucos sobre rotíferos em planícies de inundação na região neotropical, restringindo-se apenas às principais bacias hidrográficas. Levando-se em conta a elevada diversidade de espécies registrada nesses ecossistemas e as inúmeras regiões não exploradas nesta região biogeográfica, pode-se considerar que um maior número de estudos sobre a ecologia do grupo é relevante para ampliar o entendimento da estruturação e dinâmica da assembléia de rotíferos em planícies de inundação e sua relação com a biodiversidade desses ecossistemas (Aoyagui & Bonecker 2004).

O ecossistema da planície de inundação do alto rio Paraná ainda possui uma considerável variabilidade de habitats aquáticos e terrestres, conservando uma grande diversidade de espécies terrestres e aquáticas. Muito embora alterados razoavelmente pela operação da cadeia de reservatórios a montante desse trecho da planície, os ciclos hidro-sedimentológicos respeitam certa sazonalidade, contribuindo para a manutenção de várias espécies a ele adaptadas (Thomaz et al., 2000), sendo constatada a ausência de um padrão de variação sazonal do nível fluviométrico, porém, apresentando, ainda, elevações posteriores de até 5,07m (Rocha & Thomaz, 2004). De acordo com Veríssimo (1994), a partir de 3,5m de nível fluviométrico, o rio Paraná começa alagar a planície nesse trecho.

Sendo assim, os rotíferos foram a temática central deste estudo, com o objetivo de se investigar a variabilidade de sua diversidade nos distintos ambientes (lagoas abertas, lagoas fechadas, rios, canais e ressacos), dos diferentes sistemas (Baía, Ivinheima, Paraná), durante os anos de 2000 e 2001 na planície de inundação do alto rio Paraná. Objetivou-se, ainda, obter maiores informações sobre a estrutura e dinâmica do grupo, associando os distúrbios periódicos à heterogeneidade espacial existente nos ambientes, permitindo ampliar e integrar o conhecimento sobre a

biodiversidade dos organismos aquáticos presentes na planície, sob influência dos processos ecossistêmicos.

Nesse sentido, foi pressuposto que (i) a riqueza de espécies, abundância, diversidades  $\alpha$ ,  $\beta_1$  e  $\beta_2$ , diversidade específica é maior nos rios e nas lagoas fechadas, além (ii) desses atributos e dos padrões de distribuição das espécies serem distintos nos diferentes tipos de ambientes e sistemas estudados.

## Área de Estudo

O presente estudo foi desenvolvido dentro da “Área de Proteção Ambiental das Ilhas e Várzeas do Rio Paraná”, no trecho da planície de inundação do Alto rio Paraná (22°40' - 22°50' S e 53°10' - 53°40'W). Esse trecho do rio Paraná apresenta canal anastomosado, com baixa declividade e extensa planície de inundação (230 km de extensão e 20 km de largura) (Souza Filho, 1993).

O rio Paraná é o décimo maior rio do mundo em descarga e o quarto em área de drenagem ( $5,0 \cdot 10^8 \text{ m}^3 \text{ ano}^{-1}$ ;  $2,8 \cdot 10^6 \text{ km}^2$ , respectivamente) (Agostinho & Zalewski, 1996), sendo que a planície de inundação do alto rio Paraná permanece ainda como um remanescente de áreas alagáveis, relativamente bem conservado e representa o último trecho livre de barramento (230km) deste rio, em território brasileiro. Situa-se entre os reservatórios de Porto Primavera e Itaipu (Stevaux, 1994).

Para a realização desse estudo, foram estabelecidos 36 ambientes de amostragem: três rios, dezesseis lagoas abertas (com diferentes níveis de conectividade com a calha principal dos rios), treze lagoas fechadas (sem comunicação com a calha principal dos rios) e quatro canais. Esses ambientes estão localizados nos principais sistemas da planície de inundação (sistemas Baía, Ivinheima e Paraná), que, por sua vez, estão associados ao próprio rio Paraná e dois importantes tributários na margem direita (rios Baía e Ivinheima) (Tab. 1 e Fig. 1).

O sistema Paraná, é formado pelo rio Paraná e lagoas de inundação presentes nas ilhas e várzeas e associadas a este. O trecho do rio Paraná (22°45'S – 53°15'W), tem padrão multicanal, apresentando velocidade média de corrente relativamente alta, com valores próximos a um metro por segundo, variável de acordo com a vazão. Possui ainda, largura variada, com presença de extensas ilhas e barras. No trecho da planície de inundação estudado, o rio apresenta profundidade média de 4,0 m, podendo superar 15 m de profundidade máxima (Thomaz et al., 2000). Nesse sistema, foram amostrados ressacos, devido ao número reduzido de lagoas com conexão permanente com o rio principal. Esses ambientes são formados por barras de

sedimentação laterais às ilhas e conectados a elas pela porção superior. Apresentam uma grande quantidade de macrófitas aquáticas na margem, morfometria e hidrologia similares às lagoas abertas (Thomaz et al., 2000), e por isso, para análise dos dados, foram considerados como tais.

Tabela 1. Listagem dos ambientes estudados na planície de inundação do alto rio Paraná, sistemas, categoria de classificação dos ambientes, área e profundidade média das lagoas estudadas em 2000 e 2001 (\*=dados não obtidos). Os ressacos foram considerados como lagoas abertas.

<i>Ambientes</i>	<i>Sistemas</i>	<b>Área (ha)</b>	<b>Profundidade média (m)</b>
<b>1) Rios</b>			
Paraná	Paraná		4,00
Ivinheima	Ivinheima		3,90
Baía	Baía		3,20
<b>2) Lagoas com comunicação</b>			
Garças	Paraná	14,10	2,00
Pombas	Paraná	*	3,30
Bilé	Paraná	*	1,30
Leopoldo	Paraná	2,95	3,10
Manezinho	Paraná	0,10	2,10
Pau Véio	Paraná	3,00	1,80
Patos	Ivinheima	113,80	3,50
Finado Raimundo	Ivinheima	84,90	3,20
Peroba	Ivinheima	12,20	3,10
Sumida	Ivinheima	67,40	1,60
Boca do Ipoitã	Ivinheima	2,30	3,60
Porcos	Baía	6,20	2,30
Maria Luiza	Baía	14,70	3,30
Onça	Baía	27,20	2,00
Guaranã	Baía	4,20	2,10
Gavião	Baía	*	2,20
<b>3) Lagoas sem comunicação</b>			
Clara	Paraná	0,91	1,20
Pousada	Paraná	12,70	0,39
Genipapo	Paraná	0,06	0,96
Osmar	Paraná	0,006	1,10
Capivara	Ivinheima	7,20	3,60
Jacaré	Ivinheima	6,95	2,14
Ventura	Ivinheima	89,80	2,16
Zé do Paco	Ivinheima	2,70	3,90
Cervo	Ivinheima	7,81	2,00
Pousada das Garças	Baía	3,80	2,30
Fechada	Baía	7,50	2,46
Aurélio	Baía	0,43	1,95
Traíra	Baía	0,47	2,10
<b>4) Canais</b>			
Cortado	Paraná		1,30
Ipoitã	Ivinheima		3,20
Baía	Baía		2,00
Curutuba	Baía		2,70

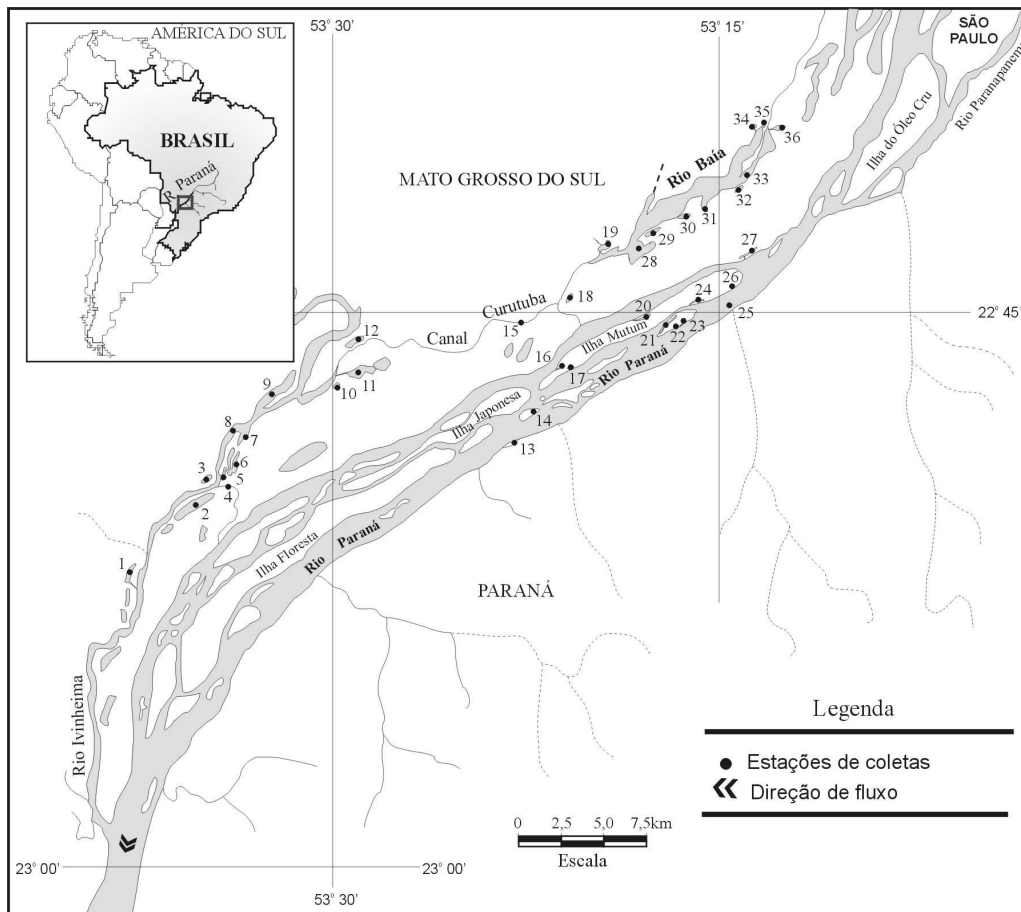


Figura. 1. Mapa da área de estudo e locais de amostragem (1 = Lagoa Peroba, 2 = Lagoa Ventura; 3 = Lagoa do Zé do Paco; 4 = Canal do Ipoitã; 5 = Lagoa Boca do Ipoitã; 6 = Lagoa dos Patos; 7 = Lagoa Capivara; 8 = Rio Ivinheima; 9 = Lagoa do Finado Raimundo; 10 = Lagoa do Jacaré; 11 = Lagoa Sumida; 12 = Lagoa do Cervo; 13 = Canal Cortado; 14 = Lagoa das Pombas; 15 = Canal Curutuba; 16 = Ressaco do Manezinho; 17 = Lagoa do Osmar; 18 = Lagoa da Traíra; 19 = Lagoa do Guaraná; 20 = Ressaco do Bilé; 21 = Ressaco do Leopoldo; 22 = Lagoa Genipapo; 23 = Lagoa Clara; 24 = Ressaco do Pau Véio; 25 = Rio Paraná; 26 = Lagoa Pousada; 27 = Lagoa das Garças; 28 = Rio Baía; 29 = Lagoa Fechada; 30 = Lagoa Pousada das Garças; 31 = Lagoa dos Porcos; 32 = Lagoa do Aurélio; 33 = Canal Baía; 34 = Lagoa Maria Luiza; 35 = Lagoa do Gavião; 36 = Lagoa da Onça).

O sistema Baía, formado pelo rio Baía e lagoas associadas à este rio, está inserido na planície de inundação do alto rio Paraná. O rio Baía ( $22^{\circ}43'S - 53^{\circ}17'W$ ), apresenta um grande número de lagoas ao longo de seu curso, comunica-se com o rio Paraná através de um canal de ligação em seu trecho inferior, e seu regime hidrológico é diretamente influenciado pelo regime hidrológico desse grande rio. Apresenta feição anastomosada, largura variada e profundidade média de 3,2 m. A sua baixa velocidade de corrente e pequena declividade no leito permite que este rio seja caracterizado como um rio de planície. A reduzida velocidade de corrente também possibilita a ocorrência de estratificação térmica e química (Thomaz et al., 1991), e o desenvolvimento do plâncton, o que resulta em concentrações de clorofila-a intermediárias entre a dos rios e lagoas de várzea (Agostinho et al., 2000).

O sistema Ivinheima é formado por lagoas de planície de inundação associadas ao rio Ivinheima (22<sup>o</sup>47'S – 53<sup>o</sup>32'W) e pelo próprio rio. Este é um dos principais tributários da margem direita do rio Paraná, com profundidade média de 3,9 m, e caracteriza-se por apresentar águas turbulentas, além de um padrão meândrico. Corre paralelo ao rio Paraná em seu curso inferior, conectando-se ao rio Baía pelo canal do Curutuba e ao rio Paraná pelo canal do Ipoitã, além de dois outros canais (Thomaz et al., 2000).

A maior estabilidade dos fatores limnológicos é registrada nos rios de grande porte (Paraná e Ivinheima). A despeito das oscilações do nível hidrométrico, esses ambientes são relativamente constantes quanto à condutividade elétrica, alcalinidade total, oxigênio dissolvido e fósforo total. A grande área da bacia de drenagem, especialmente do rio Paraná, faz com que esse ambiente seja relativamente bem tamponado, quando se considera uma escala temporal (Thomaz et al., 1997).

Os rios Paraná e Ivinheima são caracterizados, ainda, por apresentarem valores neutros ou alcalinos de pH, elevados valores de condutividade elétrica, alcalinidade total e oxigênio dissolvido e pelas baixas concentrações de clorofila *a*. As menores concentrações de nitrogênio e fósforo totais são registradas no rio Paraná, onde predominam condições limitantes quanto ao fósforo. Esse rio também apresenta baixas concentrações de fósforo inorgânico quando comparado às lagoas. Os nutrientes totais, transparência da água e clorofila *a* são as variáveis que mais oscilam temporalmente (Thomaz et al., 1997).

## **Material e Métodos**

Os dados de níveis fluviométricos (cm) e vazão (m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup>) do rio Paraná, e de pluviosidade na região (mm), durante o período estudado (2000 e 2001), foram obtidos em Porto São José (PR), e fornecidos pela Agência Nacional de Águas (ANA).

Os rotíferos foram amostrados trimestralmente, em 2000 e 2001, à superfície da região pelágica dos 36 ambientes estudados. As amostragens foram realizadas com auxílio de uma moto-bomba e rede de plâncton com 68 µm de abertura de malha, para filtragem de 1000 litros de água por amostra. O material amostrado foi acondicionado em frascos de polietileno (500 mL), devidamente etiquetados e preservados em solução final de formaldeído a 4 %, tamponada com bicarbonato de cálcio.

Concomitantemente às amostragens dos rotíferos, algumas variáveis limnológicas, como profundidade da estação de amostragem (m), temperatura da água

(°C), oxigênio dissolvido (mg L<sup>-1</sup>) (aparelho portátil YSI), condutividade elétrica (μS cm<sup>-1</sup>) (potenciômetro de campo DIGIMED), pH (potenciômetro de campo DIGIMED), turbidez (NTU) (aparelho portátil LaMotte), alcalinidade total (mg L<sup>-1</sup>) (Carmouze, 1994), fósforo total (ug L<sup>-1</sup>) e nitrogênio total (ug L<sup>-1</sup>) (Mackereth et al., 1978), clorofila *a* (ug L<sup>-1</sup>) (Golterman et al., 1978), foram amostradas em fevereiro e agosto de 2000 e 2001.

A riqueza da assembléia de rotíferos foi determinada com auxílio lâminas e lamínulas comuns e câmara de Sedgwick-Rafter, sob microscópio óptico (400 x de magnificação) até a estabilização da curva de riqueza de espécies. A identificação foi realizada a partir da seguinte bibliografia básica: Koste (1972, 1978), José de Paggi (1989), Nogrady & Pourriot (1995), Segers (1995), De Smet (1996, 1997), Pourriot (1997), e Nogrady & Segers (2002).

A abundância desses organismos também foi determinada com auxílio de câmara de Sedgwick-Rafter, sob o microscópio óptico. Foram contados, no mínimo, 80 indivíduos em três subamostragens (Bottrel et al., 1976), subseqüentes, obtidas com pipeta do tipo Hensen-Stempel (2,5 mL). A densidade final foi estimada em ind m<sup>-3</sup>.

Para a interpretação da diversidade da assembléia de rotíferos nos diferentes ambientes, foram utilizados os índices de diversidade  $\alpha$ , diversidade específica de Shannon-Wiener ( $H'$ ) (Shannon e Weaver, 1949), e diversidade beta-1 ( $\beta_1$ ) e beta-2 ( $\beta_2$ ) (Whittaker, 1960).

O índice de diversidade  $\alpha$  representa o número de espécies encontradas em cada amostra; o índice de diversidade de Shannon-Wiener ( $H'$ ) é mais sensível para a abundância de espécies raras na assembléia, sendo que os rotíferos caracterizam-se por apresentar um maior número de espécies pouco abundantes; e os índices de diversidade  $\beta_1$  e  $\beta_2$  quantificam as mudanças na composição das espécies no tempo ou ao longo de um gradiente ambiental, sendo que  $\beta_1$  mede o incremento de espécies e as alterações na composição da assembléia, e  $\beta_2$  mede apenas as alterações na composição. Estes últimos índices foram usados para avaliar as mudanças temporais e espaciais na composição de espécies nos 36 ambientes estudados, entre os anos de 2000 e 2001.

A função de Shannon-Wiener ( $H'$ ), cujos valores são dados em bits/indivíduos, foi calculada pela seguinte equação, com auxílio do programa PC-ORD versão 2.0 (MacCune & Mefford, 1995):

$$H' = -\sum p_i \cdot \log_2 p_i$$

Onde  $p_i$  é a proporção em números de indivíduos representada pela espécie  $i$  na comunidade.

A equitabilidade (E) (Pielou, 1966), componente da diversidade (H') que representa a uniformidade na abundância das espécies capturadas, foi obtida através da seguinte fórmula, e calculado a partir do programa PC-ORD versão 2.0 (MacCune & Mefford, 1995):

$$E = H'/H_{\text{máx}}$$

Onde: H' = índice de diversidade de Shannon-Wiener.

H<sub>máx</sub> = diversidade sob condição de máxima uniformidade.

As diversidades beta-1 e beta-2 foram calculadas pelas seguintes equações, com a finalidade de se comparar os ambientes estudados ao longo do período de estudo, e verificar quais ambientes sofreram maiores mudanças na composição, ao longo de um gradiente ambiental lateral.

$$\beta_1 = [(R/\alpha_{\text{média}}) - 1]/(n-1)$$

$$\beta_2 = [(R/\alpha_{\text{max}}) - 1]/(n-1)$$

Onde R é o total do número de espécies em n amostras e  $\alpha$  é o valor médio ou máximo de riqueza de espécies encontrada em um conjunto de n amostras.

A Análise de Variância Multi-Fatorial (Sokal & Rohlf, 1991) foi empregada a fim de testar se o tipo de ambiente (lagoa aberta, lagoa fechada, rio e canal), o sistema (Baía, Ivinheima e Paraná) e o ano (2000 e 2001) foram determinantes nas variações da riqueza de espécies, abundância, diversidade específica (H') e equitabilidade (E) da assembléia nos 36 ambientes, tendo sido considerados como fatores dependentes os atributos anteriormente descritos, e as fontes de variação, as escalas espaciais (ambiente e sistema) e temporais (ano) estudadas (ANOVA tri-fatorial). Para que os dados de abundância se aproximassem de uma distribuição normal, e objetivando estabilizar a variância, os resultados foram log transformados (log x). A variância da diversidade  $\alpha$  foi testada com as fontes de variação da escala espacial (ambiente e sistema) (ANOVA bi-fatorial).

Os pressupostos da análise (homocedasticidade e normalidade) foram testados. Foi considerada variação significativa quando a probabilidade foi menor que 0,05, sendo as médias posteriormente comparadas através do Teste de Tukey *a posteriori*, a fim de verificar quais as médias seriam significativamente diferentes entre si. Essas análises foram realizadas com o auxílio do pacote estatístico Statistica versão 7.1 (Statsoft Inc., 2005).



A distribuição espacial das espécies de rotíferos nos diferentes tipos de ambientes (canal, rio, lagoa aberta e lagoa fechada), e nos distintos sistemas (Paraná Baía e Ivinheima) foi avaliada através da Análise de Correspondência com Remoção do Efeito do Arco ("Detrended Correspondence Analysis"- DCA) (Jongman et al., 1995), sendo os valores da abundância previamente transformados em  $\log(x+1)$ , e referentes aos mesmos meses de amostragem das variáveis limnológicas (fevereiro e agosto de 2000 e 2001). Essa análise foi realizada com auxílio do pacote PC-ORD versão 4.0 (MacCune & Mefford, 1995).

A significância de distribuição dessas espécies nesses diferentes pontos (tipo de ambientes e sistemas) foi estimada a partir de uma Análise de Variância (ANOVA-bi-fatorial) (Sokal & Rohlf, 1991), considerando os escores dos dois primeiros eixos da DCA como fatores dependentes, e os pontos como independentes. Os pressupostos da ANOVA, normalidade e homocedasticidade, foram previamente testados. A homocedasticidade das variâncias foi avaliada através do Teste de Levene, sendo as variâncias consideradas heterogêneas quando  $p > 0,05$  (Sokal & Rohlf, 1991). Essa análise foi realizada com auxílio do pacote do pacote Statistica, versão 7.1 (Statsoft. Inc, 2005).

Com o objetivo de verificar a influência das variáveis limnológicas amostradas sobre a distribuição das espécies nos diferentes tipos de ambiente e sistemas, foi realizada a análise de correlação de Pearson entre os escores dos dois primeiros eixos da DCA e os escores dos dois primeiros eixos de uma Análise de Componentes Principais (ACP), cujos autovalores foram  $> 1,0$  (Jackson, 1993). Para a realização da ACP, os resultados das variáveis limnológicas também foram transformados em  $\log_{10}$ , com exceção do pH. Foram consideradas como variáveis limnológicas descritoras dos eixos aquelas que apresentaram coeficiente de variação  $> 0,7$ , e como correlações significativas aquelas cuja probabilidade foi maior do que 0,05. Essas análises foram realizadas com o auxílio do pacote Statistica, versão 7.1 (Statsoft. Inc, 2005).

## **Resultados**

### **Regime hidrológico**

Os resultados de vazão do rio Paraná mostraram uma maior variação entre os meses em 2001, inclusive com um nítido período de baixos valores (julho a dezembro de 2001). Essa redução do volume de água no rio em 2001 foi ressaltada pela

variação dos valores do nível fluviométrico nos meses amostrados. Foi constatado que, de fevereiro a maio de 2001, o nível do rio reduziu abruptamente (Fig. 2).

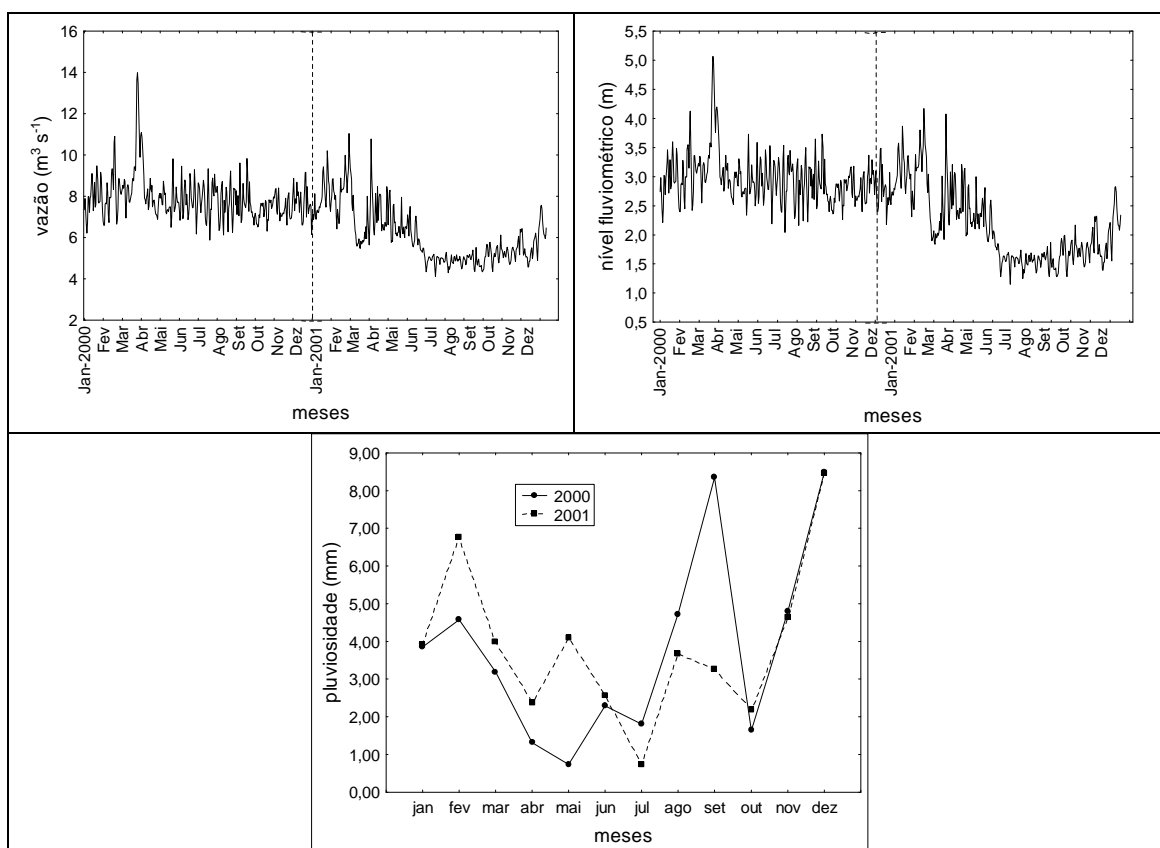


Figura 2. Variação mensal do nível fluviométrico do rio Paraná nos meses amostrados, variação diária da vazão do rio, pluviosidade média mensal em 2000 e 2001.

A partir dos dados de pluviosidade foi possível constatar um período de menor intensidade de chuvas, tanto em 2000 como em 2001, entre os meses de abril a agosto, sendo elevados valores mensais observados no primeiro ano de amostragem (Fig. 2).

### Composição da assembléia

Os rotíferos foram representados por 192 espécies, distribuídas em 26 famílias, destacando-se Lecanidae (31 espécies), Trichocercidae (26 espécies), Notommatidae (23 espécies) e Brachionidae (22 espécies). Foram registradas 17 novas ocorrências de espécies, e a ocorrência de uma nova família (Atrochidae) para a planície de inundação do alto rio Paraná, destacando-se as famílias Notommatidae (3 espécies): *C. cf. obvia*, *Eosphora cf. thoides*, *Notommata angusta*, e Lecanidae (3): *L. braumi*, *L. decipiens*, *L. ohioensis*. Além de *Cupelopagis vorax*, *Colurella adriatica*, *Dicranophorus difflugiarum*, *D. lütkeni*, *Horaëlla brehmi*, *Lepadella dactyliseta*,

*Macrochaetus subquadratus*, *Proales minima*, *Proales* cf. *sigmoidea*, *Ptygura libera* e *Scaridium grandis* (Tabela 2).

Tabela 2. Listagem dos táxons registrados nos diferentes ambientes (C= canal; LA=lagoa aberta; LF=lagoa fechada R=rio) de amostragem, por sistema, em 2000 e 2001, na planície de inundação do Alto rio Paraná. As espécies em negrito representam as novas ocorrências para área de estudo.

Sistemas	Baía				Ivinheima				Paraná			
	C	LA	LF	R	C	LA	LF	R	C	LA	LF	R
<b>Asplanchnidae</b>												
<i>Asplanchna sieboldi</i> (Leydig, 1854)	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Asplanchna</i> sp.										x		
<b>Atrochidae</b>												
<b><i>Cupelopagis vorax</i> (Leidy, 1857)</b>										x		
<b>Brachionidae</b>												
<i>Anuraeopsis fissa</i> (Gosse, 1851)											x	x
<i>A. navicula</i> Rousselet, 1910											x	
<i>Anuraeopsis</i> sp.				x								x
<i>Brachionus angularis</i> Gosse, 1851	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>B. bidentata</i> Anderson, 1889	x	x	x	x	x	x	x				x	x
<i>B. budapestinensis</i> Daday, 1885			x	x						x	x	x
<i>B. calyciflorus</i> Pallas, 1866	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>B. caudatus</i> Barrois & Daday, 1894	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	
<i>B. dolabratus</i> Haring, 1915	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>B. falcatus</i> Zacharias, 1898	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>B. forficula</i> Wierzejski, 1891				x			x	x				
<i>B. mirus</i> Daday, 1905	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>B. quadridentatus</i> Hermann, 1783	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
<i>B. urceolaris</i> O. F. M., 1773	x	x	x					x			x	
<i>Kellicottia bostoniensis</i> (Rousselet, 1908)	x	x	x	x	x	x	x	x			x	x
<i>Keratella americana</i> Carlin, 1943	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>K. cochlearis</i> Gosse, 1851	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>K. lenzi</i> Hauer, 1953	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>K. tropica</i> Apstein, 1907	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Plationus patulus</i> (O.F. Müller, 1786)	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Platyias leloupi</i> (Gillard, 1957)	x	x		x	x	x	x				x	
<i>P. quadricornis</i> Daday, 1905	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<b>Collothecidae</b>												
<i>Collotheca</i> sp.	x			x				x				x
<b>Colurellidae</b>												
<b><i>Colurella adriatica</i> Ehrb., 1831</b>												x
<i>Colurella</i> sp.			x				x					x
<i>Elosa</i> sp.			x									
<b>Conochilidae</b>												
<i>Conochilus coenobasis</i> (Skorokov, 1914)	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>C. dossuaris</i> (Hudson, 1875)			x	x	x	x	x				x	x
<i>C. natans</i> (Seligo, 1990)	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x
<i>C. unicornis</i> Rousselet, 1892			x	x	x	x	x	x			x	x

Tabela 2. continuação

<b>Dicranophoridae</b>										
<i>Aspelta angusta</i> H. & M., 1928										x
<i>Dicranophorus claviger</i> (Hauer, 1965)			x							x
<b><i>D. difflugarum</i> Penard, 1914)</b>										x
<b><i>D. lütkeni</i> (Bergendal, 1892)</b>			x							
<i>D. prionacis</i> H. & M., 1928			x							x x x
<i>Dicranophorus</i> sp.										x
<b>Epiphanidae</b>										
<i>Epiphanes clavatula</i> (Ehrenberg, 1832)			x	x	x					x x x
<i>E. macrourus</i> (Barrois & Daday, 1894)				x	x					x x x
<i>Epiphanes</i> sp.					x					
<b>Euchlanidae</b>										
<i>Beauchampiella eudactylota</i> (Gosse, 1886)			x	x	x	x				x x x x
<i>Dipleuchlanis propatula</i> (Gosse, 1886)			x	x	x					x x x
<i>Euchlanis dilatata</i> Ehrenberg, 1832			x	x	x	x				x x x x
<i>E. incisa</i> Carlin, 1939			x	x						x x x
<b>Floscularidae</b>										
<i>Floscularia rigens</i> (Linné, 1758)										x
<i>Floscularia</i> sp.			x		x					x x x
<b><i>Ptygura libera</i> Myers, 1934</b>										x
<i>Ptygura</i> sp.			x	x	x	x				x x x x
<i>Sinantherina spinosa</i> (Thorpe, 1893)										x x
<i>Sinantherina</i> sp.				x						x
<b>Gastropodidae</b>										
<i>Ascomorpha ecaudis</i> (Perty, 1850)			x	x	x	x				x x x
<i>A. ovalis</i> (Bergendal, 1892)					x					x x
<i>A. saltans</i> (Bartsch, 1870)			x	x	x					x x x
<i>Gastropus hytopus</i> (Ehrenberg, 1938)			x	x	x	x				x x x x
<i>G. stilifer</i> Imhof, 1891				x						x
<i>Gastropus</i> sp.										x
<i>Octotrocha speciosa</i> Thorpe, 1893			x							x x x
<b>Hexarthridae</b>										
<i>Hexarthra intermedia</i> Wieszniewski, 1929			x	x	x					x
<i>H. mira</i> (Hudson, 1871)			x	x	x	x				x x x x
<b>Ituridae</b>										
<i>Itura aurita</i> (Ehrb., 1830)										x
<i>I. deridderae</i> Segers, 1993				x	x					x
<i>I. myersi</i> Wulfert, 1935										x
<i>Itura</i> sp.										x
<b>Lecanidae</b>										
<i>Lecane aculeata</i> (Jakubski, 1912)										x
<i>L. amazonica</i> Murray, 1913										x
<i>L. boettgeri</i> Koste, 1986			x		x					x
<b><i>L. braumi</i> Koste, 1988</b>										x
<i>L. bulla</i> (Gosse, 1886)			x	x	x	x				x x x x
<i>L. closterocerca</i> (Schmarda, 1856)				x						x
<i>L. cornuta</i> (O. F. Müller., 1786)			x	x	x	x				x x x x
<i>L. curvicornis</i> (Murray, 1913)			x	x	x	x				x x x x
<b><i>L. decipiens</i> (Murray, 1913)</b>										x
<i>L. doryssa</i> Harring, 1914					x					x x
<i>L. elsa</i> Hauer, 1931			x	x	x	x				x x
<i>L. furcata</i> (Murray, 1913)										x
<i>L. halyclista</i> Harring & Myers, 1926				x						x x







Tabela 3. Resultados da ANOVA (bi-fatorial) mostrando a relação entre as fontes de variação (ambiente, sistema) e a riqueza de espécies da assembléia de rotíferos durante os anos de 2000 e 2001. Os valores sublinhados indicam valores de F significativos.

Fonte de Efeito	GL	F	p
Sistema	2	0,153	0,855
Ambiente	3	<u>5,160</u>	0,002
Sistema*Ambiente	6	1,503	0,177

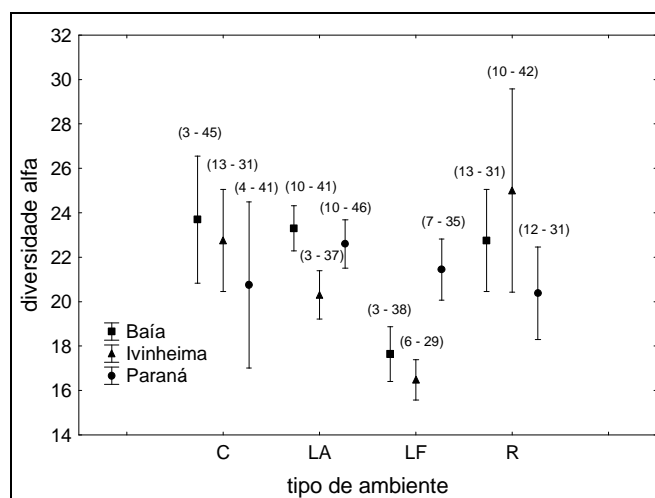


Figura 3. Média da diversidade  $\alpha$  da assembléia de rotíferos registrada por amostra obtida nos distintos ambientes de amostragem (C=canal, LA=lagoa aberta, LF=lagoa fechada, R=rio) e sistemas (Baía, Ivinheima, Paraná) presentes na planície de inundação do alto rio Paraná, durante os anos de 2000 e 2001 (símbolo=média entre os meses de amostragem, barra=erro padrão; valores entre parênteses indicam valores mínimos e máximos do número de espécies).

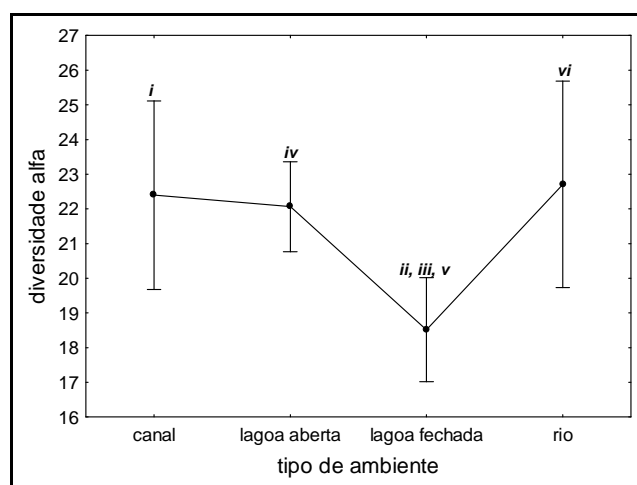


Figura 4. Variação significativa da diversidade  $\alpha$  da assembléia de rotíferos nos diferentes tipos de ambientes (símbolo= média dos meses e anos de amostragem, barra=desvio padrão) (ANOVA bi-fatorial e Teste de Tukey, os números romanos indicam as médias significativamente diferentes entre si).



Considerando os diferentes sistemas estudados, os maiores valores de diversidade  $\alpha$  foram registrados nos sistemas Paraná (46 espécies) e Baía (45 espécies), e os menores valores, no sistema Ivinheima (42 espécies). Os três sistemas apresentaram, de maneira similar, uma grande variação do número de espécies por amostra (Fig. 3). No entanto, esses resultados não foram significativamente diferentes.

### Riqueza de espécies da assembléia

O tipo de ambiente que apresentou uma maior riqueza média de espécies, independente do ano e sistema estudados, foram os canais, seguidos pelos rios, lagoas abertas, e as lagoas fechadas (Fig. 5).

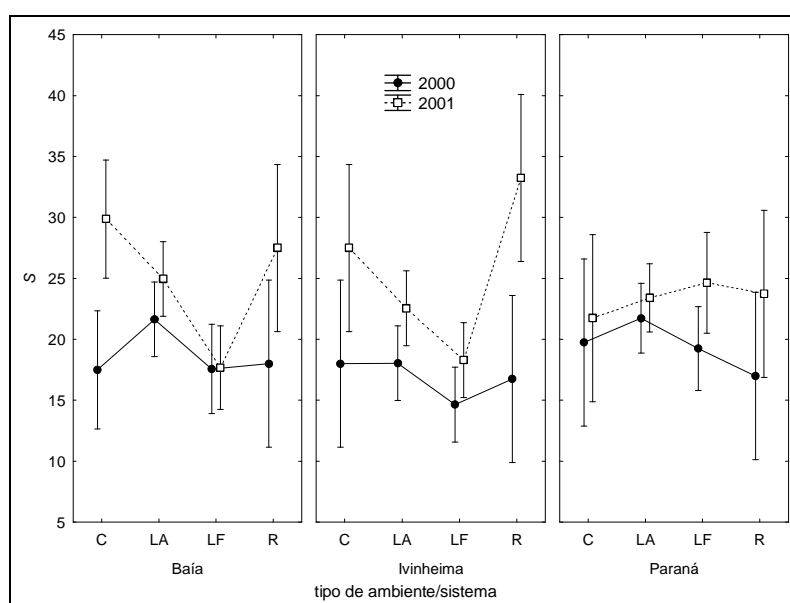


Figura 5. Riqueza de espécies de rotíferos ( $s$ ) registrada nos diferentes ambientes de amostragem (canal, lagoa aberta, lagoa fechada, rio) por sistema (Baía, Ivinheima, Paraná) presentes na planície de inundação do alto rio Paraná, durante os anos de 2000 e 2001 (símbolo=média dos meses de amostragem, barra=erro padrão).

Em relação aos sistemas, na média, o Paraná foi o mais especioso, seguido pelos sistemas Baía e Ivinheima. No sistema Paraná, as lagoas abertas apresentaram uma maior riqueza média, seguidas pelas lagoas fechadas, canais e rios. No sistema Baía, foram os canais o tipo de ambiente mais representativo, seguidos pelas lagoas abertas, rios e lagoas fechadas; e no sistema Ivinheima, os rios, seguidos pelos canais, lagoas abertas e lagoas fechadas (Fig. 5).

Considerando os anos estudados, as maiores riquezas de espécies foram encontradas em 2001. Neste ano, os ambientes mais especiosos na média foram os canais, principalmente dos sistemas Ivinheima e Baía, seguidos pelos mesmos rios, lagoas abertas dos sistemas Baía e Paraná, e por último, as lagoas fechadas dos sistemas Paraná e Ivinheima. Por outro lado, no ano de 2000, os ambientes que se destacaram em número de espécies foram as lagoas abertas, principalmente dos sistemas Paraná e Baía, seguidas pelos canais, rios e lagoas fechadas desses respectivos sistemas (Fig. 5).

Análise de variância da riqueza de espécies (ANOVA tri-fatorial) mostrou que a média do número de espécies variou significativamente de acordo com a interação de segunda ordem tipo de ambiente e ano (Tab. 4). O teste de Tukey evidenciou uma diferença significativa entre as médias desse atributo da assembléia nos tipos de ambientes e anos estudados, sendo que as lagoas fechadas apresentaram variações similares durante os dois anos e distintas entre os ambientes (Fig. 6).

Tabela 4. Resultados da ANOVA (tri-fatorial) mostrando a relação entre as fontes de variação (ambiente, sistema, ano) e a riqueza de espécies da assembléia de rotíferos durante os anos de 2000 e 2001. Os valores sublinhados indicam valores de F significativos.

Fonte de Efeito	GL	F	p
Sistema	2	0,160	0,855
Ambiente	3	<u>5,270</u>	0,002
Ano	1	<u>34,090</u>	< 0,001
Sistema*Ambiente	6	1,900	0,081
Sistema*Ano	2	1,420	0,244
Ambiente*Ano	3	<u>3,000</u>	0,031
Sistema*Ambiente*Ano	6	1,090	0,366

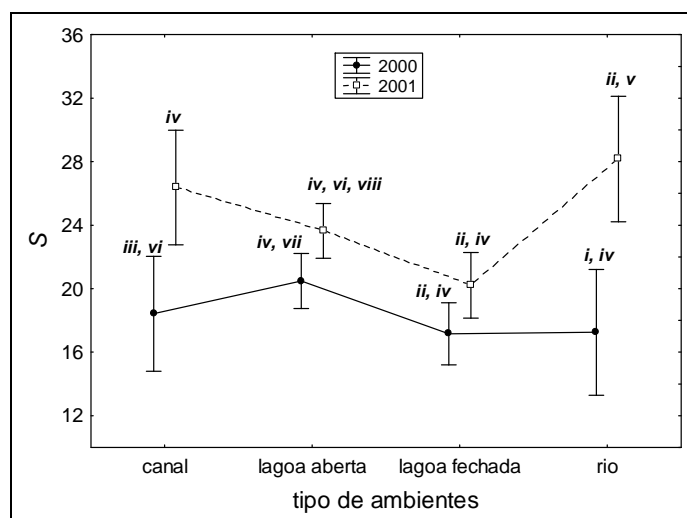


Figura 6. Variação significativa da riqueza da assembléia de rotíferos (*S*) nos diferentes tipos de ambientes e anos de amostragem (símbolo= média dos meses e anos de amostragem, barra=desvio padrão) (ANOVA tri-fatorial e Teste de Tukey, os números romanos indicam as médias significativamente diferentes entre si).

### Abundância da Assembléia

A partir dos resultados de abundância obtidos nos 36 ambientes, foram constatadas nítidas variações espaciais do número de indivíduos de rotíferos nos anos de 2000 e 2001.

As lagoas fechadas foram o tipo de ambiente que apresentou a maior abundância média, independente do ano e sistema estudado, seguidas pelas lagoas abertas, rios, e por último os canais (Fig. 7).

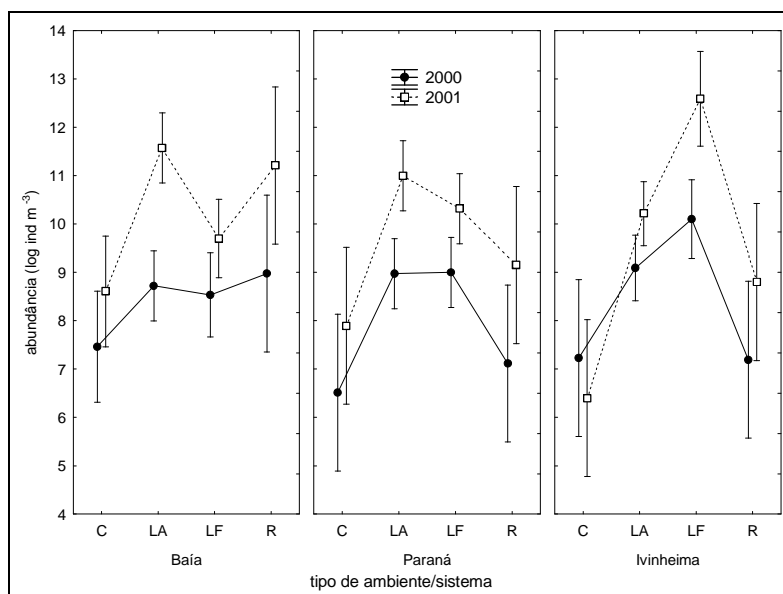


Figura 7. Abundância de rotíferos registrada nos diferentes ambientes de amostragem (canal, lagoa aberta, lagoa fechada, rio) por sistema (Baía, Ivinheima, Paraná) presentes na planície de inundação do alto rio Paraná, durante os anos de 2000 e 2001 (símbolo= média dos meses de amostragem, barra=erro padrão).

Assim como verificado para a riqueza de espécies, o sistema Paraná foi o que apresentou a maior abundância média, seguido pelos sistemas Ivinheima e Baía. No primeiro e segundo sistemas, independente do ano estudado, o tipo de ambiente que apresentou o maior valor médio de número de organismos foram as lagoas fechadas, seguidas pelas lagoas abertas, rios e canais; e no sistema Baía, as lagoas abertas, seguidas pelos rios e lagoas fechadas, e notadamente com menor abundância, os canais (Fig. 7).

As maiores abundâncias médias também foram encontradas no ano de 2001, destacando-se os resultados obtidos nas lagoas abertas, principalmente nos sistemas Paraná e Baía, seguidas das lagoas fechadas dos sistemas Paraná e Ivinheima, e dos rios e canais no sistema Baía e Ivinheima. Em 2000, os ambientes que apresentaram os maiores valores médios de abundância foram as lagoas fechadas, principalmente dos sistemas Paraná e Baía, seguidas das lagoas abertas dos sistemas Paraná e Ivinheima, rios Baía e Ivinheima, e canais dos sistemas Baía e Paraná (Fig. 7).

Não foi possível realizar análise de variância da abundância dos rotíferos (ANOVA tri-fatorial) nos 36 ambientes em 2000 e 2001, pois as fontes de variação (ambiente, sistema e ano) não apresentaram variâncias homogêneas.

### Diversidade Específica da Assembléia

Os resultados da diversidade específica da assembléia mostraram que, em média, os maiores valores foram constatados nos canais, seguidos pelos rios e lagoas fechadas, e por último, pelas lagoas abertas (Fig. 8).

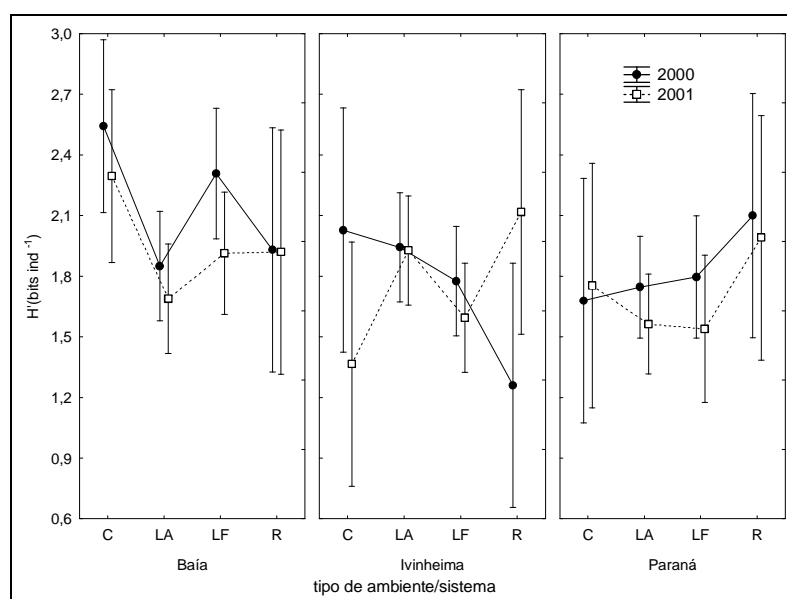


Figura 8. Diversidade específica ( $H'$ ) de rotíferos registrada nos diferentes ambientes de amostragem (canal, lagoa aberta, lagoa fechada, rio) por sistema (Baía, Ivinheima, Paraná) presentes na planície de inundação do alto rio Paraná, durante os anos de 2000 e 2001 (símbolo= média dos meses de amostragem, barra=erro padrão).

Em relação aos sistemas, independente do tipo de ambiente e ano estudado, o sistema Baía apresentou a maior diversidade específica média, seguido dos sistemas Ivinheima e Paraná. No sistema Baía, o tipo de ambiente que registrou os maiores

valores médios desse atributo foram os canais, seguidos das lagoas fechadas, rios e lagoas abertas. Já no sistema Ivinheima, essa variação espacial foi verificada nas lagoas abertas, seguidas dos canais, rios e lagoas fechadas, e no sistema Paraná, nos rios, seguidos dos canais, lagoas fechadas e lagoas abertas (Fig. 8).

Ao contrário da riqueza e da abundância, os maiores valores médios da diversidade específica foram encontrados no ano de 2000, principalmente devido aos resultados obtidos nos canais, destacando-se os sistemas Baía e Ivinheima; seguidos das lagoas fechadas, principalmente do sistema Baía; e das lagoas abertas, principalmente do sistema Ivinheima. Em 2001, os ambientes que apresentaram maior diversidade específica média foram os canais, principalmente dos sistemas Baía e Paraná, seguidos do rio e lagoas abertas do sistema Ivinheima, e das lagoas fechadas, principalmente do sistema Baía (Fig. 8).

A análise de variância da diversidade específica (ANOVA tri-fatorial) mostrou que este atributo da assembléia foi influenciado significativamente pelo tipo de sistema, e ano de estudo (Tab. 5).

Tabela 5. Resultados da ANOVA (tri-fatorial) mostrando a relação entre as das fontes de variação (ambiente, sistema, ano) e a diversidade específica da assembléia de rotíferos durante os anos de 2000 e 2001. Os valores sublinhados indicam valores de F significativos.

<b>Fonte de Efeito</b>	<b>GL</b>	<b>F</b>	<b>p</b>
Sistema	2	<u>4,643</u>	0,010
Ambiente	3	0,606	0,611
Ano	1	1,292	0,257
Sistema*Ambiente	6	<u>2,795</u>	0,012
Sistema*Ano	2	0,401	0,670
Ambiente*Ano	3	1,290	0,278
Sistema*Ambiente*Ano	6	0,732	0,624

O teste de Tukey evidenciou que os resultados desse atributo no canal do sistema Baía foram significativamente diferentes daqueles registrados nas lagoas abertas dos sistemas Baía e Paraná, e das lagoas fechadas dos sistemas Paraná e Ivinheima (Fig. 9).



Considerando os três sistemas, o sistema Baía apresentou a maior equitabilidade média, seguido pelos sistemas Ivinheima e Paraná. No sistema Baía, o tipo de ambiente que apresentou maior equitabilidade média foram os canais, além das lagoas fechadas, rios e lagoas abertas. No sistema Ivinheima, também foi constatada a maior equitabilidade média nos canais, sucedidos pelas lagoas abertas, lagoas fechadas e rios. Já no sistema Paraná, os rios apresentaram maiores valores de equitabilidade, e sucessivamente, apresentados pelas lagoas abertas, lagoas fechadas e canais (Fig. 10).

Assim como verificado para a diversidade específica, o maior valor de equitabilidade média também foi encontrado no ano de 2000. Neste ano, os ambientes que apresentaram maior equitabilidade média foram os canais, seguidos das lagoas fechadas, e das lagoas abertas, principalmente no sistema Baía; os rios apresentaram maior equitabilidade média no sistema Paraná. Em 2001, os ambientes que apresentaram maior equitabilidade média foram os canais, principalmente do sistema Baía, sucedidos pelo próprio rio Baía, lagoas abertas do sistema Ivinheima, e das lagoas fechadas, especialmente do sistema Baía (Fig. 10).

Os resultados da análise de variância da equitabilidade da assembléia (ANOVA tri-fatorial) mostraram que este atributo apresentou variações significativas apenas entre os sistemas estudados (Tab. 6 e Fig. 11).

Tabela 6. Resultados da ANOVA (tri-fatorial) mostrando a influência das fontes de variação (ambiente, sistema, ano) sobre a equitabilidade (E) de rotíferos durante os anos de 2000 e 2001. Os valores sublinhados indicam valores de F significativos.

<b>Fonte de Efeito</b>	<b>GL</b>	<b>F</b>	<b>p</b>
Sistema	2	<u>3,105</u>	0,047
Ambiente	3	0,770	0,512
Ano	1	1,322	0,251
Sistema*Ambiente	6	1,899	0,083
Sistema*Ano	2	0,669	0,513
Ambiente*Ano	3	0,640	0,590
Sistema*Ambiente*Ano	6	0,577	0,749

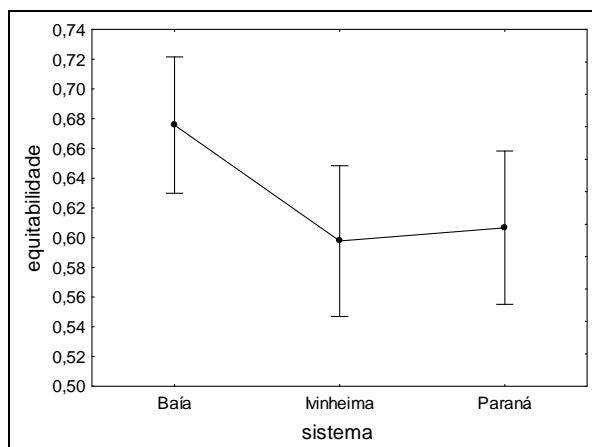


Figura 11. Variação significativa da equitabilidade da assembléia de rotíferos ( $H'$ ) nos diferentes tipos de ambientes e anos de amostragem (símbolo= média dos meses e anos de amostragem, barra=desvio padrão) (ANOVA tri-fatorial).

### Diversidade $\beta_1$ e $\beta_2$ da assembléia

Os valores de diversidade  $\beta_1$  e  $\beta_2$  para a assembléia dos rotíferos também apresentaram padrões nítidos de variação, nos 36 ambientes estudados, de acordo com a alteração da composição da assembléia ao longo dos meses de amostragem, em 2000 e 2001. Além disso, apesar dos maiores valores obtidos com o primeiro índice, foi verificado um padrão de variação similar destes valores.

Os maiores valores desses índices de diversidade foram registrados nos rios (diversidade  $\beta_1 = 14,4\%$  e diversidade  $\beta_2 = 6\%$ ), além dos canais (diversidade  $\beta_1 = 13,8\%$  e diversidade  $\beta_2 = 3\%$ ), lagoas fechadas (diversidade  $\beta_1 = 7\%$  e diversidade  $\beta_2 = 2,7\%$ ) e lagoas abertas (diversidade  $\beta_1 = 5\%$  e diversidade  $\beta_2 = 1,9\%$ ) (Fig. 12).

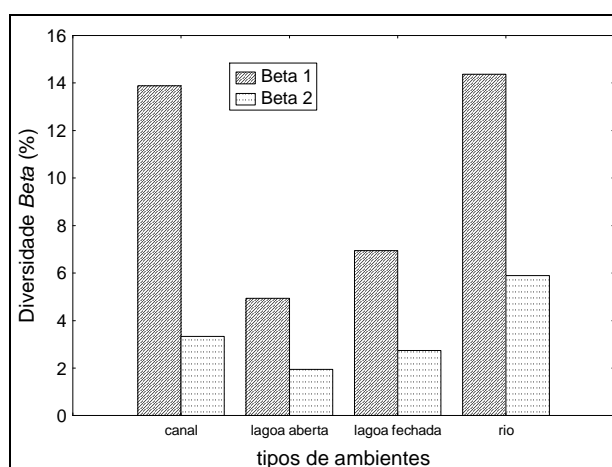


Figura 12. Diversidades  $\beta_1$  e  $\beta_2$  (%) da assembléia de rotíferos registradas nos diferentes ambientes na planície de inundação do alto rio Paraná, ao longo dos meses de amostragem em 2000 e 2001.



## Variação limnológica dos ambientes

Os resultados da ACP mostraram que o primeiro eixo (ACP 1) explicou 28,28 % da variabilidade dos dados limnológicos obtidos nos diferentes tipos de ambientes, em cada sistema, e o segundo eixo (ACP 2), 21,39%, totalizando 49,67% de explicação dos dados com a análise (Tab. 7).

Tabela 7. Resultados da Análise de Componentes Principais entre as variáveis limnológicas analisadas nos diferentes ambientes e sistemas estudados em 2000 e 2001 (valores sublinhados =  $cf > 0,7$ ).

<b>Variáveis e eixos</b>	<b>ACP 1</b>	<b>ACP 2</b>
Profundidade (m)	0,348	-0,131
Temperatura da água (°C)	-0,471	0,371
pH	0,356	0,310
Condutividade elétrica ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ )	0,051	<u>0,888</u>
Alcalinidade total ( $\text{mg L}^{-1}$ )	0,066	<u>0,927</u>
Turbidez (NTU)	-0,516	-0,283
Oxigênio dissolvido ( $\text{mg L}^{-1}$ )	0,665	-0,245
Clorofila a ( $\mu\text{g L}^{-1}$ )	-0,536	0,148
Nitrogênio total ( $\mu\text{g L}^{-1}$ )	<u>-0,806</u>	0,134
Fósforo total ( $\mu\text{g L}^{-1}$ )	<u>-0,840</u>	-0,246
% de explicação	28,28	21,39

Em geral, as variáveis limnológicas das lagoas abertas e fechadas apresentaram características distintas daquelas dos rios e canais, e considerando os sistemas, o do rio Paraná apresentou características limnológicas distintas dos demais (Fig. 13).

A variabilidade limnologicamente descrita no eixo ACP 1 foi devida, principalmente ( $cf > 0,7$ ), às concentrações de nitrogênio e fósforo total, no lado negativo do eixo, e no eixo ACP 2, a condutividade elétrica e a alcalinidade total, no lado positivo do eixo (Tab. 7 e Fig. 13). Esses resultados indicam, ainda, que as lagoas fechadas do sistema Paraná apresentaram as maiores concentrações dos nutrientes e altos valores de condutividade elétrica e alcalinidade total. Algumas lagoas abertas e fechadas dos sistemas Baía e Ivinheima apresentaram altas concentrações totais dos nutrientes (Fig. 13).

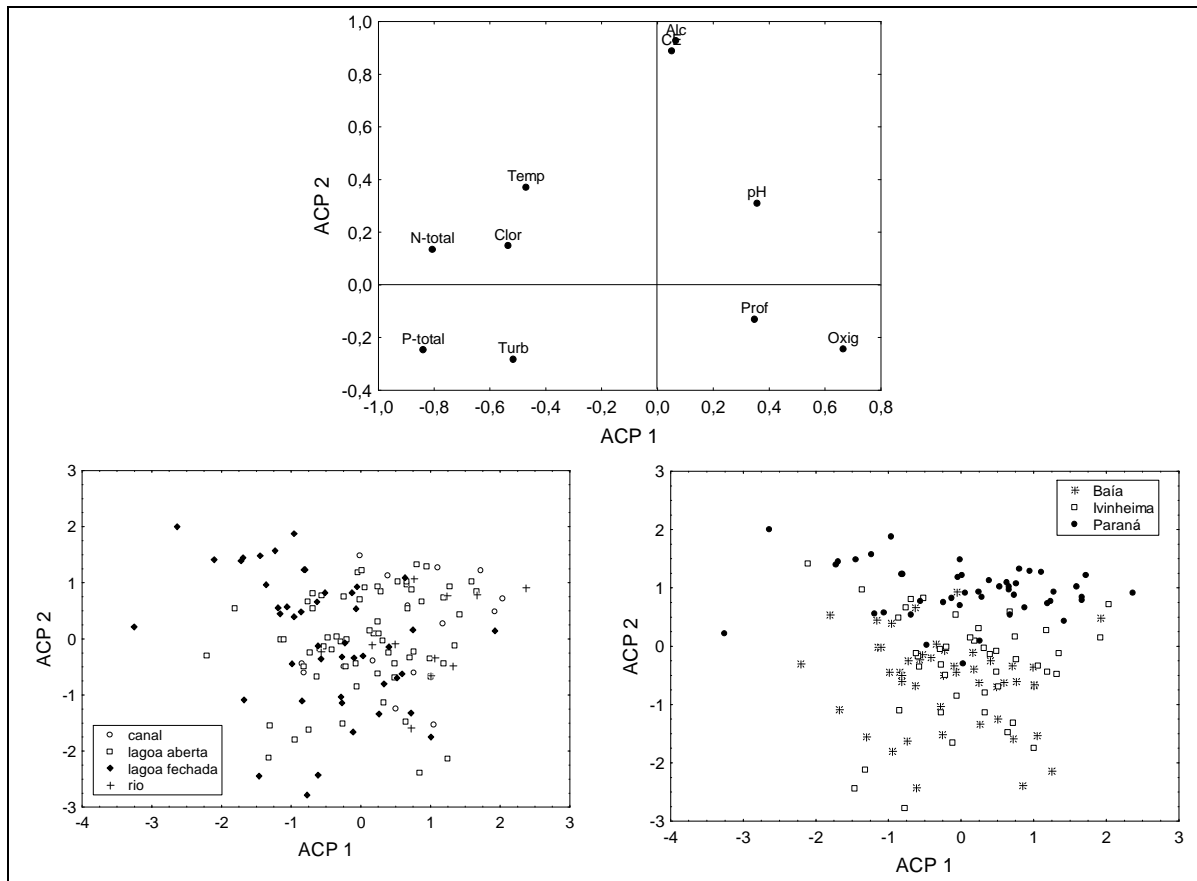


Figura 13. Resultados da Análise de Componentes Principais entre as variáveis limnológicas analisadas nos diferentes ambientes e sistemas estudados em 2000 e 2001 (Alc = alcalinidade total, CE = condutividade elétrica, N-total = nitrogênio total, P-total = fósforo total, Clor = clorofila *a*, Turb = turbidez, Prof = profundidade, Oxig = oxigênio dissolvido, Temp = temperatura da água).

### Padrão de distribuição das espécies nos ambientes

Os escores dos dois primeiros eixos da DCA (DCA 1,  $\lambda_1 = 0,84$ ; DCA 2,  $\lambda_2 = 0,68$ ) mostraram que o padrão de distribuição das espécies de rotíferos foi diferenciado entre as lagoas e os rios e canais; bem como, entre os sistemas Baía e Ivinheima, e o sistema Paraná. Foi possível constatar, ainda, que algumas espécies caracterizaram expressivamente os tipos de ambiente/sistema, como *Monommata arndti*, na lagoa das Pombas (sistema Paraná), em 2000; *Trichocerca ruttneri*, na lagoa Capivara (sistema Ivinheima), em 2001, *Brachionus falcatus*, na lagoa Zé do Paco (sistema Ivinheima), em 2000, *B. dolabratus* e *T. similis*, também, na lagoa das Pombas (sistema Paraná), em 2000 (Fig. 14).

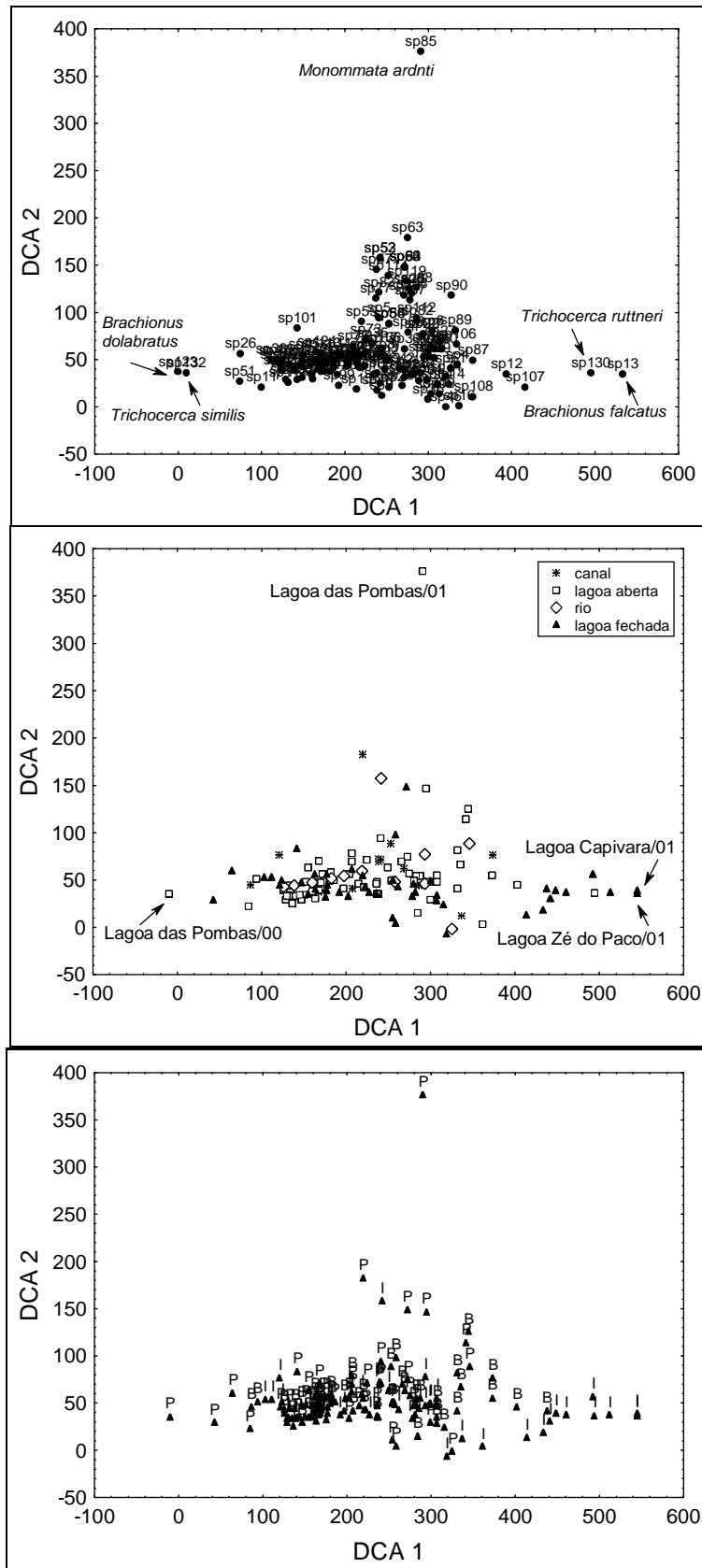


Figura 14. Dispersão dos escores da ocorrência e abundância das espécies de rotíferos, na região pelágica, dos diferentes tipos de ambientes e sistemas estudados em 2000 e 2001.

Embora tenha se verificado o padrão de distribuição das espécies, os resultados da ANOVA bi-fatorial mostraram que as fontes de efeito (tipo de ambiente e sistema) e a interação de segunda ordem não foram importantes, significativamente, para a descrição do mesmo (Tab. 8). Essa análise de variância foi verificada apenas com os escores DCA 1, tendo em vista que os escores de DCA 2 não atingiram o pressuposto de homocedasticidade.

Tabela 8. Resultados da ANOVA (bi-fatorial) mostrando a influência das fontes de variação (tipo de ambiente e sistema) sobre o eixo DCA 1.

Fonte de Efeito	GL	F	p
Ambiente	3	1,601	0,199
Sistema	2	0,330	0,720
Ambiente * Sistema	6	1,917	0,093

### Relação entre o padrão de distribuição das espécies e a variação limnológica dos ambientes

Os resultados da correlação de Pearson indicaram relações inversas significativas entre o DCA 1 e o ACP 2 ( $r = -0,221$ ;  $p = 0,009$ ) (Tab. 9), o que sugere que o maior número de ocorrência e maior abundância de *B. dolabratus* e *T. similis* estiveram correlacionadas com os menores valores de alcalinidade total e condutividade elétrica, embora essa correlação seja pouco expressiva (Fig. 15).

Tabela 9. Resultados da correlação de Pearson entre os dois primeiros eixos da ACP e da DCA. Os valores sublinhados indicam correlações significativas.

	N	r	p
DCA 1	137	0,037	0,668
ACP 1			
DCA 1	137	<u>-0,221</u>	0,009
ACP 2			
DCA 2	137	0,021	0,805
ACP 1			
DCA 2	137	0,163	0,056
ACP 2			

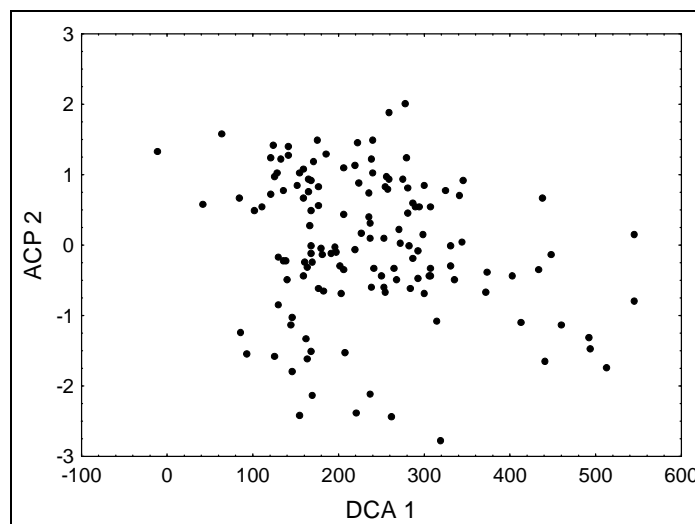


Figura 15. Correlação significativa entre a distribuição das espécies de rotíferos ao longo do DCA 1 e a variação limnológica nos diferentes ambientes/sistemas estudados ao longo do ACP 2.

## Discussão

O número de espécies registrado nesse estudo (192) foi inferior ao encontrado por Lansac-Tôha et al. (2004) (230 táxons), tendo em vista que, embora esse último estudo tenha contemplado um menor número de ambientes, a periodicidade de coletas, incluindo diferentes ciclos sazonais, e o número de amostras analisadas foram maiores. De acordo com Rocha et al. (1995), uma grande riqueza de espécies de rotíferos por hábitat é encontrada em estudos de ciclos sazonais, podendo ser identificadas mais de 150 espécies, o que pode ter sido o fator diferencial entre os resultados obtidos por Lansac-Tôha et al. (2004) e o presente estudo.

As famílias Lecanidade, Trichocercidae e Brachionidae estiveram entre as mais especiosas, apresentando os gêneros predominantes (*Lecane*, *Trichocerca* e *Brachionus*). Estas famílias e gêneros são comumente registrados como os mais representativos em diversos ambientes de planície de inundação e são descritos como uma associação típica de região tropical (José de Paggi, 1977; Corrales de Jacobo, 1979; Robertson & Hardy, 1984; Vasquez & Rey, 1989; Sendacz, 1997; Dabés, 1995, Astlz & Alvarez, 1998; Barbosa et al., 1999; Aoyagui & Bonecker, 2004; Keppeler & Hardy, 2004; Lansac-Tôha et al., 2004).

Além destas famílias, Notommatidae também esteve entre as mais representativas, apresentando um número de espécies similar à família Brachionidae. De acordo com Martinez (1998) e Aoyagui & Bonecker (2004), essa família também é bem representativa em ambientes de planície de inundação, apresentando uma

grande variedade de espécies. Entretanto, devido aos poucos relatos na literatura sobre sua diversidade nesses ambientes, apresentam pouca representatividade em termos de número de espécies nos estudos em planícies de inundação.

Estudos realizados por Aoyagui & Bonecker (2004) registraram a ocorrência de nove espécies de Notommatidae na mesma planície, e por Lansac-Tôha et al. (2004), em um levantamento mais amplo, a ocorrência de 14 espécies no mesmo ecossistema. Nesse estudo foi registrada a ocorrência total de 23 espécies. Essa família ainda é pouco estudada em ambientes aquáticos da região neotropical, principalmente devido às dificuldades taxonômicas e aos poucos estudos existentes sobre rotíferos de região litorânea, sendo grande parte da família representada por espécies encontradas nessa região. Vale ressaltar que, devido ao transporte de táxons da região litorânea, associados às macrófitas, para a coluna de água, esses constituem uma parcela importante da composição dos rotíferos na região pelágica (Lansac-Tôha et al., 2003).

No presente estudo, 17 novas ocorrências de espécies de rotíferos foram registradas para a planície de inundação do alto rio Paraná, principalmente da família Notommatidae e Lecanidae, além da ocorrência de uma nova família (Atrochidae). Provavelmente, o maior número de habitats e ambientes investigados em 2000 e 2001. Além da maior facilidade nos estudos, com uma maior disponibilidade e acesso a trabalhos taxonômicos, possibilitaram ampliar o inventário faunístico para esse ecossistema, como observado com o aumento no número de táxons ocorrentes da família mais representativa (Lecanidae), e também com o aumento da representatividade de Notommatidae, para as quais foram verificadas os maiores números de novas ocorrências.

De acordo com Koste (1978), a família Atrochidae ocorre em ambientes tropicais e subtropicais, sendo comumente confundida com representantes da família Collotheceidae. O único representante dessa família registrado nesse estudo foi *Cupelopagis vorax*, que já foi encontrado em ambientes de planície de inundação da região amazônica (Koste & José de Paggi, 1982) e no Pantanal mato-grossense (Koste, 1999). As características morfológicas dessa espécie, além do grande tamanho (800 µm), pouca mobilidade no plâncton e coroa ciliar grande e côncava, disposta ventralmente, permitem que os indivíduos sejam comumente encontrados aderidos a folhas largas de macrófitas da região litorânea, onde utilizam a coroa ciliar mais para a alimentação e menos para a locomoção. Por outro lado, na região pelágica, onde a maioria dos estudos de planície de inundação é realizada, essa espécie é raramente registrada (Koste, 1978; Pennak, 1978).

Considerando apenas os tipos de ambientes, os maiores valores de riqueza da assembléia de rotíferos ocorreram principalmente nos canais, seguidos das lagoas abertas, rios e lagoas fechadas. Aoyagui & Bonecker (2004) e Velho et al. (2004), investigando padrões de distribuição da riqueza de espécies de rotíferos e tecamebas, respectivamente, na planície de inundação do alto rio Paraná, observaram elevada riqueza de espécies nos ambientes lóticos, sugerindo que os rios funcionam como um coletor da fauna presente em toda a planície.

O arraste de macrófitas aquáticas dos ambientes da planície para os também contribui no aumento da riqueza de rotíferos nos ambientes lóticos, devido ao transporte de táxons associados às macrofitas. De acordo com Camargo et al. (2003), em ambientes lóticos, ocorre também o maior transporte de macrófitas aquáticas, devido a grande movimentação da coluna de água.

As diferenças espaciais de riqueza de espécies encontradas no presente estudo estiveram relacionadas ao grande número de ambientes amostrados, em comparação aos estudos citados anteriormente. Além disso, a ausência de um expressivo período de cheia, que permitiria um maior intercâmbio de fauna dentro dos ambientes especialmente nas lagoas (entre as regiões litorâneas com vegetação e a região pelágica), e entre os ambientes, corrobora a menor riqueza obtida nas lagoas fechadas. A importância da homogeneização faunística e o aumento da conectividade entre os ambientes durante o período de maior nível hidrométrico foi ressaltada em diversos estudos nessa planície de inundação (Bonecker et al., 2005; Thomaz et al., no prelo). Resultados similares foram encontrados por Sendacz (1997), Garcia et al. (1998) e Aoyagui & Bonecker (2004) na planície em estudo, apontando maiores valores de riqueza específica de rotíferos nos ambientes conectados, onde ocorreu o maior intercâmbio de fauna. Casanova (2005) também registrou maiores valores desse atributo da assembléia em ambientes interligados, e menores valores nas lagoas que permaneceram por um maior tempo com reduzido volume de água devido a seca extrema.

Segundo Alves et al. (2005), estudando cladóceros na mesma planície, há uma tendência de maiores valores de diversidade  $\alpha$  ocorrer nos ambientes com alta conectividade, como algumas das lagoas abertas estudadas, independente dos períodos hidrológicos. Em sistemas de planície de inundação, a conectividade entre os ambientes pode ser considerada um dos principais fatores na estruturação das comunidades aquáticas, e é de fundamental importância na manutenção da biodiversidade nesses sistemas, permitindo um maior intercâmbio faunístico entre diferentes áreas (Ward et al., 1999).

Em relação aos sistemas, a maior riqueza de espécies constatada no sistema Paraná foi relacionada (i) à redução da velocidade de corrente do rio Paraná, em função do controle da vazão do mesmo pelo fechamento do reservatório de Porto Primavera, no final de 1998, a 30 km a montante da área estudada, além de um período menor de chuvas nos dois anos, (ii) à reduzida profundidade dos ambientes (<3,5 m) (Rocha & Thomaz, 2004), quando comparado àqueles localizados nos outros dois sistemas, sendo que a maioria das lagoas fechadas não é perene, e (iii) à presença de macrófitas submersas, principalmente nas lagoas e rêsacos (considerados neste estudo como lagoas abertas), após a construção do reservatório.

Segundo Aoyagui & Bonecker (2005), rios com velocidades de corrente moderada podem favorecer o estabelecimento do plâncton, com aumento do número de habitats, como a formação de refúgios temporários e maior área de ecótono em suas margens, devido à redução na velocidade de corrente. Na mesma planície e período do presente estudo, esses autores também encontraram maiores valores de riqueza em sistema cujo rio principal apresentava velocidade de corrente moderada, sendo que a riqueza gerada no rio tenha contribuído para a riqueza dos ambientes da planície conectados a este rio, refletindo na riqueza de todo o sistema.

Thomaz et al. (2004a) ressaltaram a expressiva diversidade  $\alpha$  das assembléias de macrófitas aquáticas nas lagoas da planície no mesmo período do presente estudo, especialmente naquelas lagoas conectadas ao rio Paraná. Nesses ambientes, foi registrado um grande número de macrófitas aquáticas submersas, inclusive no canal principal do rio Paraná, sendo que essa vegetação não era encontrada até 1995, evidenciando sua importância para a riqueza de rotíferos, funcionando como abrigo para as espécies. Os autores sugeriram, ainda, a importância da dispersão dos propágulos a partir de populações fontes nos reservatórios a montante da área de estudo, densamente colonizados por macrófitas submersas, além das diferenças hidrológicas e morfológicas entre os rios Paraná, Baía e Ivinheima que, por sua vez, influenciam diretamente as características limnológicas dos ambientes a eles associados. Estudos realizados por Carvalho et al. (2003) apontaram que esses três rios apresentam características limnológicas particulares, que regem as diferenças limnológicas encontradas nos ambientes conectados a eles.

Estudos têm evidenciado a influência das macrófitas aquáticas sobre a riqueza de espécies zooplânctônicas, mesmo na região pelágica dos ambientes aquáticos, tendo em vista (i) o transporte de espécies tipicamente litorâneas, associadas às macrófitas, para a coluna de água (Bonecker et al., 1998; Lansac-Tôha et al., 2003, 2004; Rossa & Bonecker, 2003), e (ii) a disponibilidade de nichos que essa vegetação



disponibiliza para as assembleias aquáticas (Bell et al., 1991; Taniguchi et al., 2003; Dibble & Thomaz, 2006).

Em relação aos anos de amostragem, a maior riqueza média específica foi encontrada em 2001. Este ano foi caracterizado por um menor volume de água na planície, tendo em vista a menor pluviosidade e os menores valores de nível fluviométrico, quando comparado ao ano de 2000. Essas observações refletiram a ausência do efeito da diluição sobre a riqueza da assembleia de rotíferos. Bozelli (2000) considerou que esse efeito foi um importante fator que influenciou a estrutura do zooplâncton em um lago de várzea da Amazônia. De acordo com Souza Filho et al. (2004), o período estudado foi considerado um ciclo atípico, caracterizado pela ausência de inundação.

Heiler et al. (1995) e Ward et al. (1999) definiram conectividade, de uma forma holística, como a transferência de organismos, água, matéria orgânica, nutrientes e energia entre unidades ecológicas adjacentes.

No ano de 2001, foi possível observar, ainda, que os maiores valores médios de riqueza de espécies foram verificados nos ambientes que apresentam uma maior circulação de massa de água, como os canais e rios, do sistema Ivinheima, seguidos das lagoas abertas, principalmente do sistema Baía, e por último das lagoas fechadas, principalmente do sistema Paraná. Esses resultados mostram a importância do fluxo de água e da conectividade entre os ambientes sobre a riqueza específica da assembleia de rotíferos, e reforçam a ideia dos ambientes lóticos como coletores de informação em um sistema rio-planície de inundação. De acordo com Amoros & Roux (1988), quanto maior o grau de conectividade entre os ambientes de um sistema rio-planície de inundação, maior a distribuição do zooplâncton e outras comunidades aquáticas.

Por outro lado, em 2000, o mesmo padrão de maior riqueza de rotíferos em ambientes conectados prevaleceu, embora esse ano tenha sido caracterizado como um ano de seca prolongada, com menor variação do nível fluviométrico. Esse resultado foi verificado nos ambientes dos sistemas com reduzida velocidade de corrente, como os do sistema Paraná, devido ao controle da vazão do rio Paraná pelo reservatório recém formado, e os do sistema Baía, em função das características hidrométricas desse rio designado como um rio de planície. De acordo com Aoyagui & Bonecker (2004), os maiores valores de riqueza de espécies em um sistema podem estar relacionados às menores velocidades de corrente do rio principal, favorecendo o estabelecimento do plâncton, onde a riqueza registrada no rio contribui para a riqueza nas lagoas, e, por conseguinte em todo o sistema.

A maior abundância média dos rotíferos registrada nas lagoas, principalmente nas lagoas fechadas, em todos os sistemas e durante todo o estudo, esteve relacionada com a maior estabilidade física e química das lagoas, quando comparado aos rios e canais.

Apesar dos sistemas funcionarem de formas distintas (Souza Filho, 1993), essa estabilidade foi devida à ausência de um fluxo de corrente constante, e ao menor efeito de diluição do plâncton nesses ambientes. Considerando que o nível hidrométrico do rio Paraná foi reduzido nos anos estudados, especialmente em 2001, o que resultou, ainda, na ausência de um período de cheia acentuado, permitindo o desenvolvimento de grandes populações de rotíferos nesses ambientes.

Dessa maneira, Sendacz (1997) destacou que as lagoas isoladas da planície de inundação do alto rio Paraná, no Estado de São Paulo, podem ser caracterizadas como ambientes estáveis, com alta riqueza específica da comunidade zooplanctônica.

Aoyagui & Bonecker (2004), estudando alguns ambientes abordados no presente estudo, encontraram a mesma variação espacial de abundância dos rotíferos, e relacionaram os resultados à menor influência do regime de cheias, e conseqüente redução do transbordamento do rio sobre a várzea e/ou do volume das lagoas, via lençol freático, propiciando em uma menor diluição da abundância desses organismos nas lagoas fechadas. Lansac-Tôha et al. (2004) também registraram expressivas densidades zooplanctônicas em lagoas sem comunicação com o rio, atribuindo estes resultados à menor perda de organismos para o rio. Esse efeito de diluição também foi considerado com um fator estruturador da comunidade zooplanctônica em uma lagoa do Pantanal Matogrossense (Espíndola et al., 1996).

Em lagoas da planície do rio Paranapanema, Martins & Henry (2004) e Casanova (2005) observaram que, devido às secas prolongadas, a conexão lateral entre os ambientes foi desfeita, ocasionando, ainda, a redução do nível de água que, aliada à evaporação, provocaram a ausência de exportação dos organismos para o rio. Esses fatores propiciaram um efeito de concentração dos organismos nos ambientes, elevando, assim, a sua abundância. Esses resultados corroboram as altas abundâncias dos rotíferos encontradas nas lagoas fechadas no presente estudo.

Outro fator que favoreceu a expressiva abundância dos rotíferos nas lagoas foi a maior biomassa fitoplanctônica registrada nesses ambientes no mesmo período (Train et al., 2004). A importância do fitoplâncton como recurso alimentar para os rotíferos tem sido apontada em vários ambientes dulcícolas. Estudos realizados por Rossa (2001) mostraram uma relação significativa entre a biomassa e abundância desses organismos e a concentração de clorofila *a* em várias lagoas, com diferentes graus de conectividade com os rios, na planície em estudo. Casanova (2005) também

relacionou as maiores abundâncias dos rotíferos às melhores condições tróficas observadas em uma lagoa com baixa conectividade, na planície de inundação do rio Paranapanema.

Nos ambientes lóticos, como os rios e canais, os efeitos da velocidade de corrente sobre a abundância se torna desfavorável, como constatado a partir dos reduzidos valores de abundância. Marzolf (1990) destacou que, em ambientes com elevada velocidade de corrente, o transporte dos organismos tende a ser maior do que sua taxa reprodutiva, o que impede o desenvolvimento de grandes populações. Estudos sobre a variação diária da abundância de rotíferos em uma lagoa e um rio da mesma planície, realizados por Bonecker et al. (2002), mostraram uma maior variação desse atributo biológico no rio, e associaram esse resultado à influência de uma maior velocidade de corrente sobre a assembléia, principalmente durante a cheia.

Apesar desse estudo ter sido conduzido durante anos que apresentaram pouca variação no nível fluviométrico, esta ainda se refletiu nos ambientes lóticos, tendo em vista que a hidrodinâmica desses ambientes está relacionada diretamente com a velocidade de corrente. Este fluxo e a conectividade com diversas lagoas abertas adjacentes, propiciaram a constante troca de água entre os rios e canais, e as lagoas abertas, acarretando a perda de organismos e conseqüente redução da abundância. Essa relação entre o fluxo de água e a abundância da assembléia de rotíferos foi reportada por Espíndola et al. (1996), em uma lagoa do Pantanal Matogrossense, e por Rossa & Bonecker (2003) e Casanova (2005), em diferentes lagoas da planície de inundação do alto rio Paraná e do rio Paranapanema, respectivamente. Rossa & Bonecker (2003) verificaram que a perda de organismos das lagoas abertas para os rios aumentou com o incremento da velocidade de corrente.

Considerando os diferentes sistemas estudados, as maiores abundâncias encontradas no sistema Paraná podem ter sido devido aos mesmos fatores considerados para a maior riqueza de espécies nesse sistema (redução da velocidade de corrente do rio Paraná, reduzida profundidade dos ambientes e presença e macrófitas submersas). Nos sistemas Paraná e Ivinheima, as lagoas, principalmente as lagoas fechadas, apresentaram os maiores valores de abundância; no sistema Baía, as lagoas abertas e os rios apresentaram os maiores valores de abundância. Nesse sentido, os fatores acima mencionados se enquadram perfeitamente às lagoas dos três sistemas, e as características semi-lóticas do rio Baía (rio característico de planície de inundação).

Os maiores valores de abundância registrados em 2001, independente do tipo de ambiente e sistema estudados, também, deveram-se aos mesmos fatores

destacados para a maior riqueza de espécies nesse ano (ausência do efeito de diluição e reduzida conectividade entre os ambientes).

Com relação ao índice de Shannon-Wiener ( $H'$ ), as maiores diversidades específicas médias, independentes do sistema e ano estudados, foram encontradas nos canais, sendo os resultados atribuídos à elevada equitabilidade e riqueza de espécies da assembléia. Esses componentes da diversidade específica foram relacionados com a reduzida abundância dos organismos, distribuída em um grande número de espécies. Esse fato deveu-se ao fluxo de água nos canais e à conectividade com ambientes adjacentes, propiciando uma perda de indivíduos pelo transporte e o incremento da riqueza devido ao maior intercâmbio de fauna, o que pode ter favorecido a presença de uma assembléia especiosa. Corrales de Jacobo (1979) e José de Paggi (1981) também registraram elevada diversidade específica de rotíferos em canais, assim como Bonecker et al. (2005) na mesma planície em estudo. Os autores consideraram que a velocidade de corrente seria o fator influente sobre esse resultado, e, ainda de acordo com os últimos autores, estaria controlando o desenvolvimento de populações dominantes desses organismos.

Em relação aos sistemas, o sistema Baía apresentou os maiores valores de diversidade específica, principalmente no canal e nas lagoas fechadas. Esses resultados estiveram relacionados aos maiores valores de equitabilidade registrados no canal, bem como os maiores valores de riqueza de espécies e as menores abundâncias dos organismos, sugerindo que o baixo número de organismos esteve distribuído de forma homogênea entre um grande número de espécies.

Analisando os dois anos estudados, em 2000 foi observada a maior diversidade específica da assembléia, principalmente nos canais e lagoas fechadas do sistema Baía. Esse resultado esteve diretamente relacionado com os maiores valores de equitabilidade, que também apresentaram a mesma variação espacial (tipo de ambiente e sistema). Essa ausência de dominância de espécie esteve relacionada, provavelmente, com a menor alteração das condições ambientais frente a menor variação diária do nível fluviométrico, nesse ano. Estudos realizados por Bonecker et al. (2005) também apontaram uma menor dominância de espécies de rotíferos em canais da planície em estudo, refletindo em uma maior diversidade específica da assembléia.

Comumente maiores diversidades do zooplâncton são encontradas durante as cheias promovendo uma maior homogeneização faunística, uma maior diluição da abundância e uma menor dominância de espécies (Bonecker et al., 2005). Provavelmente, os resultados obtidos no presente estudo estiveram relacionados à estabilidade física e química que apresentam os ambientes do sistema Baía (Souza

Filho, 1993). A característica semi-lótica do rio Baía favorece o aumento da riqueza e uma menor dominância de espécies, favorecendo uma maior diversidade específica, corroborada pela menor influência do nível fluviométrico.

Os resultados das diversidades  $\beta_1$  e  $\beta_2$  da assembléia de rotíferos apresentaram o mesmo padrão de variação, sendo as maiores mudanças, tanto o incremento quanto as alterações, na composição da assembléia verificada principalmente nos rios e canais, e as menores alterações nas lagoas. Esse fato esteve relacionado à maior velocidade de corrente dos ambientes lóticos, tornando-os menos estáveis para o estabelecimento do plâncton. Harrisson et al. (1992) apontaram que a diversidade  $\beta$  está positivamente relacionada com a variabilidade ambiental, ou seja, quanto mais variável for o ambiente, maiores serão os valores de diversidade  $\beta$ , principalmente os de  $\beta_2$ .

Segundo Thomaz et al. (2003) os maiores valores de diversidade  $\beta$  são observados em ambientes isolados, já que nesses ambientes a variabilidade ambiental é maior devido a uma maior conectividade proporcionada pelo pulso de inundação. Por outro lado, Alves et al. (2005) afirmam que a conectividade entre os ambientes promove uma maior homogeneização faunística, a partir da intensificação da troca de massas de água entre os mesmos, aumentando a similaridade da composição de espécies entre os ambientes e situação inversa ocorre entre os ambientes isolados, onde há uma maior variabilidade ambiental.

Nesse sentido, Alves et al. (2005), estudando a assembléia de cladóceros na mesma planície em estudo, verificaram maiores valores de diversidade  $\beta_2$  nas lagoas fechadas. Já no presente estudo, a velocidade de corrente foi responsável pelos maiores valores de diversidade  $\beta$  registrados para os rios e canais, corroborado com um menor gradiente de conectividade, e à menor variabilidade ambiental registrada nas lagoas fechadas, corroborada pela ausência de cheias expressivas.

A variabilidade espacial da distribuição das espécies de rotíferos e das variáveis limnológicas estudadas mostrou que as lagoas apresentaram características bióticas e abióticas distintas dos rios e canais. Em relação às variáveis abióticas, esse fato foi apontado por Rocha & Thomaz (2004), que destacaram que a ausência de cheias de longa intensidade e duração, nesse período, levou a uma grande diferenciação entre os ambientes da planície e o rio Paraná. De acordo com Pagioro (1992), os ambientes respondem diferentemente à influência do nível hidrométrico em função do grau de conectividade e isolamento do rio principal.

Os padrões espaciais de distribuição de *Brachionus dolabratus* e *Trichocerca similis* estiveram relacionados significativamente com os menores valores de alcalinidade total e condutividade elétrica registrados na lagoa das Pombas, no

sistema Paraná. Embora não tenha sido encontrada na literatura a relação entre a abundância dessas espécies e os valores das variáveis mencionadas, Koste (1978) considerou que a primeira espécie pode ser encontrada em ambientes cujo pH varia entre 6,0 e 6,5, e a temperatura da água, até de 29,5°C, e a segunda, pH entre 4,5 e 6,5, e temperatura da água até 20°C. Esses valores foram semelhantes aos reportados na lagoa das Pombas em 2000 (pH = 6,64 e temperatura da água = 19,9°C).

### **Considerações finais**

Os resultados obtidos nesse estudo corroboraram somente a segunda hipótese predita, tendo vista que os atributos da assembléia estudados não apresentaram um único padrão de variação entre os tipos de ambiente.

O sistema Paraná, incluindo as diferentes lagoas, o canal Cortado e o principal rio da planície, bem como suas características limnológicas foram determinantes na estruturação da assembléia de rotíferos, quanto à riqueza e abundância. Por outro lado, o sistema Baía, considerando o canal, foi influente nos resultados de diversidade específica da assembléia.

A dinâmica da assembléia esteve relacionada com a ausência de cheias intensas e prolongadas, tendo em vista que os valores do nível fluviométrico permaneceram abaixo do valor de alagamento, durante as amostragens. Esse fato também mostrou que a alteração da composição da assembléia esteve relacionada principalmente a heterogeneidade espacial do que com a temporal.

Pode se observar, ainda, que a ocorrência e a abundância das espécies foram descritoras da variabilidade espacial dos ambientes e sistemas estudados, especialmente de uma espécie de Brachionidae e outra de Trichocercidae.

### **Referências Bibliográficas**

- Agostinho, A. A. & M. Zalewski, 1996. A planície alagável do Alto Rio Paraná: importância e preservação. Eduem, Maringá.
- Allan, J. D., 1976. Life history patterns in zooplankton. *The American Naturalist* 110: 165-180.
- Alves, G. M., F. A. Lansac-Tôha, B. A. Robertson & C. C. Bonecker, 2005. Effect of the connectivity on the diversity and abundance of cladoceran assemblages in lagoons of the Upper Paraná River floodplain. *Acta Limnologica Brasiliensia* 17: 317-327.

- Amoros, C. & A. L. Roux, 1988. Interaction between waterbodies within the floodplain of large rivers: function and development of connectivity. *Munstersche Geographische Arbeiten* 29: 125-130.
- Aoyagui, A. S. M. & C. C. Bonecker, 2004. Rotifers in different environments of the Upper Paraná River floodplain (Brazil): richness, abundance and the relationship with the connectivity. *Hydrobiologia* 522: 281-290.
- Armengol, J., 1980. Colonización de los embalses español por crustáceos planctónicos y evolución de la estructura de sus comunidades. *Oecologia Aquatica* 4: 45-70.
- Astlz, S. & H. Alvarez, 1998. El zooplancton en el alto y medio rio Orinoco, Venezuela. *Acta Científica Venezolana* 49: 5-18.
- Barbosa, F. A. R., F. V. Villarte, J. F. G. Serudo, G. P. C. P. Renault, P. M. Maia-Barbosa, R. M. Menéndez, M. C. F. Pereira & J. A. Vianna, 1999. Water quality, zooplankton and macroinvertebrates of the rio Tahuamanu and the rio Nareuda. In Chernoff, B. & P. W. Willink (eds), *A biological Assessment of the Aquatic Ecosystems of the Upper Río Orthon Basin*, Pando, Bolivia: 27-34.
- Bell, S. S., E. D. McCoy & H. R. Mushinsky, 1991. *Habitats structure: the physical arrangement of objects in space*. Chapman & Hall, London.
- Bonecker, C. C., C. L. Costa, L. F. M. Velho & F. A. Lansac-Tôha, 2005. Diversity and abundance of the planktonic rotifers in different environments of the Upper Paraná River floodplain (Paraná State - Mato Grosso do Sul State, Brazil). *Hydrobiologia* 546: 405-414.
- Bonecker, C. C., F. A. Lansac-Tôha, L. M. Bini & L. F. M. Velho, 2002. Daily fluctuation in rotifer population abundance in two environments of the Upper Paraná river floodplain, Brazil. *Amazoniana* XVII: 139-151.
- Bonecker, C. C., F. A. Lansac-Tôha & D. C. Rossa, 1998. Planktonic and non-planktonic rotifers in two environments of the Upper Paraná River floodplain, State of Mato Grosso do Sul, Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology* 41: 447-456.
- Bottrell, H. H., A. Duncan, Z. Gliwicz, E. Grygierek, A. Herzig, A. Hillbricht-Ilkowska, H. Kurasawa, P. Larsson & T. Weglenska, 1976. A review of some problems in zooplankton production studies. *Norwegian Journal of Zoology* 24: 419-456.
- Bozelli, R. L., 2000. Zooplâncton. In Bozelli, R. L., F. A. Esteves & F. Roland (eds), *Lago Batata: impacto e recuperação de um ecossistema amazônico*. IB-UFRJ/SBL, Rio de Janeiro: 119-138.
- Camargo, A. F. M., M. M. Pezzato & G. G. Henry-Silva, 2003. Fatores limitantes à produção primária de macrófitas aquática. In Thomaz, S. M. & L. M. Bini (eds), *Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas*. EDUEM, Maringá: 59-84.
- Carmouze, J.P., 1994. *O metabolismo dos ecossistemas aquáticos: fundamentos teóricos, métodos de estudo e analyses químicas*. Ed. Edgard Blücher/SBL, São Paulo.
- Carvalho, P., S. M. Thomaz & L. M. Bini, 2003. Effects of water level, abiotic and abiotic factors on bacterioplankton abundance in lagoons of a tropical floodplain (Paraná River, Brazil). *Hydrobiologia* 510: 67-74.
- Carvalho, P., L. M. Bini, S. M. Thomaz, L. G. Oliveira, B. A. Robertson, W. L. G. Tavechio & A. J. Darwisch, 2001. Comparative limnology of South America floodplain lakes and lagoons. *Acta Scientiarum* 23: 265-273.
- Casanova, S. M. C. 2005. Análise da estrutura da comunidade zooplanctônica na região de desembocadura do rio Paranapanema na represa de Jurumirim (SP), com

ênfase na dinâmica populacional de Rotifera. Tese de Doutorado, Universidade Estadual Paulista, Botucatu.

Corrales de Jacobo, M. A., 1979. Contribución al conocimiento del zooplancton del Alto Paraná. *Ecosur* 6: 185-205.

Dabés, M. B. G. S., 1995. Composição e descrição do zooplâncton de 5 (cinco) lagoas marginais do rio São Francisco, Pirapora/ Três Marias/ Minas Gerais/ Brasil. *Revista Brasileira de Biologia* 55: 831-845.

De Smet, W. H., 1996. Rotifera: The Proalidae (Monogononta). (Guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world: Vol. 4). - SPB Academics, The Hague.

De Smet, W. H., 1997. Rotifera: The Dicranophoridae (Monogononta): vol. I. (Guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world: Vol. 5). - SPB Academics, The Hague.

Dibble, E. D. & S. M. Thomaz, 2006. A simple method to estimate spatial complexity in aquatic plants. *Brazilian Archives of Biology and Technology* 49: 421-428.

Duncan, R. P., 1993. Flood disturbance and the coexistence of species in a lowland podocarp forest, South Westland, New Zealand. *Journal of Ecology* 81: 403-416.

Espíndola, E. G., T. Matsumura-Tundisi & I. H. Moreno, 1996. Efeitos da dinâmica hidrobiológica do sistema Pantanal matogrossense sobre a estrutura da comunidade de zooplâncton da lagoa Albuquerque. *Acta Limnologica Brasiliensia* 8: 37-57.

Garcia, A. P. P., F. A. Lansac-Tôha & C. C. Bonecker, 1998. Species composition and abundance of rotifers in different environments of the floodplain of the upper Paraná river, Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia* 15: 327-343.

Golterman, H. L., R. S. Clymo & M. A. M. Ohnstad, 1978. *Methods for physical and chemical analysis of freshwater*. Blackwell Scientific Publishers, Oxford.

Harrison, S., S. J. Ross & J. H. Lawton, 1992. Beta diversity on geographic gradients in Britain. *Journal of Animal Ecology* 61: 151-158.

Heiler, G., T. Hein, F. Schiemer & G. Bornette, 1995. Hydrological connectivity and flood pulses as the central aspects for the integrity of a river-floodplain system. *Regulated River: Research and Management* 11: 351-361.

Jackson, D. A., 1993. Stopping rules in principal components analysis: a comparison of heuristical and statistical approaches. *Ecology* 74: 2204-2214.

Jongman, R. H. G., C. J. F. Terbraak & G. F. R. Van Tongeren, 1995. *Data analysis in community and landscape ecology*. Cambridge University Press, New York.

José de Paggi, S., 1977. First observations on longitudinal succession of zooplankton in the main course of the Paraná river between Santa Fe and Buenos Aires harbour. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 13: 143-156.

José de Paggi, S., 1980. Campaña limnológica "Keratella I" en el río Paraná medio: zooplancton de ambientes lóticos. *Ecología* 4: 69-75.

José de Paggi, S., 1981. Variaciones temporales y distribución horizontal del zooplancton en algunos cauces secundarios del río Paraná Medio. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 6: 185-199.

José de Paggi, S., 1989. Rotíferos de algunas provincias del noroeste argentino. *Revue d'Hydrobiologie Tropicale* 22: 223-238.



- Junk, W. J., P. B. Bayley & R. E. Sparks, 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences* 106: 110-127.
- Keppeler, E. C. & E. R. Hardy, 2004. Abundance and composition of Rotifera in an abandoned meander lake (Lago Amapá) in Rio Branco, Acre, Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia* 21: 233-241.
- Koste, W., 1972. Rotatorien aus Gewässern Amazoniens. *Amazoniana* 3: 258-505.
- Koste, W., 1978. Rotatoria die Rädertiere Mitteleuropas begründet von Max Voigt. *Monogononta*. Berlin.
- Koste, W., 1999. Über rädertiere (Rotifera) aus gewässern des südlichen Pantanal (Brasilien). *Osnabrücker Naturwissenschaftliche Mitteilungen* 25: 179-209.
- Koste, W. & B. Robertson, 1983. Taxonomic studies of the rotifera from Central Amazonian varzea lake, Lago Camaleão (Ilha de Marchantaria, Rio Solimões, Brazil). *Amazoniana* 8: 225-254.
- Koste, W. & S. José de Paggi, 1982. Rotifera of the superorder Monogononta recorded from Neotropics. *Gewässer Abwässer* 68/69: 71-102.
- Lansac-Tôha, F. A., C. C. Bonecker, L. F. M. Velho & A. F. Lima, 1997. Composição, distribuição e abundância da comunidade zooplanctônica. In: Vazzoler, A. E. A. M., A. A. Agostinho & N. S. Hahn (eds), *A planície de inundação do Alto rio Paraná: Aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos*. Eduem, Maringá: 117-155.
- Lansac-Tôha, F. A., L. F. M. Velho & C. C. Bonecker, 2003. Influência de macrófitas aquáticas sobre a estrutura da comunidade zooplanctônica. In: Thomaz, S. M. & L. M. Bini (eds), *Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas*. Eduem, Maringá: 231-242.
- Lansac-Tôha, F. A., C. C. Bonecker & L. F. M. Velho, 2004. Composition, species richness and abundance of the zooplankton community. In: Thomaz, S. M., A. A. Agostinho & N. S. Hahn (eds), *The Upper Paraná River and its floodplain: physical aspects, ecology and conservation*. Backhuys Publishers, Leiden: 145-190.
- Loreau, M., 2000. Biodiversity and ecosystem functioning: recent theoretical advances. *Oikos* 91: 3-17.
- McCune, B. & M. J. Mefford, 1995. PC-ORD. Multivariate analysis of ecological data, version 2.0. MJM Software Design Gleneden Blach, Oregon.
- Martinez, J. C. C., 1998. Rotíferos de um lago do município de Dourados-MS. *Monografia*, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande.
- Mackereth, F. I. H., J. Heron & J. F. Talling, 1978. *Water analysis: some revised methods for limnologists*. Freshwater Biological Association, London.
- Martins, G. M. & R. Henry, 2004. Composição e abundância do zooplâncton em três lagoas laterais ao rio Paranapanema na zona de sua desembocadura na represa de Jurumirim (São Paulo). In: Chellappa, N. T., S. Chellappa & J. Z. O. Passavante (eds), *Ecologia Aquática Tropical*. Os editores, Natal: 53-72.
- Marzolf, G. R. 1990. Reservoirs as environments for zooplankton. In: Thornton, K. W., B. L. Kimmel & F. E. Payne, F. E. (eds), *Reservoir Limnology: ecological perspectives*. Wiley-Interscience, New York: 195-208.
- Neiff, J. J., 1990. Ideas para la interpretación ecológica del Paraná. *Interciencia* 15: 424-441.
- Nogrady, T. & R. Pourriot, 1995. Rotifera: The Notommatidae. (Guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world: Vol. 3). - SPB Academics, The Hague.

- Nogrady, T. & H. Segers, 2002. Rotifera: Asplanchnidae, Gastropodidae, Lindiidae, Microcodidae, Synchaetidae, Trochosphaeridae and Filinia. (Guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world: Vol. 6). - SPB Academics, The Hague.
- Paggi, J. C. & S. José de Paggi, 1974. Primeros estudios sobre el zooplancton de las aguas loticas del Parana medio. *Physis*, v. 33, p. 91-114, 1974.
- Pagioro, T. A., 1992. Caracterização limnológica de três lagoas da planície de inundação do alto rio Paraná. Monografia, Departamento de Biologia, Universidade Estadual de Maringá, Maringá.
- Pennak, R. W., 1978. Freshwater invertebrates of the United States – Second edition. John Wiley & Sons, New York.
- Petts, G. E. & C. Amoros, 1996. Fluvial Hydrosystems. Chapman & Hall, London.
- Pielou, E. C., 1966. The measurement of diversity in different types of biological collections. *Journal of Theoretical Biology* 13: 131-144.
- Pourriot, R., 1997. Rotifera: The Ituridae (Guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world: Vol. 5). - SPB Academics, The Hague.
- Robertson, B. A. & E. R. Hardy, 1984. Zooplankton of Amazonian lakes and rivers. In Sioli, H. (ed), *The Amazon. Limnology and landscape ecology of a might tropical river and its basin*. Junk publishers, Dordrecht: 337-352.
- Rocha, O., S. Sendacz & T. Matsumura-Tundisi, 1995. Composition, biomass and productivity of zooplankton in natural lakes and reservoirs of Brazil. In Tundisi, J. G., C. E. Bicudo & T. Matsumura-Tundisi (eds), *Limnology in Brazil*. Brazilian Academy of Sciences and Brazilian Limnological Society, São Paulo: 155-165.
- Rocha, R. R. A. & S. M. Thomaz, 2004. Variação temporal de fatores limnológicos em ambientes da planície de inundação do alto rio Paraná (PR/MS-Brasil). *Acta Scientiarum* 26: 261-271.
- Rossa, D. C. & C. C. Bonecker, 2003. Abundance of planktonic and non-planktonic rotifers in lagoons of the Upper Paraná River floodplain. *Amazoniana*, XVII: 567-581.
- Rossa, D. C., 2001. Abundância e biomassa de rotíferos em diferentes ambientes lênticos da planície de inundação do alto rio Paraná (PR/MS). Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual de Maringá, Maringá.
- Segers, H., 1995. Rotifera. The Lecanidae (Monogononta). Amsterdã: SPB Academics. (Guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world: Vol 2). – SPB Academics, The Hague.
- Sendacz, S., 1997. Zooplankton studies of floodplain lakes of the upper Paraná river, São Paulo State, Brazil. *Verhandlung Internationale Vereinigung für theoretisch und angewandte Limnologie* 26: 621-627.
- Shannon, C. E. & W. Weaver, 1949. *The mathematical theory of communication*. University of Illinois press, Urbana.
- Sokal, R. R. & R. J. Rohlf, 1981. *Biometry*. 2<sup>nd</sup>. Ed. W. H. Freeman and Company, New York.
- Souza-Filho, E. E., 1993. Aspectos da geologia e estatigrafia dos depósitos sedimentares do rio Paraná no segmento entre Porto Primavera(MS) e Guaíra (PR). Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Souza-Filho, E. E., P. C. Rocha, E. Comunello & J. C. Stevaux, 2004. Effects of the Porto Primavera Dam on physical environment of the downstream floodplain. In

Thomaz, S. M., A. A. Agostinho & N. S. Hahn (eds). The Upper Paraná River and its Floodplain. Backhuys Publishers, Leiden: 55-74.

Statsoft Inc., 2005. Tulsa: Statistica. 3v.

Stevaux, J. C., 1994. Geomorfologia, sedimentologia e paleoclimatologia do alto curso do rio Paraná (Porto Rico, PR). Boletim Paranaense de Geociências 42: 97-112.

Taniguchi, H., S. Nakano & M. Tokeshi, 2003. Influences of habitat complexity on the diversity and abundance of epiphytic invertebrates on plants. Freshwater Biology 48: 718-728.

Thomaz, S. M., L. M. Bini & R. L. Bozelli, in press. Floods increase similarity among aquatic habitats in river-floodplain systems. Hydrobiologia.

Thomaz, S. M., R. R. A. Rocha, A. M. Santos, T. A. Pagioro, S. A. Pierini & G. Pereira, 2000. Fatores limnológicos. In Agostinho, A. A., K. Nakatani, R. R. Antonio, F. C. Zavadski, S. M. Thomaz, H. F. Júlio Jr, K. D. G. Luz & J. L. L. Pereira (eds), Área de pesquisas ecológicas de longa duração: Programa PELD/CNPq. Relatório técnico 2000. A planície de inundação do Alto rio Paraná. EDUEM, Maringá: 77-86.

Thomaz, S. M., D. C. Souza & L. M. Bini, 2003. Species richness and beta diversity of aquatic macrophytes in a large subtropical reservoir (Itaipu Reservoir, Brazil): the influence of limnology and morphometry. Hydrobiologia 505: 119-128.

Thomaz, S. M., T. A. Pagioro, L. M. Bini, M. C. Roberto & R. R. A. Rocha, 2004a. Limnological characterization of the aquatic environments and the influence of hydrometric levels. In Thomaz, S. M., A. A. Agostinho & N. S. Hahn (eds), The Upper Paraná River and its Floodplain. Backhuys Publishers, Leiden: 75-102.

Thomaz, S. M., T. A. Pagioro, L. M. Bini, M. C. Roberto & R. R. A. Rocha, 2004b. Limnology of the Upper Paraná Floodplain habitats: patterns of spatio-temporal variations and influence of the water levels. In Agostinho, A. A., L. Rodrigues, L. C. Gomes, S. M. Thomaz & L. E. Miranda (eds), Structure and functioning of the Paraná River and its floodplain. Eduem, Maringá: 37-42.

Thomaz, S. M., M. C. Roberto & L. M. Bini, 1997. Caracterização limnológica dos ambientes aquáticos e influência dos níveis fluviométricos. In Vazzoler, A. E. A. M., A. A. Agostinho, A. A. & N. S. Hahn (eds), A Planície de Inundação do Alto Rio Paraná: Aspectos Físicos, Biológicos e Socioeconômicos. Eduem, Maringá: 73-102.

Thomaz, S. M., M. C. Roberto & F. A. Lansac-Tôha, F. A. Esteves & A. F. Lima, 1991. Dinâmica temporal dos principais fatores limnológicos do rio Baía-planície de inundação do alto rio Paraná-MS, Brasil. Revista Unimar, 13: 299-312.

Tockner, K., F. Schiemer, C. Baumgartner, G. Kum, E. Weigand, I. Zweimuller & J. V. Ward, 1999. The Danube restoration project: Species diversity patterns across connectivity gradients in the floodplain system. Regulated Rivers: Research and Management 15: 245-258.

Vásquez, E., 1984. Estudio de las comunidades de rotíferos del Orinoco medio, bajo Caroní y algunas lagunas de inundación (Venezuela). Memoria Sociedad de Ciencias Naturales La Salle 44: 95-108.

Vásquez, E. & J. Rey, 1989. A longitudinal study of zooplankton along the lower Orinoco river and its delta (Venezuela). Annales de Limnologie 25: 107-120.

Veríssimo, S., 1994. Variações na composição da ictiofauna em três lagoas sazonalmente isoladas, na planície de inundação do alto rio Paraná, Ilha Porto Rico, Brasil. Dissertação de mestrado, Universidade Federal de São Carlos. São Carlos.

Ward, J. V., 1989. Riverine-wetland interactions. In Sharitz, R. R. & J. W. Gibbons (eds), *Fresh-Water Wetlands and Wildlife*. DOE Symposium Series, Oak Ridge: 385-400.

Ward, J. V. & J. A. Stanford, 1995. Ecological connectivity in alluvial river ecosystems and its disruption by flow regulation. *Regulated Rivers: Research and Management* 11: 105-119.

Ward, J. V., K. Tockner & F. Schiemer, 1999. Biodiversity of floodplain river ecosystems: Ecotones and connectivity. *Regulated Rivers: Research and Management* 15: 125-139.

Whittaker, R. M., 1960. Vegetation of the Siskiyou Mountains. Oregon and California. *Ecological Monographs* 30: 151-158.

Anexo 1 – Dados mensais da pluviosidade na região em 2000 e 2001.

<b>Pluviosidade (mm)</b>		
<b>Mês</b>	<b>2000</b>	<b>2001</b>
Janeiro	3,85	3,92
Fevereiro	4,57	6,76
Março	3,19	3,98
Abril	1,31	2,37
Mai	0,74	4,09
Junho	2,29	2,55
Julho	1,80	0,74
Agosto	4,73	3,68
Setembro	8,35	3,27
Outubro	1,64	2,17
Novembro	4,80	4,64
Dezembro	8,49	8,47

Anexo 2 – Vazão diária (m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup>) do rio Paraná nos meses em 2000.

	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
1	7,36	6,59	8,39	10,88	8,14	7,26	8,38	6,35	7,06	6,52	7,14	7,67
2	7,90	6,60	8,53	10,37	7,97	8,19	7,72	6,44	8,47	6,56	7,94	8,68
3	7,33	7,62	8,39	9,73	7,60	9,47	7,22	6,97	9,63	7,10	8,41	8,04
4	6,68	7,68	8,83	8,99	7,58	8,00	7,64	8,13	8,25	6,96	7,48	8,23
5	6,22	7,63	8,72	7,92	8,73	6,93	7,93	8,52	6,73	7,48	6,81	7,91
6	6,72	8,65	7,80	7,85	8,45	7,18	8,31	8,72	6,86	7,67	7,20	7,24
7	7,99	8,20	6,95	7,63	8,08	8,22	8,78	6,76	7,59	7,59	7,06	7,77
8	7,98	7,10	7,77	7,91	8,17	8,80	8,53	6,13	8,62	7,53	7,03	8,20
9	7,22	6,73	8,43	8,08	7,21	8,68	7,96	7,81	7,90	7,68	7,14	7,40
10	7,92	7,96	8,56	8,36	7,16	7,58	6,98	7,23	7,64	7,41	7,20	6,63
11	8,02	7,93	8,44	7,36	7,35	8,10	6,65	7,57	7,56	7,02	7,16	6,61
12	8,63	7,95	7,74	7,53	7,35	7,57	6,59	8,43	7,46	7,38	7,33	6,77
13	9,11	9,14	7,71	8,20	7,26	6,87	7,35	8,24	7,74	7,81	7,47	7,66
14	8,57	9,34	7,86	8,87	7,46	7,11	8,73	7,25	9,83	7,73	7,91	8,28
15	7,30	8,95	8,04	8,33	7,50	7,63	9,34	6,29	9,22	7,17	7,21	9,15
16	7,96	8,33	8,15	8,22	7,49	9,10	7,29	7,43	7,91	6,31	6,62	9,17
17	8,67	10,62	8,72	8,53	6,49	8,75	5,89	7,65	7,27	6,88	7,78	6,99
18	7,48	10,91	8,87	7,50	6,99	7,93	6,67	8,67	8,70	6,84	8,06	8,47
19	7,61	9,20	8,75	7,78	8,48	7,70	7,38	9,23	7,68	7,83	8,18	7,75
20	8,68	7,87	9,44	7,82	9,83	7,45	7,38	7,90	7,55	7,74	7,11	7,17
21	9,48	6,66	9,43	7,72	8,16	7,46	8,67	7,15	7,23	7,69	6,90	7,39
22	8,80	6,86	9,25	7,35	7,26	8,03	8,88	6,25	7,26	7,83	6,92	7,56
23	7,74	7,37	11,11	7,13	7,38	9,29	8,16	6,95	7,00	7,41	6,95	7,62
24	7,67	8,86	13,65	7,12	7,57	8,55	8,03	8,38	6,99	7,51	7,28	7,52
25	7,72	8,86	13,99	7,02	8,45	7,49	9,08	8,33	6,61	7,66	7,96	6,17
26	7,76	8,51	13,51	6,89	7,96	6,17	8,49	8,34	7,04	7,98	8,21	6,85
27	9,17	8,19	12,11	7,51	7,71	7,05	8,18	7,58	7,19	7,91	8,87	7,13
28	8,90	8,09	10,84	7,98	7,73	7,76	8,23	8,27	6,98	8,08	7,30	6,88
29	8,00	8,26	9,89	8,14	7,70	8,65	8,49	7,12	6,65	8,35	7,82	7,10
30	7,21		10,94	7,91	7,33	8,58	8,07	7,78	6,65	8,38	7,88	8,13
31	6,75		11,09		6,84		7,16	8,04		7,30		7,07

Anexo 3– Vazão diária (m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup>) do rio Paraná nos meses em 2001.

	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
1	6,89	8,06	7,25	6,36	5,82	5,82	4,89	4,89	5,00	5,75	4,84	4,57
2	7,24	7,06	6,81	6,13	7,54	5,59	4,93	5,17	4,93	5,78	4,70	4,58
3	7,34	6,42	6,33	6,77	7,62	5,55	5,11	4,82	5,09	5,59	4,75	4,86
4	7,22	7,37	6,17	8,14	6,72	5,73	5,12	4,77	5,18	5,17	4,89	4,86
5	7,23	7,12	5,70	7,24	6,76	5,87	5,19	4,75	5,41	4,56	5,29	5,20
6	7,49	6,69	5,59	6,73	6,17	6,82	5,05	5,05	4,91	4,36	5,50	5,39
7	7,45	6,70	5,69	8,47	6,22	7,04	4,54	5,09	4,45	4,68	5,54	5,51
8	7,63	7,96	5,75	6,85	6,08	6,70	4,11	4,87	4,37	5,06	5,40	4,99
9	7,71	8,89	5,94	7,13	6,24	6,01	4,79	4,91	4,75	5,24	5,34	5,21
10	7,86	8,20	5,52	7,97	6,25	5,65	5,07	5,17	5,53	5,08	5,08	5,82
11	8,00	8,33	5,47	8,12	6,55	5,95	5,09	4,96	4,84	5,16	4,84	5,94
12	9,20	8,35	5,83	8,06	6,25	5,91	5,05	4,85	4,68	5,47	5,40	6,04
13	9,44	8,34	5,70	7,33	6,00	5,76	5,05	4,95	4,89	5,58	5,49	6,22
14	8,83	8,47	5,72	6,33	6,50	5,42	4,91	4,93	4,97	5,61	5,55	5,92
15	8,37	9,03	5,87	6,57	7,96	5,39	4,70	5,09	4,61	4,98	5,87	5,35
16	7,83	10,00	5,78	6,64	6,47	5,36	5,01	4,94	4,60	4,78	6,06	4,90
17	7,48	9,25	5,88	6,39	6,19	5,29	5,01	4,67	4,62	5,09	5,37	5,74
18	8,22	8,94	6,26	6,36	6,52	5,49	5,03	4,48	4,65	5,43	5,17	6,42
19	10,21	8,18	5,96	6,74	6,21	5,49	4,98	4,56	4,39	6,14	6,41	6,67
20	9,57	8,90	6,54	6,70	6,00	5,23	4,98	4,87	4,35	5,47	6,26	6,94
21	8,75	9,27	5,96	6,55	6,52	5,03	4,81	5,07	4,42	5,42	6,44	7,52
22	8,55	11,04	8,00	8,47	6,54	4,71	4,81	5,06	4,48	5,29	6,42	7,56
23	7,59	10,24	6,93	8,18	6,43	4,35	4,88	4,95	4,85	5,04	5,83	7,35
24	7,27	9,36	6,30	6,62	6,75	4,56	5,17	4,93	5,07	5,23	5,15	6,75
25	7,73	9,11	5,64	7,54	7,11	4,83	5,29	4,68	5,09	5,34	5,24	6,37
26	7,99	8,81	6,62	8,18	6,87	4,90	4,89	4,82	5,50	5,09	5,46	6,14
27	8,81	7,68	7,87	8,29	6,08	5,05	4,67	5,15	5,68	5,06	5,19	6,11
28	8,85	7,32	10,78	6,98	7,15	5,07	4,30	5,11	5,54	5,35	5,07	5,96
29	8,27	8,06	8,94	5,77	7,51	5,03	4,59	5,04	5,09	5,54	5,08	6,17
30	8,16		8,16	5,87	6,37	4,93	4,47	5,12	5,10	5,42	5,04	6,47
31	7,84		7,44		6,11		4,61	5,19		5,17		6,47

Anexo 4 – Nível fluvimétrico diário (cm) do rio Paraná nos meses em 2000.

	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
1	275	240	318	413	306	270	317	228	259	237	267	288
2	298	240	323	392	301	310	290	233	322	238	300	327
3	273	286	318	369	287	359	267	257	365	264	320	303
4	244	289	335	341	283	301	288	308	315	256	279	310
5	222	287	331	299	331	254	299	331	246	279	251	299
6	244	328	294	413	314	266	314	331	252	288	267	271
7	303	300	254	392	305	311	333	251	285	285	262	292
8	301	263	292	369	309	334	324	219	323	282	260	310
9	269	246	320	341	268	326	299	294	301	288	265	276
10	299	301	325	299	265	285	258	268	285	276	265	242
11	303	300	319	299	274	306	240	283	283	258	266	242
12	327	300	291	287	274	283	238	319	278	276	275	247
13	347	348	290	299	271	251	274	312	292	296	281	283
14	322	355	297	306	279	263	332	273	371	290	298	314
15	273	340	304	317	280	287	353	224	352	267	270	349
16	300	318	308	278	280	346	271	276	299	228	242	350
17	328	402	331	282	236	332	204	288	272	251	293	255
18	279	412	337	310	257	299	242	332	325	251	308	313
19	285	348	332	336	322	290	273	346	290	295	308	293
20	329	294	359	315	373	278	275	298	283	292	264	267
21	360	244	358	311	310	278	328	267	269	289	254	279
22	335	252	351	324	271	302	337	222	270	294	254	283
23	290	275	420	280	275	353	301	257	258	277	256	287
24	288	337	496	293	285	324	303	317	258	283	272	279
25	291	335	507	295	320	279	345	315	242	290	301	220
26	293	322	491	291	300	218	322	319	262	301	310	251
27	349	310	454	274	290	260	310	283	269	299	337	265
28	338	304	411	265	290	292	310	310	258	306	275	254
29	302	313	376	264	288	328	322	264	244	314	295	265
30	267		415	259	272	324	301	294	242	317	297	306
31	246		423		250		266	302		274		262



Anexo 5 – Nível fluvimétrico diário (cm) do rio Paraná nos meses em 2001.

	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
1	253	303	304	279	204	216	158	141	169	158	171	165
2	271	261	271	229	204	202	156	155	160	196	152	141
3	276	230	249	219	283	190	158	169	153	199	147	137
4	271	276	228	249	286	189	169	152	167	192	148	151
5	272	265	219	310	247	198	168	150	168	172	152	153
6	280	245	198	270	248	204	171	150	178	141	170	167
7	278	249	192	247	222	250	164	164	160	128	183	183
8	287	301	198	321	223	260	138	163	133	140	186	187
9	292	338	200	253	217	245	117	156	128	159	180	163
10	299	310	208	267	225	211	150	157	139	172	180	161
11	303	316	188	302	223	197	166	169	191	167	167	202
12	350	316	188	306	238	212	166	158	153	165	150	203
13	359	315	203	306	224	208	163	153	142	184	176	210
14	336	323	198	272	212	199	164	158	156	189	184	217
15	320	344	200	228	241	183	155	158	160	192	188	209
16	296	379	206	239	301	180	146	165	143	161	204	184
17	281	353	201	242	236	178	160	159	140	150	210	153
18	317	338	205	231	224	192	162	144	142	165	186	192
19	388	308	224	231	237	186	163	135	140	176	188	229
20	365	338	209	248	221	186	160	140	132	215	228	246
21	335	353	238	247	213	174	160	155	126	181	224	251
22	325	414	211	244	237	163	151	164	130	177	230	280
23	285	388	301	323	238	145	150	163	134	178	231	284
24	271	356	256	314	233	128	156	158	152	160	205	278
25	290	347	219	245	249	139	170	158	166	171	176	249
26	303	335	195	285	265	154	175	148	165	176	165	230
27	334	290	246	311	251	156	155	144	181	166	184	216
28	340	273	300	315	215	165	143	167	194	163	170	213
29	314		406	258	264	167	125	168	189	175	164	206
30	308		347	199	281	164	140	160	167	183	163	217
31	297		310		230		132	165		179		233

Anexo 6 – Riqueza (S), abundância (ind m<sup>-3</sup>), diversidade específica (H') e equitabilidade (E) da assembléia de rotíferos registrada nos diferentes tipos de ambientes (C=Canal; LA=Lagoa Aberta; LF=Lagoa Fechada; R=Rio), e sistemas (Baía; Ivinheima; Paraná) durante os anos de 2000 e 2001.

Ano	Sistema	Mês	Ambientes		S	Abundância		H'	E
			Código	Nomes		ind m <sup>-3</sup>	log ind m <sup>-3</sup>		
2000	Baía	Março	C	C. Baía	17	625	6,438	2,513	0,887
2000	Baía	Maio	C	C. Baía	32	8467	9,044	2,918	0,842
2000	Baía	Agosto	C	C. Baía	26	2835	7,950	2,488	0,764
2000	Baía	Novembro	C	C. Baía	24	1837	7,516	2,887	0,909
2000	Baía	Março	C	C. Curutuba	19	1476	7,297	2,764	0,894
2000	Baía	Maio	C	C. Curutuba	6	3507	8,163	2,162	0,722
2000	Baía	Agosto	C	C. Curutuba	3	442	6,091	2,868	0,903
2000	Baía	Novembro	C	C. Curutuba	13	1364	7,218	1,734	0,676
2000	Baía	Março	LA	L. Gavião	22	3474	8,153	2,472	0,839
2000	Baía	Maio	LA	L. Gavião	20	7855	8,969	0,567	0,317
2000	Baía	Agosto	LA	L. Gavião	26	1148	7,046	0,187	0,170
2000	Baía	Novembro	LA	L. Gavião	21	6681	8,807	2,211	0,862
2000	Baía	Março	LA	L. Guaraná	20	5444	8,602	2,607	0,885
2000	Baía	Maio	LA	L. Guaraná	13	19147	9,860	2,867	0,928
2000	Baía	Agosto	LA	L. Guaraná	28	3615	8,193	1,650	0,848
2000	Baía	Novembro	LA	L. Guaraná	25	3034	8,018	2,083	0,789
2000	Baía	Março	LA	L. Maria Luiza	31	6613	8,797	2,100	0,701
2000	Baía	Maio	LA	L. Maria Luiza	41	16341	9,701	2,163	0,799
2000	Baía	Agosto	LA	L. Maria Luiza	23	4391	8,387	1,449	0,604
2000	Baía	Novembro	LA	L. Maria Luiza	25	8686	9,069	2,343	0,758
2000	Baía	Março	LA	L. Onça	25	3891	8,266	1,715	0,555
2000	Baía	Maio	LA	L. Onça	10	4247	8,354	1,412	0,479
2000	Baía	Agosto	LA	L. Onça	21	2005	7,603	2,657	0,859
2000	Baía	Novembro	LA	L. Onça	17	2006	7,604	0,509	0,167
2000	Baía	Março	LA	L. Porcos	12	25500	10,146	2,594	0,736

Anexo 6 - continuação

2000	Baía	Maio	LA	L. Porcos	22	47646	10,772	2,485	0,816
2000	Baía	Agosto	LA	L. Porcos	14	12694	9,449	1,273	0,449
2000	Baía	Novembro	LA	L. Porcos	17	5484	8,610	1,660	0,522
2000	Baía	Março	LF	L. Aurelio	38	14111	9,555	2,627	0,850
2000	Baía	Maio	LF	L. Aurelio	23	2752	7,920	2,038	0,680
2000	Baía	Agosto	LF	L. Aurelio	13	466	6,145	2,685	0,824
2000	Baía	Março	LF	L. Fechada	17	76556	11,246	2,421	0,693
2000	Baía	Maio	LF	L. Fechada	17	200248	12,207	1,965	0,656
2000	Baía	Agosto	LF	L. Fechada	21	9559	9,165	2,077	0,810
2000	Baía	Novembro	LF	L. Fechada	25	14612	9,590	2,856	0,857
2000	Baía	Março	LF	L. Pousada das Garças	3	278	5,627	2,066	0,607
2000	Baía	Maio	LF	L. Pousada das Garças	15	5680	8,645	2,927	0,852
2000	Baía	Novembro	LF	L. Pousada das Garças	19	2058	7,629	2,434	0,655
2000	Baía	Março	LF	L. Traíra	15	14556	9,586	2,444	0,816
2000	Baía	Maio	LF	L. Traíra	15	1269	7,146	2,221	0,690
2000	Baía	Agosto	LF	L. Traíra	16	2253	7,720	2,370	0,736
2000	Baía	Novembro	LF	L. Traíra	9	1475	7,297	1,178	0,512
2000	Baía	Março	R	R. Baía	26	30334	10,320	1,829	0,621
2000	Baía	Maio	R	R. Baía	15	6578	8,792	2,298	0,705
2000	Baía	Agosto	R	R. Baía	18	1948	7,575	1,131	0,455
2000	Baía	Novembro	R	R. Baía	13	10102	9,220	2,461	0,774
2000	Ivinheima	Março	C	C. Ipoitã	19	1012	6,920	1,375	0,459
2000	Ivinheima	Maio	C	C. Ipoitã	22	658	6,489	2,051	0,664
2000	Ivinheima	Agosto	C	C. Ipoitã	7	400	5,991	2,560	0,786
2000	Ivinheima	Novembro	C	C. Ipoitã	14	773	6,651	2,125	0,766
2000	Ivinheima	Março	LA	L. Boca do Ipoitã	20	3029	8,016	1,381	0,538
2000	Ivinheima	Maio	LA	L. Boca do Ipoitã	15	1590	7,371	2,376	0,680
2000	Ivinheima	Agosto	LA	L. Boca do Ipoitã	11	2085	7,643	2,384	0,825
2000	Ivinheima	Novembro	LA	L. Boca do Ipoitã	22	59285	10,990	1,762	0,541
2000	Ivinheima	Março	LA	L. Finado Raimundo	22	14361	9,572	1,037	0,450

Anexo 6 - continuação

2000	Ivinheima	Maio	LA	L. Finado Raimundo	19	38297	10,553	1,621	0,487
2000	Ivinheima	Agosto	LA	L. Finado Raimundo	22	1892	7,545	1,271	0,511
2000	Ivinheima	Novembro	LA	L. Finado Raimundo	21	33657	10,424	1,777	0,575
2000	Ivinheima	Março	LA	L. Patos	12	53779	10,893	1,538	0,532
2000	Ivinheima	Maio	LA	L. Patos	24	5294	8,574	1,865	0,566
2000	Ivinheima	Agosto	LA	L. Patos	10	32834	10,399	2,205	0,736
2000	Ivinheima	Novembro	LA	L. Patos	25	5150	8,547	1,859	0,643
2000	Ivinheima	Março	LA	L. Peroba	26	2983	8,001	0,816	0,288
2000	Ivinheima	Maio	LA	L. Peroba	16	9132	9,120	2,388	0,661
2000	Ivinheima	Agosto	LA	L. Peroba	9	29649	10,297	2,920	0,907
2000	Ivinheima	Novembro	LA	L. Peroba	3	1225	7,110	1,888	0,667
2000	Ivinheima	Março	LA	L. Sumida	20	4111	8,321	1,807	0,568
2000	Ivinheima	Maio	LA	L. Sumida	18	4251	8,355	2,739	0,738
2000	Ivinheima	Agosto	LA	L. Sumida	17	13271	9,493	2,778	0,874
2000	Ivinheima	Novembro	LA	L. Sumida	29	3709	8,218	2,439	0,861
2000	Ivinheima	Março	LF	L. Capivara	10	13833	9,535	1,625	0,678
2000	Ivinheima	Maio	LF	L. Capivara	13	86768	11,371	2,584	0,803
2000	Ivinheima	Agosto	LF	L. Capivara	15	2505	7,826	2,752	0,835
2000	Ivinheima	Novembro	LF	L. Capivara	22	2840	7,951	0,834	0,262
2000	Ivinheima	Março	LF	L. Cervo	13	61210	11,022	2,170	0,737
2000	Ivinheima	Maio	LF	L. Cervo	14	18704	9,837	1,857	0,552
2000	Ivinheima	Agosto	LF	L. Cervo	6	2329	7,753	2,863	0,890
2000	Ivinheima	Novembro	LF	L. Cervo	17	11275	9,330	1,326	0,478
2000	Ivinheima	Março	LF	L. Jacaré	12	5839	8,672	1,725	0,523
2000	Ivinheima	Maio	LF	L. Jacaré	7	13807	9,533	2,746	0,755
2000	Ivinheima	Agosto	LF	L. Jacaré	11	293	5,679	2,242	0,715
2000	Ivinheima	Novembro	LF	L. Jacaré	27	100023	11,513	2,245	0,875
2000	Ivinheima	Março	LF	L. Ventura	21	11925	9,386	1,611	0,700
2000	Ivinheima	Maio	LF	L. Ventura	17	5349	8,585	0,943	0,368
2000	Ivinheima	Agosto	LF	L. Ventura	11	21028	9,954	1,142	0,422

## Anexo 6 - continuação

2000	Ivinheima	Novembro	LF	L. Ventura	15	2700	7,901	2,633	0,852
2000	Ivinheima	Março	LF	L. Zé do Paco	22	18918	9,848	0,682	0,266
2000	Ivinheima	Maio	LF	L. Zé do Paco	11	4010	8,297	1,681	0,637
2000	Ivinheima	Agosto	LF	L. Zé do Paco	11	8750	9,077	1,397	0,779
2000	Ivinheima	Novembro	LF	L. Zé do Paco	18	1040	6,947	0,453	0,160
2000	Ivinheima	Março	R	R. Ivinheima	21	12362	9,422	2,403	0,867
2000	Ivinheima	Maio	R	R. Ivinheima	12	1506	7,317	1,057	0,481
2000	Ivinheima	Agosto	R	R. Ivinheima	24	510	6,234	0,955	0,305
2000	Ivinheima	Novembro	R	R. Ivinheima	10	242	5,490	0,627	0,190
2000	Ivinheima	Março	C	C. Cortado	22	1668	7,419	0,847	0,299
2000	Paraná	Maio	C	C. Cortado	20	1150	7,048	2,079	0,683
2000	Paraná	Agosto	C	C. Cortado	24	967	6,874	1,359	0,422
2000	Paraná	Novembro	C	C. Cortado	13	1949	7,575	2,430	0,765
2000	Paraná	Março	LA	L. Garças	34	6167	8,727	2,057	0,594
2000	Paraná	Maio	LA	L. Garças	21	102751	11,540	1,884	0,679
2000	Paraná	Agosto	LA	L. Garças	17	8842	9,087	2,603	0,869
2000	Paraná	Novembro	LA	L. Garças	24	45085	10,716	0,988	0,342
2000	Paraná	Março	LA	L. Pombas	18	3611	8,192	0,600	0,309
2000	Paraná	Maio	LA	L. Pombas	26	49942	10,819	1,903	0,793
2000	Paraná	Agosto	LA	L. Pombas	13	1169	7,064	0,943	0,286
2000	Paraná	Novembro	LA	L. Pomba	28	37833	10,541	2,318	0,729
2000	Paraná	Março	LA	Res. Bilé	25	2272	7,728	2,088	0,814
2000	Paraná	Maio	LA	Res. Bilé	17	4091	8,316	1,167	0,600
2000	Paraná	Agosto	LA	Res. Bilé	16	4838	8,484	2,132	0,787
2000	Paraná	Novembro	LA	Res. Bilé	19	1299	7,170	1,135	0,373
2000	Paraná	Março	LA	Res. Leopoldo	24	9167	9,123	1,827	0,645
2000	Paraná	Maio	LA	Res. Leopoldo	17	6051	8,708	1,778	0,693
2000	Paraná	Agosto	LA	Res. Leopoldo	17	40558	10,610	1,762	0,651
2000	Paraná	Novembro	LA	Res. Leopoldo	20	28312	10,251	1,780	0,616
2000	Paraná	Março	LA	Res. Manezinho	27	2502	7,825	1,345	0,404

## Anexo 6 - continuação

2000	Paraná	Maio	LA	Res. Manezinho	24	17068	9,745	2,385	0,796
2000	Paraná	Agosto	LA	Res. Manezinho	17	1778	7,483	1,795	0,663
2000	Paraná	Novembro	LA	Res. Manezinho	27	40060	10,598	2,335	0,862
2000	Paraná	Março	LA	Res. Pau Véio	25	1794	7,492	1,344	0,583
2000	Paraná	Maio	LA	Res. Pau Véio	16	26606	10,189	2,025	0,608
2000	Paraná	Novembro	LA	Res. Pau Véio	28	5723	8,652	1,965	0,645
2000	Paraná	Março	LF	L. Clara	16	574	6,352	1,660	0,554
2000	Paraná	Maio	LF	L. Clara	9	445	6,098	1,888	0,594
2000	Paraná	Agosto	LF	L. Clara	23	34725	10,455	1,104	0,531
2000	Paraná	Novembro	LF	L. Clara	27	70116	11,158	0,478	0,155
2000	Paraná	Março	LF	L. Genipapo	21	2015667	14,516	1,974	0,586
2000	Paraná	Maio	LF	L. Genipapo	32	2022676	14,520	1,953	0,740
2000	Paraná	Agosto	LF	L. Genipapo	16	1808	7,500	1,690	0,574
2000	Paraná	Novembro	LF	L. Genipapo	20	3981	8,289	1,138	0,444
2000	Paraná	Março	LF	L. Osmar	22	31167	10,347	2,512	0,762
2000	Paraná	Maio	LF	L. Osmar	13	11523	9,352	2,088	0,608
2000	Paraná	Agosto	LF	L. Osmar	7	2447	7,803	2,162	0,664
2000	Paraná	Novembro	LF	L. Osmar	15	2154	7,675	2,144	0,658
2000	Paraná	Março	LF	L. Pousada	25	74975	11,225	2,770	0,872
2000	Paraná	Maio	LF	L. Pousada	14	62181	11,038	2,011	0,874
2000	Paraná	Agosto	LF	L. Pousada	26	64825	11,079	0,948	0,254
2000	Paraná	Novembro	LF	L. Pousada	22	1487851	14,213	2,215	0,628
2000	Paraná	Março	R	R. Paraná	24	708	6,563	2,909	0,915
2000	Paraná	Maio	R	R. Paraná	15	3093	8,037	1,967	0,726
2000	Paraná	Agosto	R	R. Paraná	12	4500	8,412	1,238	0,498
2000	Paraná	Novembro	R	R. Paraná	17	316	5,755	2,284	0,806
2001	Baía	Março	C	C. Baía	30	3760	8,232	2,816	0,828
2001	Baía	Maio	C	C. Baía	45	2127	7,662	3,347	0,879
2001	Baía	Agosto	C	C. Baía	19	6797	8,824	2,106	0,715
2001	Baía	Novembro	C	C. Baía	42	25434	10,144	1,740	0,466

## Anexo 6 - continuação

2001	Baía	Março	C	C. Curutuba	23	3676	8,210	2,493	0,863
2001	Baía	Maio	C	C. Curutuba	27	10850	9,292	2,727	0,734
2001	Baía	Agosto	C	C. Curutuba	20	3151	8,055	0,988	0,713
2001	Baía	Novembro	C	C. Curutuba	33	4543	8,421	2,138	0,673
2001	Baía	Março	LA	L. Gavião	29	44723	10,708	1,824	0,582
2001	Baía	Maio	LA	L. Gavião	17	863	6,760	2,034	0,617
2001	Baía	Agosto	LA	L. Gavião	17	26001	10,166	1,021	0,341
2001	Baía	Novembro	LA	L. Gavião	33	67196	11,115	2,877	0,823
2001	Baía	Março	LA	L. Guaraná	27	104030	11,552	1,716	0,547
2001	Baía	Maio	LA	L. Guaraná	32	172620	12,059	2,936	0,717
2001	Baía	Agosto	LA	L. Guaraná	22	727793	13,498	1,681	0,606
2001	Baía	Novembro	LA	L. Guaraná	30	1715637	14,355	2,074	0,599
2001	Baía	Março	LA	L. Maria Luiza	28	102002	11,533	2,063	0,658
2001	Baía	Maio	LA	L. Maria Luiza	21	115608	11,658	1,176	0,370
2001	Baía	Agosto	LA	L. Maria Luiza	20	449676	13,016	1,726	0,637
2001	Baía	Novembro	LA	L. Maria Luiza	25	719775	13,487	1,217	0,348
2001	Baía	Março	LA	L. Onça	29	22889	10,038	2,113	0,780
2001	Baía	Maio	LA	L. Onça	19	19537	9,880	2,062	0,744
2001	Baía	Agosto	LA	L. Onça	19	680016	13,430	0,507	0,187
2001	Baía	Novembro	LA	L. Onça	26	56550	10,943	1,436	0,472
2001	Baía	Março	LA	L. Porcos	31	20111	9,909	1,650	0,582
2001	Baía	Maio	LA	L. Porcos	29	96764	11,480	0,747	0,249
2001	Baía	Agosto	LA	L. Porcos	18	361674	12,798	1,349	0,467
2001	Baía	Novembro	LA	L. Porcos	27	463886	13,047	1,559	0,512
2001	Baía	Março	LF	L. Aurelio	25	39158	10,575	1,942	0,638
2001	Baía	Maio	LF	L. Aurelio	12	3746	8,229	1,289	0,383
2001	Baía	Agosto	LF	L. Aurelio	22	825	6,715	2,056	0,726
2001	Baía	Novembro	LF	L. Aurelio	24	17335	9,760	2,044	0,721
2001	Baía	Março	LF	L. Fechada	24	69224	11,145	2,891	0,898
2001	Baía	Maio	LF	L. Fechada	19	361490	12,798	2,267	0,688

## Anexo 6 - continuação

2001	Baía	Agosto	LF	L. Fechada	15	68891	11,140	0,830	0,239
2001	Baía	Novembro	LF	L. Fechada	19	23525	10,066	1,612	0,522
2001	Baía	Março	LF	L. Pousada das Garças	17	27667	10,228	2,032	0,648
2001	Baía	Maio	LF	L. Pousada das Garças	13	3223	8,078	1,396	0,434
2001	Baía	Agosto	LF	L. Pousada das Garças	15	8167	9,008	1,956	0,587
2001	Baía	Novembro	LF	L. Pousada das Garças	18	1068	6,973	1,781	0,585
2001	Baía	Março	LF	L. Traíra	11	8334	9,028	2,481	0,815
2001	Baía	Maio	LF	L. Traíra	11	27822	10,234	2,168	0,765
2001	Baía	Agosto	LF	L. Traíra	10	24612	10,111	2,229	0,662
2001	Baía	Novembro	LF	L. Traíra	28	64176	11,069	1,640	0,557
2001	Baía	Março	R	R. Baía	27	153614	11,942	1,726	0,749
2001	Baía	Maio	R	R. Baía	31	69279	11,146	2,940	0,913
2001	Baía	Agosto	R	R. Baía	26	109752	11,606	1,064	0,335
2001	Baía	Novembro	R	R. Baía	26	25588	10,150	1,947	0,661
2001	Ivinheima	Março	C	C. Ipoitã	23	12254	9,414	1,130	0,514
2001	Ivinheima	Maio	C	C. Ipoitã	60	2698	7,900	0,935	0,851
2001	Ivinheima	Agosto	C	C. Ipoitã	16	2035	7,618	1,879	0,591
2001	Ivinheima	Novembro	C	C. Ipoitã	32	772	6,650	1,517	0,465
2001	Ivinheima	Março	LA	L. Boca do Ipoitã	23	101113	11,524	1,997	0,779
2001	Ivinheima	Maio	LA	L. Boca do Ipoitã	24	30011	10,309	1,541	0,462
2001	Ivinheima	Agosto	LA	L. Boca do Ipoitã	15	26001	10,166	1,421	0,426
2001	Ivinheima	Novembro	LA	L. Boca do Ipoitã	33	90579	11,414	2,007	0,541
2001	Ivinheima	Março	LA	L. Finado Raimundo	15	52392	10,867	1,685	0,638
2001	Ivinheima	Maio	LA	L. Finado Raimundo	16	10786	9,286	1,924	0,679
2001	Ivinheima	Agosto	LA	L. Finado Raimundo	15	809684	13,604	2,881	0,839
2001	Ivinheima	Novembro	LA	L. Finado Raimundo	21	474675	13,070	2,231	0,663
2001	Ivinheima	Março	LA	L. Patos	24	82005	11,315	1,509	0,532
2001	Ivinheima	Maio	LA	L. Patos	19	46136	10,739	2,557	0,759
2001	Ivinheima	Agosto	LA	L. Patos	20	296673	12,600	2,397	0,736
2001	Ivinheima	Novembro	LA	L. Patos	22	238955	12,384	2,277	0,683



Anexo 6 - continuação

2001	Ivinheima	Março	LA	L. Peroba	24	76668	11,247	1,858	0,670
2001	Ivinheima	Maio	LA	L. Peroba	26	8319	9,026	2,228	0,757
2001	Ivinheima	Agosto	LA	L. Peroba	13	12042	9,396	2,371	0,756
2001	Ivinheima	Novembro	LA	L. Peroba	33	12927	9,467	1,640	0,579
2001	Ivinheima	Março	LA	L. Sumida	26	30778	10,335	0,386	0,136
2001	Ivinheima	Maio	LA	L. Sumida	28	10678	9,276	1,904	0,636
2001	Ivinheima	Agosto	LA	L. Sumida	17	725016	13,494	2,519	0,871
2001	Ivinheima	Novembro	LA	L. Sumida	37	33370	10,415	1,200	0,356
2001	Ivinheima	Março	LF	L. Capivara	22	4613704	15,345	2,033	0,718
2001	Ivinheima	Maio	LF	L. Capivara	22	264684	12,486	2,260	0,686
2001	Ivinheima	Agosto	LF	L. Capivara	21	24723	10,115	1,717	0,606
2001	Ivinheima	Novembro	LF	L. Capivara	12	20537	9,930	1,329	0,444
2001	Ivinheima	Março	LF	L. Cervo	13	49890	10,818	2,252	0,676
2001	Ivinheima	Maio	LF	L. Cervo	14	41928	10,644	1,848	0,639
2001	Ivinheima	Agosto	LF	L. Cervo	19	8946	9,099	2,608	0,681
2001	Ivinheima	Novembro	LF	L. Cervo	29	19698	9,888	1,416	0,523
2001	Ivinheima	Março	LF	L. Jacaré	24	198449	12,198	2,010	0,625
2001	Ivinheima	Maio	LF	L. Jacaré	18	61897	11,033	1,084	0,436
2001	Ivinheima	Agosto	LF	L. Jacaré	16	36779	10,513	2,271	0,735
2001	Ivinheima	Novembro	LF	L. Jacaré	14	26502	10,185	0,334	0,105
2001	Ivinheima	Março	LF	L. Ventura	15	64446	11,074	0,423	0,137
2001	Ivinheima	Maio	LF	L. Ventura	20	47591	10,770	0,968	0,313
2001	Ivinheima	Agosto	LF	L. Ventura	24	20418	9,924	2,027	0,666
2001	Ivinheima	Novembro	LF	L. Ventura	8	20938	9,949	1,568	0,631
2001	Ivinheima	Março	LF	L. Zé do Paco	29	3056	8,025	1,290	0,503
2001	Ivinheima	Maio	LF	L. Zé do Paco	14	489	6,193	0,929	0,352
2001	Ivinheima	Agosto	LF	L. Zé do Paco	19	7945	8,980	1,357	0,461
2001	Ivinheima	Novembro	LF	L. Zé do Paco	13	9755	9,186	2,169	0,644
2001	Ivinheima	Março	R	R. Ivinhema	42	7819	8,964	2,632	0,782
2001	Ivinheima	Maio	R	R. Ivinhema	34	6756	8,818	1,650	0,476

## Anexo 6 - continuação

2001	Ivinheima	Agosto	R	R. Ivinhema	15	18115	9,805	2,339	0,675
2001	Ivinheima	Novembro	R	R. Ivinhema	42	8239	9,017	1,850	0,653
2001	Paraná	Março	C	C. Cortado	18	672	6,510	2,121	0,720
2001	Paraná	Maio	C	C. Cortado	41	640	6,461	1,476	0,545
2001	Paraná	Agosto	C	C. Cortado	4	251	5,523	1,844	0,626
2001	Paraná	Novembro	C	C. Cortado	24	1211	7,099	1,572	0,516
2001	Paraná	Março	LA	L. Garças	17	298671	12,607	0,261	0,074
2001	Paraná	Maio	LA	L. Garças	20	5480829	15,517	1,518	0,499
2001	Paraná	Agosto	LA	L. Garças	18	584708	13,279	2,199	0,776
2001	Paraná	Novembro	LA	L. Garças	21	8492978	15,955	1,928	0,776
2001	Paraná	Março	LA	L. Pombas	28	35959	10,490	0,797	0,276
2001	Paraná	Maio	LA	L. Pombas	41	13811	9,533	2,297	0,828
2001	Paraná	Agosto	LA	L. Pombas	10	151836	11,931	1,487	0,563
2001	Paraná	Novembro	LA	L. Pombas	28	30169	10,315	2,470	0,799
2001	Paraná	Março	LA	Res. Bilé	23	2817	7,943	0,111	0,038
2001	Paraná	Maio	LA	Res. Bilé	17	38002	10,545	0,802	0,730
2001	Paraná	Agosto	LA	Res. Bilé	24	457596	13,034	2,144	0,792
2001	Paraná	Novembro	LA	Res. Bilé	41	51048	10,841	2,448	0,832
2001	Paraná	Março	LA	Res. Leopoldo	18	3286	8,097	1,635	0,508
2001	Paraná	Maio	LA	Res. Leopoldo	29	8487	9,046	1,735	0,657
2001	Paraná	Agosto	LA	Res. Leopoldo	11	1121	7,022	2,133	0,655
2001	Paraná	Novembro	LA	Res. Leopoldo	25	1498	7,312	1,342	0,434
2001	Paraná	Março	LA	Res. Manezinho	17	2871	7,963	1,809	0,653
2001	Paraná	Maio	LA	Res. Manezinho	20	1614	7,386	1,718	0,782
2001	Paraná	Agosto	LA	Res. Manezinho	19	979	6,886	1,443	0,602
2001	Paraná	Novembro	LA	Res. Manezinho	29	159279	11,978	1,420	0,592
2001	Paraná	Março	LA	Res. Pau Véio	18	4874	8,492	1,798	0,635
2001	Paraná	Maio	LA	Res. Pau Véio	46	9288	9,137	0,319	0,133
2001	Paraná	Agosto	LA	Res. Pau Véio	15	6487	8,778	1,824	0,674
2001	Paraná	Novembro	LA	Res. Pau Véio	27	66823	11,110	1,877	0,693

## Anexo 6. continuação

2001	Paraná	Março	LF	L. Clara	29	62668	11,046	1,574	0,656
2001	Paraná	Maio	LF	L. Clara	32	30428	10,323	0,919	0,383
2001	Paraná	Novembro	LF	L. Clara	32	858561	13,663	2,163	0,748
2001	Paraná	Março	LF	L. Genipapo	18	1297193	14,076	1,241	0,381
2001	Paraná	Maio	LF	L. Genipapo	35	3477671	15,062	1,814	0,670
2001	Paraná	Agosto	LF	L. Genipapo	21	456597	13,032	1,757	0,608
2001	Paraná	Novembro	LF	L. Genipapo	17	166733	12,024	1,554	0,606
2001	Paraná	Março	LF	L. Osmar	21	113114	11,636	2,629	0,863
2001	Paraná	Novembro	LF	L. Osmar	18	137045	11,828	1,170	0,471
2001	Paraná	Março	LF	L. Pousada	28	991686	13,807	0,679	0,251
2001	Paraná	Novembro	LF	L. Pousada	20	161213	11,990	1,434	0,384
2001	Paraná	Março	R	R. Paraná	22	3208	8,074	2,295	0,742
2001	Paraná	Maio	R	R. Paraná	20	18600	9,831	0,756	0,252
2001	Paraná	Agosto	R	R. Paraná	22	12278	9,416	2,427	0,785
2001	Paraná	Novembro	R	R. Paraná	31	2636	7,877	2,481	0,723

Anexo 7 - Resultado das variáveis limnológicas analisadas nos diferentes ambientes e sistemas estudados em 2000 e 2001 na planície de inundação do alto rio Paraná (Rocha & Thomaz, 2004; Thomaz et al., 2004b). \* Dados não obtidos tendo em vista que a lagoa estava seca.

Local	Tipo de ambiente	Sistema	Prof (m)	Temp. água (°C)	pH	Cond. Eletr. (uS cm <sup>-1</sup> )	Alc. Total (m gL <sup>-1</sup> )	Turb. (NTU)	Oxig. Diss. (mg L <sup>-1</sup> )	Cloro a (ug L <sup>-1</sup> )	N-total (ug L <sup>-1</sup> )	P-total (ug L <sup>-1</sup> )
<b>Fevereiro – 2000</b>												
L.Patos	LA	Ivinheima	3,50	26,40	6,44	34,00	290,20	100,90	6,02	13,11	405,00	66,56
C.Ipoitã	C	Ivinheima	4,00	27,20	6,88	49,00	366,60	20,30	7,45	3,55	311,00	25,87
L.F.Raimundo	LA	Ivinheima	3,20	26,30	6,34	38,00	346,40	68,70	5,50	4,10	307,00	73,10
R.Ivinheima	R	Ivinheima	4,00	26,90	6,33	40,00	321,40	41,50	6,56	0,00	277,00	45,93
L.Capivara	LF	Ivinheima	3,25	25,10	5,74	26,00	4,44	79,70	5,72	0,00	568,00	127,16
L. Jacaré	LF	Ivinheima	1,90	23,70	5,73	24,00	14,63	96,50	5,49	0,00	843,00	308,83
L.Sumida	LA	Ivinheima	2,25	25,80	6,89	43,00	321,10	43,30	6,68	2,18	352,00	35,40
L.Peroba	LA	Ivinheima	4,00	26,40	6,57	37,00	334,30	28,30	6,10	3,07	344,00	45,65
L.Ventura	LF	Ivinheima	2,20	25,60	6,79	38,00	228,10	128,70	7,20	10,47	499,00	65,14
L.Zé Paco	LF	Ivinheima	3,60	26,70	6,33	35,00	258,30	3,49	5,64	2,31	267,00	27,01
L.B.Ipoitã	LA	Ivinheima	3,50	26,20	6,62	39,00	312,00	34,20	5,44	3,00	324,00	44,08
L.Cervo	LF	Ivinheima	2,00	26,30	8,62	22,00	128,30	26,10	8,64	32,76	408,00	143,66
C.Baía	C	Baía	2,00	26,00	5,68	29,00	115,90	5,50	3,28	2,18	330,00	47,21
L.Guaraná	LA	Baía	1,85	26,10	6,01	41,00	274,20	12,24	1,50	22,30	722,00	119,34
R.Baía	R	Baía	2,50	26,90	6,88	32,00	210,40	22,00	7,41	9,83	281,00	48,78
C.Curutuba	C	Baía	2,60	27,10	6,46	31,00	191,00	31,90	5,93	1,09	276,00	50,91
L.M.Luíza	LA	Baía	2,80	26,40	6,01	28,00	155,00	8,40	4,84	3,00	379,00	47,64
L.Porco	LA	Baía	3,00	26,80	6,22	26,00	196,40	21,40	5,87	0,00	344,00	48,63
L.P.Garças	LF	Baía	2,20	26,70	6,21	25,00	190,30	8,31	3,42	3,12	255,00	53,76
L.Fechada	LF	Baía	2,70	28,30	6,23	24,00	93,17	67,60	4,85	10,92	658,00	289,57
L.Onça	LA	Baía	2,00	27,00	5,72	29,00	142,50	4,30	2,21	2,73	349,00	40,67
L.Gavião	LA	Baía	2,00	27,80	5,95	29,00	177,20	2,84	1,90	2,39	311,00	43,94
L.Aurélio	LA	Baía	1,80	28,70	6,00	26,00	215,90	7,12	2,54	8,87	535,00	85,05
L.Traíra	LF	Baía	2,00	31,80	6,69	52,00	227,40	20,01	6,88	11,38	590,00	59,02
L.Garças	LA	Paraná	2,00	28,80	6,67	49,00	312,00	14,00	7,77	16,11	366,00	36,97

Anexo 7 - continuação

R.Paraná	R	Paraná	4,45	27,20	7,13	53,00	379,60	11,06	9,68	2,54	303,00	17,34
R.Pau Véio	LA	Paraná	1,85	29,80	6,69	53,00	368,20	8,78	6,94	7,05	211,00	19,33
L.Clara	LF	Paraná	1,25	32,60	6,45	56,00	420,10	11,71	3,00	8,53	350,00	63,29
C.Cortado	C	Paraná	1,70	28,40	7,30	62,00	462,00	9,82	7,00	0,00	300,00	15,35
L.Pousada	LF	Paraná	0,70	27,20	6,12	89,00	723,10	31,80	0,34	13,65	922,00	141,10
L.Genipapo	LF	Paraná	1,10	27,60	6,42	71,00	672,80	26,30	5,02	55,97	901,00	125,60
L.Osmar	LF	Paraná	1,50	29,30	6,33	75,00	595,30	13,65	2,68	17,75	485,00	94,02
R.Manezinho	LA	Paraná	2,40	29,40	6,70	58,00	383,50	8,48	7,74	5,46	281,00	20,61
R.Bilé	LA	Paraná	1,45	28,40	6,63	51,00	361,90	13,79	7,44	9,78	299,00	22,46
R.Leopoldo	LA	Paraná	3,75	28,40	6,46	52,00	388,60	11,92	7,99	3,87	241,00	19,76
L.Pombas	LA	Paraná	2,25	30,90	7,20	60,00	444,00	8,80	7,75	5,32	269,00	18,19
<b>Agosto – 2000</b>												
L.Patos	LA	Ivinheima	3,00	17,70	6,43	37,40	260,90	13,52	7,20	6,83	329,55	25,77
C.Ipoitã	C	Ivinheima	2,80	18,40	6,79	58,80	385,10	6,45	8,94	1,09	281,02	4,19
L.F.Raimundo	LA	Ivinheima	2,70	17,60	7,02	41,20	308,10	25,90	8,88	38,77	322,42	57,03
R.Ivinheima	R	Ivinheima	3,50	18,00	6,64	41,30	269,90	20,60	8,34	0,55	299,57	40,66
L.Capivara	LF	Ivinheima	4,10	18,10	6,64	55,10	269,30	217,00	6,71	1,09	817,57	158,97
L.Jacaré	LF	Ivinheima	2,00	18,20	6,43	26,50	75,46	46,60	7,15	143,34	573,90	66,14
L.Sumida	LA	Ivinheima	1,00	19,50	7,15	40,90	73,54	23,50	7,66	12,29	244,36	33,40
L.Peroba	LA	Ivinheima	2,20	18,10	7,20	34,70	111,50	9,71	8,45	11,74	205,00	22,98
L.Ventura	LF	Ivinheima	2,25	17,70	7,04	46,10	271,80	101,30	8,06	3,07	422,76	37,68
L.Zé Paco	LF	Ivinheima	3,90	17,30	6,62	37,10	286,70	0,86	7,12	4,23	233,39	9,03
L.B.Ipoitã	LA	Ivinheima	3,90	17,20	6,91	42,50	286,70	17,37	7,61	2,73	226,15	24,66
L.Cervo	LF	Ivinheima	2,10	18,60	6,60	31,90	73,29	5,12	7,58	10,47	466,21	27,26
C.Baía	C	Baía	2,30	18,20	5,96	27,70	146,30	2,93	5,83	2,46	454,76	17,03
L.Guaraná	LA	Baía	2,20	18,10	6,04	35,80	180,70	7,94	6,66	7,41	246,51	13,49
R.Baía	R	Baía	3,30	18,20	6,20	32,00	144,40	8,08	7,87	6,14	303,53	19,08
C.Curutuba	C	Baía	3,20	18,40	6,28	59,50	401,20	4,15	10,06	0,68	272,40	8,47
L.M.Luíza	LA	Baía	3,40	18,20	7,23	28,60	69,41	4,28	6,70	4,91	472,17	20,01
L.Porco	LA	Baía	2,90	18,10	6,67	25,60	129,60	6,89		4,37	290,05	18,15
L.P.Garças	LF	Baía	2,30	18,60	6,38	27,50	161,90	2,66	6,17	3,82	314,74	58,52
L.Fechada	LF	Baía	2,60	19,50	8,85	25,60	196,40	30,40	10,87	89,56	902,50	93,12

Anexo 7 - continuação

L.Onça	LA	Baía	1,80	19,80	6,10	28,60	163,00	2,30	5,20	3,75	628,18	16,29
L.Gavião	LA	Baía	2,20	19,10	5,99	28,50	152,60	2,00	3,48	1,82	382,48	13,87
L.Aurélio	LA	Baía	2,00	19,40	6,02	23,90	146,30	6,74	5,16	4,10	396,79	17,03
L.Traíra	LF	Baía	2,30	20,10	6,58	51,10	419,90	3,44	3,65	4,91	871,01	27,63
L.Garças	LA	Paraná	1,40	21,10	6,97	61,20	411,40	8,23	8,35	5,12	350,16	28,19
R.Paraná	R	Paraná	5,00	19,70	7,13	60,50	410,80	2,30	10,05	1,89	266,43	4,94
R.Pau Véio	LA	Paraná	2,10	20,30	6,87	59,10	422,20	5,27	7,84	7,64	261,85	11,82
L.Clara	LF	Paraná	1,20	19,20	6,50	62,30	479,10	4,10	3,45	7,80	209,49	20,75
C.Cortado	C	Paraná	1,20	20,40	7,04	63,30	472,40	3,55	7,81	0,68	310,53	5,50
L.Pousada	LF	Paraná	0,40	20,90	6,71	107,50	877,10	30,70	4,75	40,27	519,56	71,35
L.Genipapo	LF	Paraná	0,80	21,70	6,58	52,40	404,60	7,45	5,46	15,47	376,09	44,93
L.Osmar	LF	Paraná	0,90	21,00	6,25	35,50	206,30	46,50	5,64	5,46	265,76	30,61
R.Manezinho	LA	Paraná	2,00	20,40	6,90	59,90	418,80	2,60	7,79	3,87	249,12	9,03
R.Bilé	LA	Paraná	1,00	20,00	6,75	55,00	412,70	9,37	7,91	2,22	258,05	12,56
R.Leopoldo	LA	Paraná	3,60	20,10	6,84	58,00	439,00	3,88	7,61	3,71	238,73	10,33
L.Pombas	LA	Paraná	1,10	19,90	6,64	69,60	482,50	4,14	5,92	4,55	363,12	9,77

Fevereiro – 2001

L.Patos	LA	Ivinheima		29,50	6,26	46,80	350,20	7,32	1,95	7,74	1103,58	84,24
C.Ipoitã	C	Ivinheima		29,40	7,11	48,70	365,70	7,21	7,21	2,18	433,20	14,02
L.F.Raimundo	LA	Ivinheima		29,60	6,87	38,80	351,20	42,20	5,28	26,52	821,56	54,72
R.Ivinheima	R	Ivinheima		29,50	6,85	44,00	423,70	27,50	6,12	0,00	423,94	34,13
L.Capivara	LF	Ivinheima	4,00	30,40	6,41	62,70	458,30	9,45	2,07	44,60	1469,77	169,15
L.Jacaré	LF	Ivinheima	2,50	29,40	6,41	47,10	338,00	11,33	2,94	30,03	870,95	66,53
L.Sumida	LA	Ivinheima	2,25	29,20	6,41	42,00	320,80	26,70	3,11	5,01	637,48	33,65
L.Peroba	LA	Ivinheima	4,00	28,80	6,37	24,30	257,00	7,95	4,80	10,92	548,25	30,46
L.Ventura	LF	Ivinheima	2,70	29,50	6,90	42,80	316,40	72,90	6,92	12,29	856,08	56,15
L.Zé Paco	LF	Ivinheima	5,00	30,50	6,35	33,70	300,30	5,88	3,31	4,78	562,56	21,20
L.B.Ipoitã	LA	Ivinheima	4,00	29,60	6,44	43,90	386,80	14,15	3,68	19,11	590,62	43,86
L.Cervo	LF	Ivinheima	3,25	29,30	6,47	43,90	371,00	5,97	4,06	10,01	601,28	52,80
C.Baía	C	Baía	1,95	24,90	5,80	25,40	144,60	13,68	3,54	5,46	512,33	70,36
L.Guaraná	LA	Baía	1,60	28,10	5,79	31,90	171,30	19,30	4,06	5,01	1723,16	313,60
R.Baía	R	Baía	2,10	29,00	6,23	25,60	155,00	16,90	6,03	16,19	678,45	26,63

Anexo 7 - continuação

C.Curutuba	C	Baía	3,00	28,80	6,02	25,30	141,90	20,40	5,32	14,47	752,25	43,55
L.M.Luíza	LA	Baía	2,95	27,20	6,03	27,30	170,20	6,31	4,33	7,10	729,24	66,85
L.Porco	LA	Baía	2,85	27,60	5,82	29,00	197,50	6,91	2,43	7,28	734,57	65,89
L.P.Garças	LF	Baía	2,50	31,60	6,59	33,90	148,60	4,38	3,70	22,82	721,95	58,87
L.Fechada	LF	Baía	2,80	28,90	6,14	26,70	190,90	41,60	4,96	2,28	854,96	76,42
L.Onça	LA	Baía	2,60	28,30	5,82	28,50	157,20	nt	3,50	5,92	443,30	29,82
L.Gavião	LA	Baía	2,30	27,20	5,91	27,00	173,40	4,25	2,74	3,64	479,22	48,01
L.Aurélio	LA	Baía	2,30	28,00	5,69	20,30	107,70	3,03	3,84	4,55	671,16	45,94
L.Traíra	LF	Baía	2,45	30,80	6,21	37,10	281,50	14,35	3,94	3,90	1151,56	63,18
L.Garças	LA	Paraná	2,00	30,40	7,85	47,50	322,00	13,83	8,93	2,73	535,06	23,91
R.Paraná	R	Paraná	3,50	29,20	7,00	49,00	322,90	5,85	8,96	16,19	543,76	7,63
R.Pau Véio	LA	Paraná	1,80	30,60	6,71	50,80	332,70	nt	6,57	4,78	570,14	14,98
L.Clara	LF	Paraná	1,25	27,20	6,28	57,70	428,40	8,15	3,89	8,53	862,25	35,25
C.cortado	C	Paraná	1,60	30,00	6,99	56,40	412,20	6,82	6,62	18,66	669,75	14,02
L.Pousada	LF	Paraná	0,30	31,80	6,16	58,40	520,60	36,30	3,35	17,47	812,58	48,65
L.Genipapo	LF	Paraná	1,00	30,60	6,30	61,70	631,20	23,50	3,60	16,04	877,40	55,52
L.Osmar	LF	Paraná	1,00	29,80	6,21	41,70	302,60	31,80	4,91	13,20	716,61	50,89
R.Manezinho	LA	Paraná	2,50	29,20	6,37	50,10	316,60	5,61	4,90	3,71	547,13	21,04
R.Bilé	LA	Paraná	1,15	28,90	6,10	46,00	300,80	6,37	4,14	4,64	583,61	37,00
R.Leopoldo	LA	Paraná	3,15	28,90	6,31	52,00	347,50	6,37	4,21	1,93	479,22	17,85
L.Pombas	LA	Paraná	2,15	29,00	6,56	57,80	393,30	7,74	4,62	2,90	605,49	22,48
<b>Agosto – 2001</b>												
L.Patos	LA	Ivinheima	3,10	21,40	6,15	26,20	181,20	46,70	8,34	12,83	422,29	42,91
C.Ipoitã	C	Ivinheima	1,85	21,10	6,78	55,40	204,60	10,26	8,37	0,85	271,77	20,24
L.F.Raimundo	LA	Ivinheima	2,90	21,60	6,01	38,30	165,10	49,80	7,14	5,73	578,31	39,08
R.Ivinheima	R	Ivinheima	4,00	21,00	6,55	40,30	187,70	21,90	8,68	0,34	193,99	30,78
L.Capivara	LF	Ivinheima	3,90	22,30	6,54	32,00	45,27	5,18	6,65	9,56	540,29	28,70
L.Jacaré	LF	Ivinheima	1,90	21,60	6,01	22,40	28,97	14,24	5,81	5,46	405,32	43,07
L.Sumida	LA	Ivinheima	1,05	20,20	5,26	25,50	21,15	103,40	6,46	26,39	521,43	84,08
L.Peroba	LA	Ivinheima	2,00	21,60	6,84	23,00	35,26	18,88	7,26	4,64	210,65	36,68
L.Ventura	LF	Ivinheima	2,50	21,80	6,58	35,00	47,49	86,70	6,87	3,64	528,97	52,48
L.Zé Paco	LF	Ivinheima	3,40	21,50	5,80	25,00	38,87	3,82	4,89	3,12	280,72	19,13

Anexo 7 - continuação

L.B.Ipoitã	LA	Ivinheima	2,60	21,50	6,90	30,00	53,97	55,90	7,50	13,31	218,19	43,70
L.Cervo	LF	Ivinheima	1,65	20,60	5,99	18,13	31,03	3,56	6,61	1,95	223,38	17,21
C.Baía	C	Baía	1,80	20,60	6,56	22,40	36,29	10,90	8,16	5,19	163,20	23,28
L.Guaraná	LA	Baía	1,10	22,60	6,68	24,40	24,81	60,10	8,36	29,35	975,19	109,46
R.Baía	R	Baía	1,30	21,30	6,87	21,20	30,33	15,10	8,42	5,46	200,44	33,49
C.Curutuba	C	Baía	1,50	22,40	6,50	21,50	85,74	25,10	6,73	1,09	222,90	40,83
L.M.Luíza	LA	Baía	1,95	21,30	6,68	18,48	51,88	33,20	7,77	15,47	503,83	48,81
L.Porco	LA	Baía	1,55	21,40	6,42	19,44	21,17	46,20	8,06	81,36	734,64	47,85
L.P.Garças	LF	Baía	1,65	21,10	6,56	19,68	66,45	22,10	7,38	7,10	327,07	33,33
L.Fechada	LF	Baía	2,15	21,80	6,22	15,94	32,61	113,30	7,40	2,05	430,93	139,95
L.Onça	LA	Baía	1,00	20,70	6,60	19,20	50,08	68,30	8,18	24,57	485,61	83,61
L.Gavião	LA	Baía	1,50	21,70	6,24	9,13	33,58	5,85	7,43	1,09	231,86	25,99
L.Aurélio	LA	Baía	1,60	20,80	6,23	10,06	31,97	2,06	7,02	3,00	186,92	14,02
L.Traíra	LF	Baía	2,00	23,10	6,35	26,20	74,24	67,80	6,66	10,47	459,06	30,14
L.Garças	LA	Paraná	0,95	24,40	8,74	60,70	241,70	19,50	8,98	34,95	481,68	61,90
R.Paraná	R	Paraná	2,00	21,50	7,05	59,80	227,30	1,69	7,92	3,07	219,76	11,15
R.Pau Véio	LA	Paraná	1,60	23,40	6,53	57,30	208,10	5,15	7,40	2,73	358,81	24,23
L.Clara	LF	Paraná	0,05	20,10	6,16	52,70	112,00	171,10	1,22	252,56	1062,55	170,11
C.Cortado	C	Paraná	0,40	20,10	6,83	73,30	359,50	8,50	5,23	12,01	216,62	30,14
L.Pousada	LF	Paraná	*									
L.Genipapo	LF	Paraná	0,55	22,70	6,67	55,10	227,80	25,70	5,85	23,66	752,56	75,63
L.Osmar	LF	Paraná	*									
R.Manezinho	LA	Paraná	1,35	22,70	6,74	43,30	135,10	8,96	6,74	13,92	310,89	32,69
R.Bilé	LA	Paraná	0,40	20,70	6,78	46,70	136,70	34,80	4,95	14,56	308,53	63,02
R.Leopoldo	LA	Paraná	3,00	26,60	6,85	50,70	185,60	4,98	7,38	1,54	179,70	15,77
L.Pombas	LA	Paraná	0,60	21,40	6,22	59,20	208,70	21,00	3,26	3,19	612,72	39,87



## **Capítulo 3**

---

***Varição da diversidade da assembléia de rotíferos nas regiões pelágica e litorânea de seis ambientes da planície de inundação do alto rio Paraná (PR/MS), Brasil.***



***Varição da diversidade da assembléia de rotíferos nas regiões pelágica e litorânea de seis ambientes da planície de inundação do alto rio Paraná (PR/MS), Brasil.***

**Resumo**

Esse estudo teve como pressuposto que a maior riqueza de espécies, diversidade  $\alpha$ , diversidade específica da assembléia de rotíferos ocorre na região litorânea, e a abundância das espécies, equitabilidade e a diversidade  $\beta$ , na região pelágica de diferentes ambientes da planície de inundação. Esse padrão foi esperado para todos os ambientes, nos dois anos de estudo, embora o padrão de distribuição das espécies seja distinto entre os ambientes. Os rotíferos foram amostrados trimestralmente em 2000, e semestralmente em 2003, à superfície das regiões litorânea e pelágica de 6 ambientes (2 rios: Baía e Ivinheima, 2 lagoas abertas: lagoa do Guaraná e lagoa dos Patos, e 2 lagoas fechadas: lagoa Ventura e lagoa Fechada), com auxílio de motobomba e rede de plâncton (68  $\mu\text{m}$ ), sendo filtrados 1000 litros de água por amostra. Concomitantemente a essas amostragens, a temperatura da água ( $^{\circ}\text{C}$ ), oxigênio dissolvido ( $\text{mg L}^{-1}$ ), condutividade elétrica ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ ) e pH foram medidos. Os maiores valores de diversidade  $\alpha$ , riqueza de espécies e diversidade específica foram registrados na região litorânea, embora não no mesmo tipo de ambiente. A equitabilidade e a diversidade  $\beta_1$  da assembléia apresentaram maiores valores na região pelágica, porém em distintos tipos de ambiente. Por outro lado, a abundância das espécies foi maior na região litorânea das lagoas fechadas. O padrão de distribuição das espécies caracterizou a heterogeneidade espacial dos ambientes. Todos os atributos da assembléia também variaram entre os anos estudados, sendo que os maiores valores foram registrados em 2003. A riqueza de espécies esteve correlacionada direta e significativamente com a temperatura da água, e a abundância, inversa e significativamente com a condutividade elétrica. Além disso, os padrões de distribuição das espécies, ao longo da DCA 1, estiveram direta e significativamente relacionados com o oxigênio dissolvido e a temperatura da água. Os resultados sugerem que a hidrodinâmica dos ambientes, bem como a conectividade entre eles, foram preponderantes na estruturação e dinâmica da assembléia de rotíferos nos ambientes estudados. Além disso, a presença de períodos com maiores e menores níveis fluviométricos também foi importante, tendo em vista que os maiores valores dos atributos da assembléia foram constatados no ano que apresentou a maior variação de nível fluviométrico do rio Paraná. Nesse sentido, a ocorrência dos períodos de cheia e seca é imprescindível para manutenção da diversidade de rotíferos, pelo menos, nesses ambientes da planície de inundação do alto rio Paraná.

*Palavras-chave:* rotíferos, diversidade, planície de inundação, distribuição horizontal, heterogeneidade ambiental, conectividade e nível fluviométrico

**Abstract**

This study predicted that higher values of species richness,  $\alpha$  diversity, specific diversity occurred in the littoral region, and the abundance, evenness and  $\beta$  diversity

are higher in the pelagic region in different floodplain environments. This pattern was expected, for all environments in both studied years, although the pattern of species distribution is distinct among environments. Rotifers were sampled every three months in 2000, and every six months in 2003, at surface of littoral and pelagic regions from 6 environments (2 rivers: Baía and Ivinheima, 2 open lagoons: Guaraná and Patos lagoons, 2 isolated lagoons: Ventura and Fechada lagoons), using a motorized pump and a plankton net (68  $\mu\text{m}$ ) (1000 L/sample). At the same time, water temperature ( $^{\circ}\text{C}$ ), dissolved oxygen ( $\text{mg L}^{-1}$ ), electric conductivity ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ ) and pH were measured. Higher values of  $\alpha$  diversity, species richness and specific diversity were registered in littoral region; however in different environments. Evenness and  $\beta$  diversity presented higher values in pelagic region, however in different environments. On the other hand, species abundance was higher in littoral region from isolated lagoons. The pattern of species distribution characterized the spatial heterogeneity of environments. All attributes also varied between studied years, and higher values were registered in 2003. Species richness was direct and significantly correlated to water temperature and the abundance was inverse and significantly correlated to electric conductivity. Moreover, the patterns of species distribution, along DCA 1 axis, were direct and significantly related to dissolved oxygen and water temperature. Results suggest that hydrodynamic of the environments, as well as the connectivity between them, were preponderant on structure and dynamics of rotifers assemblage in studied environments. Furthermore, the presence of periods with higher and lower fluviometric levels was also important, since higher values of assemblage attributes were observed in the year presenting higher variation of fluviometric level of Paraná river. In this way, the occurrence of flood and dry periods is essential for the maintenance of rotifers diversity, at least, in these environments from Upper Paraná river floodplain.

*Key words:* rotifers, diversity, floodplain, horizontal distribution, environmental heterogeneity, connectivity and fluviometric level

## Introdução

Em ecossistemas de planície de inundação, ocorre o predomínio de distúrbios periódicos, proporcionados pela alteração no nível fluviométrico. Estes representam o fator determinante da elevada heterogeneidade espacial e da alta biodiversidade que esses sistemas ecológicos apresentam (Junk et al., 1989; Duncan, 1993; Ward & Stanford, 1995; Petts & Amoros, 1996; Ward et al., 1999).

O predomínio desses distúrbios interfere na dinâmica dos processos ecológicos de troca de matéria e energia entre os ambientes, com diferentes graus de conectividade, e refletem as interações bióticas e abióticas. Essa interferência, por fim, irá afetar na estrutura e dinâmica das assembléias aquáticas, presentes nos diferentes ambientes (rios, lagoas abertas e lagoas fechadas) e compartimentos aquáticos (regiões litorânea, pelágica e bêntica), nos sistemas rio-planície de inundação (Ward, 1989; Tockner et al., 1999; Ward et al., 1999).

A região litorânea, frequentemente, é a mais diversa dos ambientes aquáticos, pois comporta uma grande diversidade de espécies de macrófitas aquáticas. Essa

vegetação exerce a maior influência sobre a diversidade específica e a estruturação espacial e temporal das assembléias presentes nessa região, fornecendo uma ampla superfície de colonização e alimentação, além de vários interstícios para evitar a predação (Stansfield et al., 1997; Scheffer, 1999; Lansac-Tôha et al., 2003). Sendo assim, pode se considerar a presença de uma expressiva microflora e microfauna associadas à vegetação e/ou na coluna de água no seu entorno (Hardy, 1980; Lansac-Tôha et al., 2003). A comunidade zooplanctônica, em particular, contribui expressivamente para a diversidade dessa microfauna (Duggan et al., 1998; Lansac-Tôha et al., 2003, 2004).

As comunidades aquáticas presentes na região litorânea apresentam uma elevada relação com aquelas estabelecidas na região pelágica, dependendo da razão entre o tamanho da região litorânea e área da região pelágica. A vegetação flutuante-enraizada na margem, por exemplo, pode ocupar uma extensa área da lâmina de água dos ambientes aquáticos. Essa colonização das macrófitas, aliada ao transporte da fauna de espécies litorâneas para a região pelágica a partir da movimentação das massas de água (transporte passivo) e locomoção dos organismos (transporte ativo), segundo Lansac-Tôha et al. (2003, 2004), influenciam na composição do zooplâncton na região pelágica dos ambientes aquáticos.

É possível observar, ainda, na região litorânea, a influência das macrófitas aquáticas sobre as condições físicas e químicas da água, promovendo a variabilidade espacial e temporal de algumas variáveis limnológicas, como oxigênio, pH, e temperatura, resultante da fotossíntese e decomposição; além de evitar a turbulência da água (Thomaz et al., *in press*). Isto é, a importância dessas variáveis sobre a distribuição das espécies nessa região tem sua significância de acordo com a sua covariância com as macrófitas aquáticas, e são dependentemente influenciadas por elas.

Algumas relações foram estabelecidas para grupos zooplanctônicos, cuja abundância e diversidade mostraram considerável variação espacial e temporal na região litorânea, influenciadas tanto pela composição e estrutura física da vegetação, como pelos fatores físicos e químicos (Green, 1972; Bonecker et al., 1994; Bonecker et al., 1998; Duggan et al., 1998; Martinez et al., 2000; Lansac-Tôha et al., 2003). Esses fatores também variam espacial e temporalmente, de acordo com a heterogeneidade da região litorânea (Duggan et al., 1998).

Dentre os grupos zooplanctônicos presentes nos ambientes de planície de inundação, são encontrados os rotíferos, que se destacam na comunidade por serem organismos oportunistas, com alta taxa de consumo e assimilação de uma ampla variedade de recursos alimentares. Aliado a essas características, a sua elevada tolerância às mudanças das condições ambientais permitem que os rotíferos

colonizam até mesmo os ambientes mais instáveis (Allan, 1976). Além disso, participam no fluxo de energia e ciclagem de nutrientes, e representam um componente importante do plâncton, na transferência de energia entre os produtores primários e os níveis tróficos superiores (Armengol, 1980).

As espécies de rotíferos dominantes, em número, na região pelágica comumente não são encontradas na região litorânea, devido, entre outros fatores, aos seus hábitos alimentares e de locomoção, que muitas vezes são dificultados pela arquitetura das macrófitas que colonizam as margens. Entretanto, essa vegetação pode proteger os organismos contra predação e os organismos que as colonizam também podem servir como recurso alimentar para os rotíferos. Nesse sentido, essas características podem favorecer o estabelecimento tanto de espécies não planctônicas, quanto de espécies planctônicas e semi-planctônicas (Pennak, 1978; Lansac-Tôha et al., 2003), propiciando, assim, uma elevada diversidade de espécies na região litorânea.

Apesar do conhecimento de que os rotíferos sésseis têm seleção por um tipo de substrato específico, para a maioria (não sésil) das espécies de rotíferos litorâneos há pouca informação sobre a relação entre as macrófitas e a diversidade específica e a distribuição espacial e temporal das assembléias de rotíferos (Duggan et al., 1998), inclusive em ambientes de planície de inundação. Nesse sentido, os rotíferos foram a temática central deste estudo, com o objetivo de se investigar a variabilidade de sua diversidade específica nas distintas regiões (litorânea e pelágica), de diferentes ambientes (lagoas abertas, lagoas fechadas e rios) na planície de inundação do alto rio Paraná, durante os anos de 2000 e 2003. Assim, procurou-se obter maiores informações sobre a estrutura e dinâmica do grupo, associando a dinâmica da planície e heterogeneidade espacial dentro e entre cada tipo de ambiente, e por fim ampliar e integrar o conhecimento da biodiversidade dos organismos aquáticos presentes nesse ecossistema.

Portanto, esse estudo teve como pressuposto que a região litorânea, nos ambientes da planície, apresenta maior riqueza de espécies, diversidade  $\alpha$  e diversidade específica que a região pelágica. Justificado pela maior diversidade biológica que essas áreas apresentam em relação à pelágica. Por outro lado, a abundância das espécies, equitabilidade e a diversidade  $\beta$  da assembléia, seriam maiores na região pelágica, como resposta à elevada diversidade dos ambientes de planície, aliada às elevadas abundâncias que a assembléia desenvolve na região pelágica, e à menor estabilidade física que essa região apresenta em relação à região litorânea, favorecendo maiores alterações na composição da assembléia. Esse padrão

foi esperado para todos os ambientes, nos dois anos de estudo, embora o padrão de distribuição das espécies seja distinto entre os ambientes.

## Área de Estudo

O rio Paraná é o décimo maior rio do mundo em descarga e o quarto em área de drenagem ( $5,0 \cdot 10^8 \text{ m}^3 \text{ ano}^{-1}$ ;  $2,8 \cdot 10^6 \text{ km}^2$ , respectivamente). Por drenar as regiões mais populosas da América do Sul, os ambientes aquáticos desta bacia têm sido seriamente afetados pela atividade antrópica (Agostinho & Zalewski, 1996).

O estudo foi desenvolvido dentro da “Área de Proteção Ambiental das Ilhas e Várzeas do Rio Paraná”, no trecho da planície de inundação do alto rio Paraná ( $22^{\circ}40' - 22^{\circ}50' \text{ S}$  e  $53^{\circ}10' - 53^{\circ}40' \text{ W}$ ). Esse trecho do rio apresenta canal anastomosado, com baixa declividade e extensa planície de inundação (230 km de extensão e 20 km de largura) (Souza Filho, 1993).

A planície de inundação do alto rio Paraná permanece como um remanescente ainda relativamente bem conservado de áreas alagáveis do rio Paraná e representa o último trecho livre (230 km) deste rio, em território brasileiro, entre os reservatórios de Porto Primavera e Itaipu (Stevaux, 1994).

Para a realização desse estudo, foram estabelecidos seis locais de amostragem, inseridos nos principais sistemas da planície de inundação do alto rio Paraná (sistemas Baía e Ivinheima): dois rios (rio Baía e Ivinheima), duas lagoas abertas (lagoa do Guaraná e dos Patos) e duas lagoas fechadas (lagoas Ventura e Fechada) (Tab. 1 e Fig. 1).

Tabela 1. Listagem dos ambientes estudados na planície de inundação do alto rio Paraná, sistemas, categoria de classificação dos ambientes, área e profundidade média dos ambientes.

<i>Ambientes</i>	<i>Sistemas</i>	<b>Área (ha)</b>	<b>Profundidade média (m)</b>
<b>Rios</b>			
Ivinheima	Ivinheima		3,90
Baía	Baía		3,20
<b>Lagoas abertas</b>			
dos Patos	Ivinheima	113,80	3,50
Guaraná	Baía	4,20	2,10
<b>Lagoas fechadas</b>			
Ventura	Ivinheima	89,80	2,16
Fechada	Baía	7,50	2,46

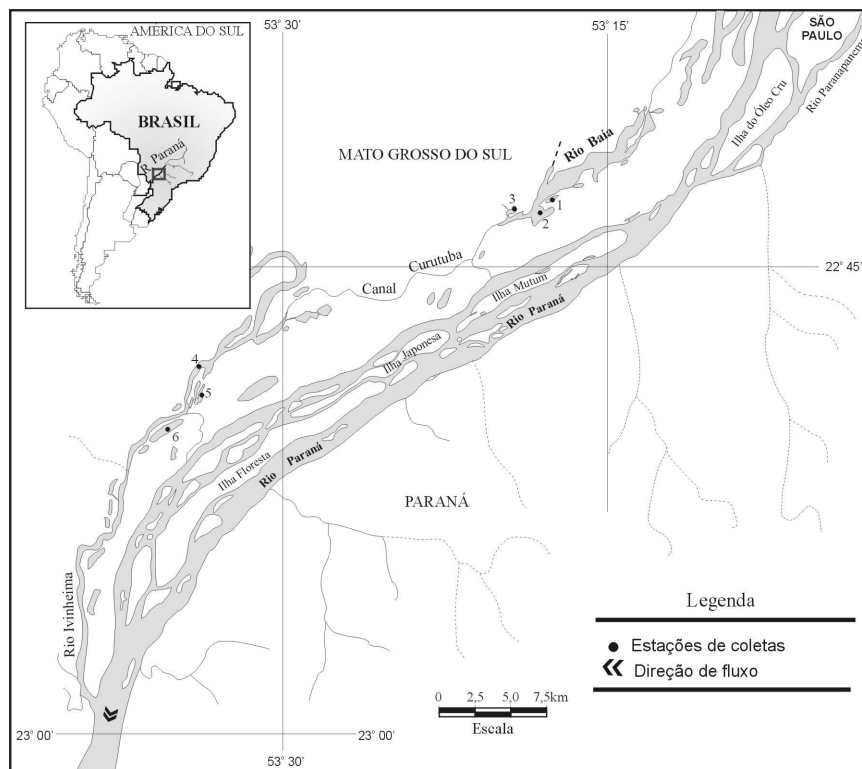


Figura. 1. Mapa da área de estudo e locais de amostragem (1 = Lagoa Fechada, 2 = Rio Baía, 3 = Lagoa do Guaraná, 4 = Rio Ivinheima, 5= Lagoa dos Patos, 6 = Lagoa Ventura).

Os rios Baía e Ivinheima apresentam diferentes velocidades de corrente e características limnológicas. O rio Baía é um típico ambiente aquático semi-lêntico, com características intermediárias entre o rio Paraná e os ambientes de várzea. Assim, apresenta baixa quantidade de material em suspensão, com conseqüente aumento da transparência. Ainda, devido ao acúmulo de matéria orgânica proveniente de suas várzeas, apresenta elevado teor de compostos húmicos, e baixos valores de pH. A decomposição dessa matéria orgânica reduz a concentração de oxigênio dissolvido, e eleva os valores de condutividade elétrica (Thomaz et al., 1991). Já o rio Ivinheima diferencia-se pelos consideráveis aportes de fósforo, cujas concentrações são, em média, duas vezes maiores do que as constatadas no rio Paraná (28-132  $\mu\text{S l}^{-1}$ ) (Thomaz et al. 1992). Além de possuir um caráter mais alcalino e menor variação de pH, com conseqüente tamponamento elevado. Devido às características turbulentas, esse rio apresenta ainda, maiores quantidades de material em suspensão, menor transparência, e elevadas concentrações de oxigênio dissolvido. Já os valores de condutividade elétrica se devem aos íons carbonatos (Thomaz et al., 1991).

As lagoas são caracteristicamente lagoas de várzea, com reduzidas profundidades e características limnológicas relacionadas ao rio adjacente. A vegetação marginal desses ambientes é composta principalmente por macrófitas



aquáticas. As lagoas fechadas estão separadas dos rios por diques marginais com altura média de 2 metros. Por outro lado, as lagoas abertas encontram-se conectadas aos rios por canais com até 500 metros de comprimento e largura de até 60 metros (Thomaz et al., 2000).

O rio Baía (22°43'S; 53°17'W) apresenta um grande número de lagoas ao longo de seu curso, e comunica-se com o rio Paraná, na margem direita, através de um canal de ligação em seu trecho inferior, sendo diretamente influenciado pelo regime hidrológico do mesmo. Apresenta feição anastomosada, largura variada com trechos estreitos, diques altos e ocupados pela vegetação riparia ou campos antropizados, além da profundidade média de 3,2 m. Nos trechos mais largos, os diques são mais baixos e a vegetação é de campos inundados (várzea). Trata-se de um rio sinuoso, baixa velocidade de corrente e pequena declividade no leito, o que permite que este rio seja caracterizado como um rio de planície. A sua reduzida velocidade de corrente possibilita, ainda, a ocorrência de estratificação térmica e química (Thomaz et al., 1991), e o desenvolvimento do plâncton, o que resulta em concentrações de clorofila-a intermediárias entre a dos rios e lagoas de várzea. Suas margens apresentam menor velocidade de corrente com presença de macrófitas, e suas encostas são ocupadas por gramíneas (Thomaz et al., 2000).

O rio Ivinheima (22°47'S – 53°32'W) é um dos principais tributários da margem direita do rio Paraná, com profundidade média de 3,9 m. Caracteriza-se por apresentar águas turbulentas, escoando sobre a planície de inundação através de um padrão meândrico. Corre paralelo ao rio Paraná em seu curso inferior, conectando-se ao rio Baía pelo canal do Curutuba e ao rio Paraná pelo canal do Ipoitã, além de dois outros canais. 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 (Thomaz et al., 2000).

A lagoa do Guaraná (22°43'16"S; 53°18'9"W) apresenta forma arredondada, com 386,5m de comprimento, profundidade média de 2,1m, 1.058m de perímetro, 4,2ha de área e dique marginal de 0,4m de altura. Situada à margem direita do rio Baía, comunica-se com este o ano todo através de um canal lateral permanente, com 70m de comprimento e 18m de largura, estando tomado por macrófitas aquáticas. No período de cheia, observa-se um alagamento da várzea da lagoa em função do aumento do volume de água do rio, carreando inclusive grandes quantidades de compostos húmicos provenientes do riacho Jandira, que representa um importante canal de drenagem da várzea (Thomaz et al., 1992). As macrófitas aquáticas, especialmente *Eichhornia azurea*, predominam no canal e na região litorânea da lagoa, enquanto as margens são recobertas por gramíneas (95%) e arbustos (5%).

A lagoa dos Patos (22°49'S; 53°33'W), a maior das lagoas amostradas nesse estudo, apresenta uma forma de luva com entradas constituindo pequenas baías e com uma profundidade média de 3,50m. Sua área é de aproximadamente 113,8ha, com comprimento de 2.065m e perímetro de 14.783m. Distancia-se do rio Ivinheima por 10m, com um dique marginal de apenas 0,5m de altura. Encontra-se à margem esquerda do rio Ivinheima, comunicando-se com este continuamente através de um canal de 8m de largura. Desse modo, as características hidrológicas e morfométricas da lagoa são diretamente influenciadas pelas oscilações dos níveis hidrométricos desse rio (Thomaz et al., 1991). A totalidade da margem é composta por *Polygonum*.

A lagoa Fechada (22°42'S; 53°16'W) possui formato alongado, com profundidade média de 2,46m, 624m de comprimento, perímetro de 1.376m e área de 7,5ha. Não apresenta conexão direta com o rio Baía e se distancia deste por 100m e a altura do dique marginal, na porção mais próxima do rio, é de 2m. A margem é composta por um reduzido número de árvores (1%), *Polygonum* sp. (10%), ciperáceas (39%) e gramíneas (50%).

A lagoa Ventura (22°51'S; 53°36'W) possui formato alongado, com profundidade média de 2,16m, comprimento de 2.084,82m, perímetro de 4.697,30m e área de 89,8ha. Dista 200m do rio Ivinhema, e sua margem é composta por mata em uma das margens e gramíneas na outra.

## **Material e Métodos**

Os rotíferos foram amostrados trimestralmente em 2000, e semestralmente em 2003, à superfície das regiões litorânea, no entorno de bancos de macrófitas aquáticas multiespecíficos, e pelágica dos 6 ambientes estudados, com auxílio de uma motobomba e rede de plâncton com 68 µm de abertura de malha, para filtragem de 1000 litros de água por amostra. O material coletado foi acondicionado em frascos de polietileno (500 ml), devidamente etiquetados e preservados em solução final de formaldeído a 4 %, tamponada com bicarbonato de cálcio.

Concomitantemente as amostragens dos rotíferos, algumas variáveis limnológicas, como temperatura da água (°C), oxigênio dissolvido (mg L<sup>-1</sup>) (aparelho portátil YSI), condutividade elétrica (µS cm<sup>-1</sup>) (potenciômetro de campo DIGIMED) e pH (potenciômetro de campo DIGIMED), foram medidas.

A riqueza de espécies da assembléia foi determinada com auxílio de lâminas e lamínulas comuns e câmara de Sedgwick-Rafter, sob microscópio óptico (400 x de magnificação), até a estabilização da curva de riqueza de espécies. A identificação foi

realizada a partir da seguinte bibliografia básica: Koste (1972, 1978), José de Paggi (1989), Nogrady & Pourriot (1995), Segers (1995), De Smet (1996), De Smet (1997), Pourriot (1997), e Nogrady & Segers (2002).

A abundância dos organismos também foi determinada com auxílio de câmara de Sedgwick-Rafter, sob o microscópio óptico. Foram contados, no mínimo, 80 indivíduos em três subamostragens (Bottrel et al., 1976), subseqüentes, obtidas com pipeta do tipo Hensen-Stempell (2,5 mL). A densidade final foi estimada em ind m<sup>-3</sup>.

Para a interpretação da diversidade da assembléia de rotíferos nos diferentes ambientes, foram utilizados os índices de diversidade  $\alpha$ , Shannon-Wiener (H') (Shannon e Weaver, 1949), e beta-1 ( $\beta_1$ ) e beta-2 ( $\beta_2$ ) (Whittaker, 1960).

O índice de diversidade  $\alpha$  representa o número de espécies encontradas em cada amostra; o índice de diversidade de Shannon-Wiener (H') é mais sensível para a abundância de espécies raras na comunidade, sendo que os rotíferos se caracterizam por apresentar um maior número de espécies pouco abundantes; e os índices de diversidade  $\beta_1$  e  $\beta_2$  quantificam as mudanças na composição das espécies no tempo ou ao longo de um gradiente ambiental. Estes últimos foram usados para avaliar as mudanças temporais na composição de espécies nas duas regiões dos 6 ambientes, nos anos de 2000 e 2003.

A função de Shannon-Wiener (H'), cujos valores são dados em bits/indivíduos, foi calculada pela equação, com auxílio do programa PC-ORD versão 2.0 (MacCune & Mefford, 1995):

$$H' = -\sum p_i \cdot \log_2 p_i$$

Onde  $p_i$  é a proporção em números de indivíduos representada pela espécie  $i$  na comunidade.

A equitabilidade (E) (Pielou, 1966), componente da diversidade (H'), representa a uniformidade na abundância das espécies capturadas, foi obtida através da seguinte fórmula, e calculado a partir do programa PC-ORD versão 2.0 (MacCune & Mefford, 1995):

$$E = H'/H_{\text{máx}}$$

Onde: H' = índice de diversidade de Shannon-Wiener.

$H_{\text{máx}}$  = diversidade sob condição de máxima uniformidade.

As diversidades beta-1 e beta-2 foram calculadas pelas equações:

$$\beta_1 = [(R/\alpha_{\text{média}}) - 1] / (n - 1)$$

$$\beta_2 = [(R/\alpha_{max}) - 1] / (n - 1)$$

Onde  $R$  é o total do número de espécies em  $n$  amostras e  $\alpha$  é o valor médio ou máximo de riqueza de espécies encontrada em um conjunto de  $n$  amostras.

A Análise de Variância Multi-Fatorial (Sokal & Rohlf, 1981) foi empregada a fim de testar se o tipo de ambiente (lagoa aberta, lagoa fechada e rio), a região de amostragem (pelágica e litorânea) e o ano (2000 e 2003) foram determinantes nas variações da riqueza de espécies, abundância, diversidade específica ( $H'$ ) e equitabilidade ( $E$ ) da assembléia nos 6 ambientes, tendo sido considerados como fatores dependentes os atributos anteriormente descritos, e as fontes de variação as escalas espaciais (ambiente e sistema) e temporal (ano) estudadas (ANOVA trifatorial). Para que os dados de abundância se aproximassem de uma distribuição normal, e objetivando estabilizar a variância, os resultados foram log transformados ( $\log x$ ). A variância da diversidade  $\alpha$  foi testada com as fontes de variação da escala espacial (ambiente e sistema) (ANOVA bi-fatorial).

Os pressupostos da análise (homocedasticidade e normalidade) foram previamente testados. Foi considerada variação significativa quando a probabilidade foi menor que 0,05, sendo as médias posteriormente comparadas através do Teste de Tukey, a fim de verificar quais as médias seriam significativamente diferentes entre si. Essas análises foram realizadas com o auxílio do pacote estatístico Statistica versão 7.1 (Statsoft Inc., 2005).

A distribuição das espécies nos diferentes tipos de ambientes (rio, lagoa aberta e lagoa fechada), e região de amostragem (pelágica e litorânea), foi avaliada através da Análise de Correspondência com Remoção do Efeito do Arco ("Detrended Correspondence Analysis"- DCA) (Jongman et al., 1995), sendo os valores da abundância previamente transformados em  $\log(x+1)$ . Essa análise foi realizada com auxílio do pacote PC-ORD versão 4.0 (MacCune & Mefford, 1995).

A significância da distribuição dessas espécies nesses diferentes pontos (tipos de ambiente e região) foi estimada a partir de uma Análise de Variância (ANOVA bifatorial) (Sokal & Rohlf, 1981), considerando os escores dos dois primeiros eixos da DCA como fatores dependentes, e as regiões e ambientes, como independentes. Os pressupostos da ANOVA, normalidade e homocedasticidade, foram previamente testados. A homocedasticidade das variâncias foi avaliada através do Teste de Levene (Sokal & Rohlf, 1981). Foram consideradas como variâncias significativas aquelas cuja probabilidade foi menor do que 0,05. Essa análise foi realizada com auxílio do pacote do pacote Statistica, versão 7.1 (Statsoft. Inc, 2005).

Vale ressaltar que na Análise de Variância (bi-fatorial) da DCA, foram utilizados apenas o tipo de ambiente e a região amostrada como fontes de variação, já que se objetivou verificar a significância da distribuição espacial das espécies, isto é, a significância da caracterização dos ambientes através da ordenação das espécies ao longo dos dois primeiros eixos da DCA.

Com objetivo de verificar a relação entre as variáveis limnológicas amostradas e a riqueza específica, abundância e os padrões de distribuição das espécies (escores dos dois primeiros eixos da DCA) nos diferentes tipos de ambiente e regiões, foi realizada a análise de correlação de Pearson. Foram consideradas como correlações significativas aquelas cuja probabilidade foi menor do que 0,05. Essa análise foi realizada com auxílio do pacote Statistica, versão 7.1 (Statsoft. Inc, 2005).

## Resultados

### Regime Hidrológico

Os resultados do nível fluviométrico do rio Paraná mostraram uma maior variação mensal em 2003, e um período de cheia mais prolongado do que em 2000. No ano de 2003 foram registrados entre os meses de fevereiro à abril, e em outubro e dezembro, valores de nível acima de 3,5 m, que, de acordo com Veríssimo (1994), é quando se inicia o alagamento da várzea. Por outro lado, em 2000, foi constatada uma menor variação entre os meses, sendo os maiores valores de nível fluviométrico verificados apenas em abril (Fig. 2).

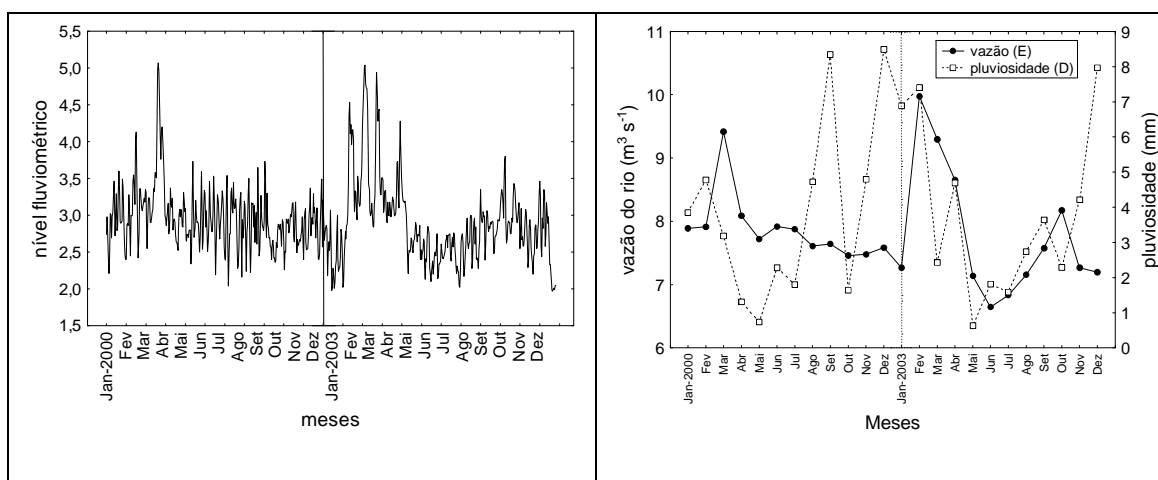


Figura 2. Variação diária do nível fluviométrico do rio Paraná e variações mensais da vazão do mesmo rio e pluviosidade na região estudada em 2000 e 2003.

Em relação à vazão média do rio Paraná, uma maior variação também foi observada em 2003, bem como os maiores valores médios dessa variável hidrológica; ao contrário de 2000, quando foram registrados reduzidos valores médios. Por outro lado, a pluviosidade média na região foi maior em 2000 do que em 2003 (Fig. 2).

### Composição da Assembléia

A assembléia de rotíferos foi representada por 162 espécies, distribuídas em 23 famílias, destacando-se Lecanidae (26 espécies), Trichocercidae (22), Brachionidae (21), Notommatidae (20). Dentre essas espécies, 26 espécies representam novas ocorrências para a planície de inundação do alto rio Paraná, destacando-se as famílias Notommatidae (10): *Eosphora anthadis*, *Eothinia* cf. *argus*, *E. elongata*, *Notommata cerberus*, *N. pachyura*, *N. pseudocerberus*, *N. saccigera*, *N.* cf. *thopica*, *Pleurotrocha robusta*; *Traphocampa selenura*; e Testudinellidae (3): *Pompholyx sulcata*, *Testudinella brevicaudata*, *T. emarginula*. Além de *Anuraeopsis navicula*, *Dicranophorus prionacis*, *Epiphanes senta*, *Harringia rousseleti*, *Itura aurita*, *I. deridderae*, *Lecane* cf. *elongata*, *Lepadella imbricata*, *L. triptera*, *Lindia toluosa*, *Octotrocha speciosa*, *Proales fallaciosa* e *Synchaeta oblonga* (Tab. 2).

Tabela 2. Listagem das espécies registradas nas distintas regiões (P=pelágica, L=litorânea) dos seis ambientes de amostragem (LA=lagoa aberta; LF=lagoa fechada; R=rio) em 2000 e 2003, na planície de inundação do alto rio Paraná. As espécies em negrito representam as novas ocorrências.

Ambientes	LA		LF		R	
	P	L	P	L	P	L
<b>Regiões</b>						
<b>Asplanchnidae</b>						
<i>Asplanchna sieboldi</i> (Leydig, 1854)	x	x	x	x	x	x
<b><i>Harringia rousseleti</i> De Beauchamp, 19912</b>		<b>x</b>		<b>x</b>		<b>x</b>
<b>Brachionidae</b>						
<b><i>Anuraeopsis navicula</i> Rousselet, 1910</b>				<b>x</b>		
<i>Anuraeopsis</i> sp.			x			
<i>Brachionus angularis</i> Gosse, 1851			x		x	
<i>B. bidentata</i> Anderson, 1889	x	x	x		x	
<i>B. budapestinensis</i> Daday, 1885	x					
<i>B. calyciflorus</i> Pallas, 1866	x	x	x	x	x	x
<i>B. caudatus</i> Barrois & Daday, 1894	x		x	x	x	x
<i>B. dolabratus</i> Harring, 1915	x	x	x	x	x	x
<i>B. falcatus</i> Zacharias, 1898	x	x	x	x	x	x
<i>B. forficula</i> Wierzejski, 1891			x			
<i>B. mirus</i> Daday, 1905	x	x	x	x	x	x

Tabela 2. continuação

<i>B. quadridentatus</i> Hermann, 1783	x	x	x		x	x
<i>B. urceolaris</i> O. F. M., 1773					x	
<i>Kellicottia bostoniensis</i> (Rousselet, 1908)	x					
<i>Keratella americana</i> Carlin, 1943	x	x	x	x	x	x
<i>K. cochlearis</i> Gosse, 1851	x	x	x	x	x	x
<i>K. lenzi</i> Hauer, 1953	x	x	x	x	x	x
<i>K. tropica</i> Apstein, 1907	x	x	x		x	x
<i>Platyonus patulus</i> (O.F. Müller, 1786)	x	x	x	x	x	x
<i>Platyias leloupi</i> (Gillard, 1957)	x	x			x	x
<i>P. quadricornis</i> Daday, 1905	x	x	x	x	x	x
<b>Colurellidae</b>						
<i>Colurella</i> sp.				x		x
<b>Conochilidae</b>						
<i>Conochilus coenobasis</i> (Skorokov, 1914)	x	x	x	x	x	x
<i>C. dossuaris</i> (Hudson, 1875)	x		x			
<i>C. natans</i> (Seligo, 1990)	x		x		x	
<i>C. unicornis</i> Rousselet, 1892	x	x	x	x	x	x
<b>Dicranophoridae</b>						
<i>Aspelta angusta</i> H. & M., 1928		x				x
<i>Dicranophorus claviger</i> (Hauer, 1965)	x	x	x	x	x	x
<b><i>D. prionacis</i> H. &amp; M., 1928</b>	<b>x</b>	<b>x</b>		<b>x</b>		<b>x</b>
<b>Epiphanidae</b>						
<i>Epiphanes clavatula</i> (Ehrenberg, 1832)	x	x	x	x	x	x
<i>E. macrourus</i> (Barrois & Daday, 1894)	x		x		x	x
<b><i>E. senta</i> (O. F. M., 1773)</b>	<b>x</b>					<b>x</b>
<i>Epiphanes</i> sp.			x			
<b>Euchlanidae</b>						
<i>Beauchampiella eudactylota</i> (Gosse, 1886)	x	x		x	x	x
<i>Dipleuchlanis propatula</i> (Gosse, 1886)	x	x	x	x	x	x
<i>Euchlanis dilatata</i> Ehrenberg, 1832	x	x	x	x	x	x
<i>E. incisa</i> Carlin, 1939	x	x	x	x	x	x
<b>Floscularidae</b>						
<i>Floscularia rigens</i> (Linné, 1758)						x
<i>Ptygura</i> sp.	x	x	x	x	x	x
<i>Sinantherina spinosa</i> (Thorpe, 1893)		x			x	x
<b>Gastropodidae</b>						
<i>Ascomorpha ecaudis</i> (Perty, 1850)	x	x	x	x	x	x
<i>A. ovalis</i> (Bergendal, 1892)		x	x			
<i>A saltans</i> (Bartsch, 1870)		x	x			
<i>Gastropus hyptopus</i> (Ehrenberg, 1938)	x	x	x	x	x	x
<b><i>Octotrocha speciosa</i> Thorpe, 1893</b>	<b>x</b>				<b>x</b>	<b>x</b>
<b>Hexarthridae</b>						
<i>Hexarthra intermedia</i> Wieszniowski, 1929	x	x	x			x
<i>H. mira</i> (Hudson, 1871)	x	x	x	x	x	x
<b>Ituridae</b>						
<b><i>Itura aurita</i> (Ehrb., 1830)</b>						<b>x</b>
<b><i>I. deridderae</i> Segers, 1993</b>	<b>x</b>	<b>x</b>		<b>x</b>		<b>x</b>
<b>Lecanidae</b>						
<i>Lecane aculeata</i> (Jakubski, 1912)					x	
<i>L. amazonica</i> Murray, 1913					x	
<i>L. bulla</i> (Gosse, 1886)	x	x	x	x	x	x
<i>L. closterocerca</i> (Schmarda, 1856)					x	
<i>L. cornuta</i> (O. F. Müller., 1786)	x	x	x	x	x	x

Tabela 2. continuação

<i>L. curvicornis</i> (Murray, 1913)	x	x	x	x	x	x
<i>L. doryssa</i> Harring, 1914			x			
<b><i>L. cf. elongata</i> Pawlowski, 1938</b>						<b>x</b>
<i>L. elsa</i> Hauer, 1931	x	x		x	x	x
<i>L. cf. furcata</i> (Murray, 1913)						x
<i>L. halyclista</i> Harring & Myers, 1926				x		
<i>L. hastata</i> (Murray, 1913)						x
<i>L. inopinata</i> Harring & Myers, 1926			x			
<i>L. leontina</i> (Turner, 1892)	x	x	x	x	x	x
<i>L. ludwigii</i> (Eckstein, 1893)	x	x	x	x	x	x
<i>L. luna</i> (O. F. Müller, 1776)	x	x	x	x	x	x
<i>L. lunaris</i> Ehrenberg, 1832	x	x	x	x	x	x
<i>L. monostyla</i> (Daday, 1897)	x			x	x	
<i>L. papuana</i> Murrayi, 1913	x	x	x	x	x	x
<i>L. proiecta</i> (Hauer, 1956)	x	x	x	x	x	x
<i>L. quadridentata</i> (Ehrenberg, 1832)		x		x		x
<i>L. scutata</i> (H. & M., 1926)	x					
<i>L. signifera</i> (Jennings, 1896)	x	x	x			x
<i>L. stenroosi</i> (Meissner, 1908)		x	x			x
<i>L. stichaea</i> Harring, 1913	x	x	x	x		
<i>L. ungulata</i> (Gosse, 1887)	x	x		x		x
<b>Lepadellidae</b>						
<i>Lepadella benjamini</i> Harring, 1916				x	x	
<i>L. cristata</i> Harring, 1913						x
<i>L. donneri</i> Koste, 1972		x				x
<b><i>L. imbricata</i> Harring, 1916</b>						<b>x</b>
<i>L. ovalis</i> (O. F. Müller, 1786)	x	x	x	x	x	x
<i>L. patella</i> (Müller, 1826)		x				
<i>L. rhomboides</i> (Gosse, 1886)	x		x		x	x
<b><i>L. triptera</i> Ehrenberg, 1930</b>					<b>x</b>	<b>x</b>
<b>Lindiidae</b>						
<b><i>Lindia tolurosa</i> Dujardin, 1841</b>						<b>x</b>
<b>Mytilinidae</b>						
<i>Mytilinia bicarinata</i> (Perty, 1850)						x
<i>M. bisulcata</i> (Lucks, 1912)	x	x				
<i>M. macrocera</i> (Jennings, 1894)						x
<i>M. mucronata</i> (O. F. M., 1773)	x				x	
<i>M. ventralis</i> (Ehrenberg, 1832)		x		x		x
<b>Notommatidae</b>						
<i>Cephalodella forficula</i> (Ehrb., 1838)						x
<i>C. gibba</i> (Ehrb., 1838)		x	x	x		x
<i>C. mucronata</i> Myers, 1924	x					
<i>Cephalodella</i> sp.			x			
<i>Enteroplea lacustris</i> Ehrenberg 1830	x	x		x	x	x
<b><i>Eosphora anthadis</i> Harring &amp; Myers, 1922</b>	<b>x</b>					<b>x</b>
<b><i>Eothinia cf. argus</i> H. &amp; M., 1924</b>						<b>x</b>
<b><i>E. elongata</i> (Ehrb., 1832)</b>		<b>x</b>		<b>x</b>		<b>x</b>
<i>Monommata arndti</i> Remane, 1933	x	x	x			x
<i>M. maculata</i> Harring & Myers, 1924	x	x		x		x
<b><i>Notommata cerberus</i> (Gosse, 1886)</b>	<b>x</b>		<b>x</b>		<b>x</b>	
<i>N. copeus</i> Ehrenberg, 1834						x
<i>N. glyphura</i> Wulf., 1935					x	
<b><i>N. pachyura</i> Harring &amp; Myers, 1922</b>	<b>x</b>	<b>x</b>	<b>x</b>	<b>x</b>	<b>x</b>	<b>x</b>





Tabela 2. continuação

<b>Trichotriidae</b>						
<i>Macrochaetus collinsi</i> (Gosse, 1867)						x
<i>M. sericus</i> (Thorpe, 1893)	x	x	x			x
<i>Trichotria tetractis</i> (Ehrenberg, 1830)	x	x	x	x	x	x
<b>Trochosphaeridade</b>						
<i>Filinia longiseta</i> (Ehrenberg, 1834)	x	x	x	x	x	x
<i>F. opoliensis</i> (Zacharias, 1898)	x	x	x	x	x	x
<i>F. pejleri</i> Hutchinson, 1964	x	x	x	x	x	x
<i>F. saltator</i> (Gosse, 1886)	x	x			x	
<i>F. terminalis</i> (Plates, 1886)	x				x	
<i>Trochosphaera aequatorialis</i> Semper, 1872				x	x	

### Diversidade $\alpha$ da assembléia

Os resultados da diversidade  $\alpha$  da assembléia de rotíferos mostraram que o maior número de espécies, por amostra, foi registrado na região litorânea, em todos os tipos de ambientes. Foi observado, ainda, que essa região apresentou os maiores valores máximos e mínimos desse atributo da assembléia (Fig. 3). Os resultados da ANOVA indicaram variação significativa do atributo apenas entre as regiões amostradas (Tab. 3, Fig. 4).

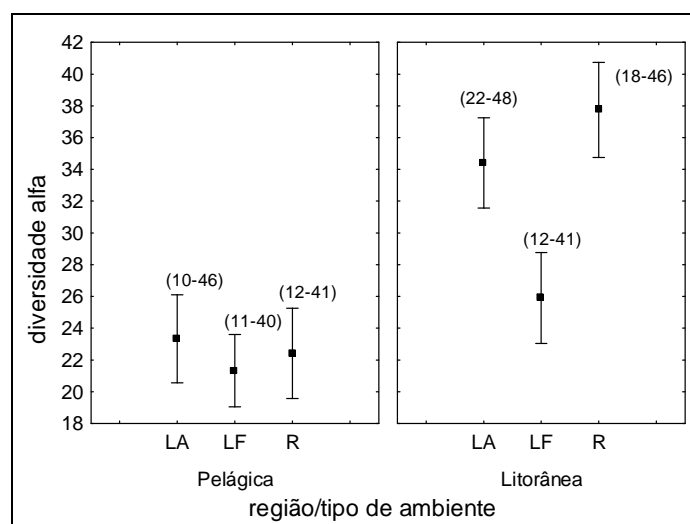


Figura 3. Diversidade  $\alpha$  da assembléia de rotíferos registrada nas diferentes amostras obtidas nas regiões pelágica e litorânea, nos distintos ambientes amostragem (LA=lagoa aberta, LF=lagoa fechada, R=rio) presentes na planície de inundação do alto rio Paraná, durante os anos de 2000 e 2003 (símbolo=média entre os meses e anos de amostragem, barra=erro padrão; valores entre parênteses indicam valores mínimos e máximos do número de espécies).

Tabela 3. Resultados da ANOVA (bi-fatorial) mostrando a relação entre as fontes de variação (ambiente e sistema) e a diversidade  $\alpha$  da assembléia de rotíferos registrada nas diferentes regiões (litorânea e pelágica) dos seis ambientes da planície de inundação do alto rio Paraná, em 2000 e 2003. Os valores sublinhados indicam valores de F significativos.

Fonte de Efeito	GL	F	p
Ambiente	2	3,030	0,550
Região	1	<u>20,62</u>	<0,0001
Ambiente*Região	2	1,910	0,156

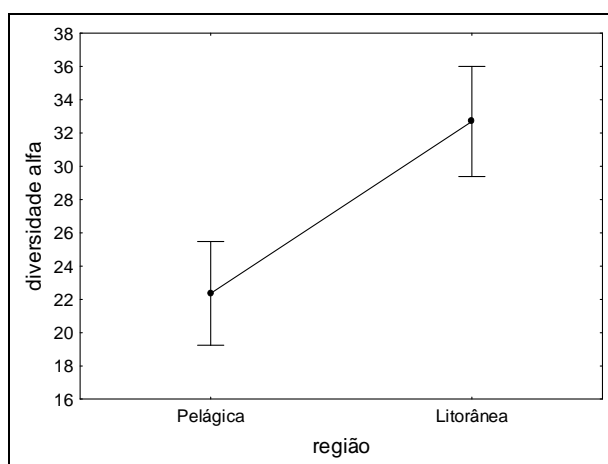


Figura 4. Variação significativa da diversidade  $\alpha$  da assembléia de rotíferos nas diferentes regiões de amostragem (símbolo= média dos ambientes, meses e anos de amostragem, barra=desvio padrão).

Analisando os tipos de ambientes, os maiores valores da diversidade  $\alpha$  foram constatados nas lagoas abertas, seguidas dos rios e lagoas fechadas (Fig. 3), embora essa variação não tenha sido significativa (Tab. 3).

### Riqueza de espécies da assembléia

A região litorânea, em geral, foi o compartimento que apresentou a maior riqueza média, independente do tipo de ambiente e ano estudado. De forma independente também, o tipo de ambiente que apresentou o maior valor de riqueza média foram os rios, seguidos das lagoas abertas e fechadas, e o ano de 2003 foi em média o mais especioso (Fig. 5).

Um padrão nítido de variação espacial e temporal para a riqueza de espécies foi verificado especialmente para os rios, sendo os maiores valores encontrados na região litorânea em ambos os anos, e nas lagoas abertas somente em 2000. Nestes ambientes, uma menor variação entre as regiões foi observada em 2003 (Fig. 5).

As lagoas fechadas, por sua vez, apresentaram maiores valores médios de riqueza de espécies nas diferentes regiões amostradas dependendo do ano analisado.

A Lagoa Fechada apresentou um maior número de espécies na região litorânea em 2000, e na região pelágica, em 2003. (Fig. 5).

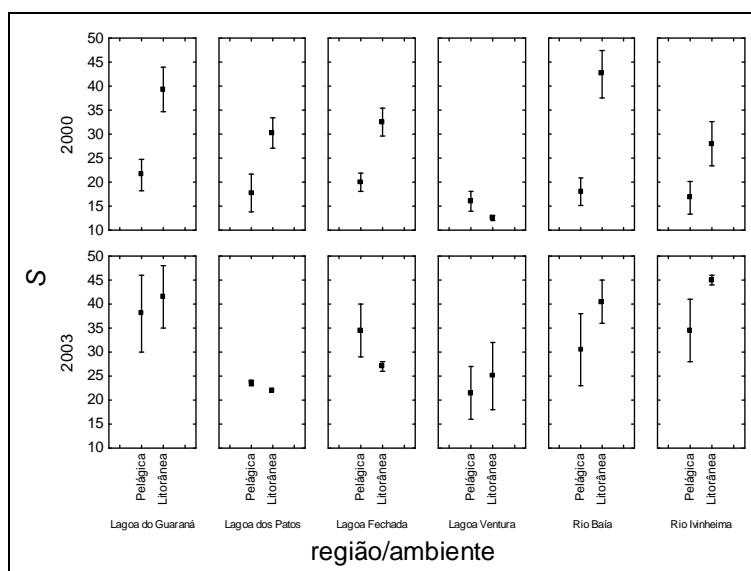


Figura 5. Riqueza de espécies de rotíferos (s) registrada nas duas regiões (pelágica e litorânea), nos diferentes ambientes de amostragem (lagoa aberta= Lagoas do Guaraná e dos Patos; lagoa fechada=Lagoas Fechada e Ventura; rio=Rios Baía e Ivinheima), presentes na planície de inundação do alto rio Paraná, durante os anos de 2000 e 2003 (símbolo=média dos meses de amostragem, barra=erro padrão).

Os resultados da ANOVA (tri-fatorial) mostraram que a riqueza de espécies nos ambientes estudados em 2000 e 2003 apresentou diferenças significativas entre as regiões, ambientes e anos amostrados. Além disso, a interação de segunda ordem entre as regiões e os anos também foi significativa para esse atributo da assembléia (Fig. 6 e Tab. 4). O teste de Tukey mostrou que o número de espécies presentes nas lagoas fechadas foi significativamente diferente daquele registrado no rio (Fig. 5).

Tabela 5. Resultados da ANOVA (tri-fatorial) mostrando a relação entre a influência das fontes de variação (região, ambiente, ano) e a riqueza de espécies de rotíferos registrada nas diferentes regiões (litorânea e pelágica) dos seis ambientes da planície de inundação do alto rio Paraná, em 2000 e 2003. Os valores sublinhados indicam valores de F significativos.

Fonte de Efeito	GL	F	p
Região	1	<u>16,07</u>	0,000
Ambiente	2	<u>4,27</u>	0,019
Ano	1	<u>11,59</u>	0,001
Região*Ambiente	2	2,24	0,116
Região*Ano	1	<u>4,44</u>	0,039
Ambiente*Ano	2	0,81	0,448
Região*Ambiente*Ano	2	0,040	0,965

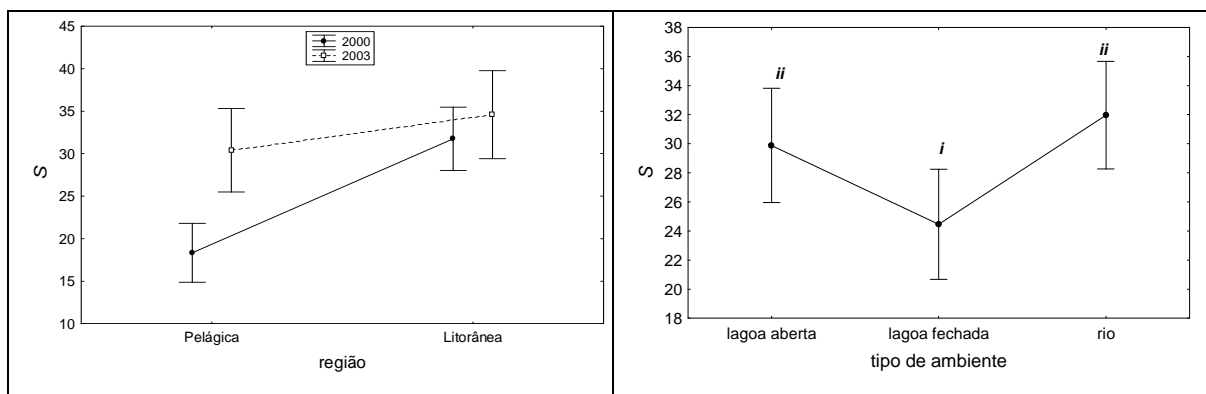


Figura 5. Variação significativa da riqueza de espécie de rotíferos (S) nas diferentes regiões de amostragem e tipos de ambientes estudados (símbolo= média dos meses e anos de amostragem, barra=desvio padrão). Os números em romanos representam os resultados significativos do teste de Tukey.

### Abundância da assembléia

Ao contrário do constatado para a riqueza de espécies, independente do tipo de ambiente e ano estudado, não houve um padrão nítido de variação da abundância entre as regiões litorâneas e pelágicas. A região litorânea foi mais abundante apenas nas lagoas, durante o ano de 2000.

Considerando-se apenas o tipo de ambiente, ao contrário da riqueza de espécies, foram as lagoas fechadas que apresentaram os maiores valores de abundância média, seguidas das lagoas abertas e rios. Em relação aos anos estudados, 2003 também apresentou um maior número médio de indivíduos (Fig. 6).

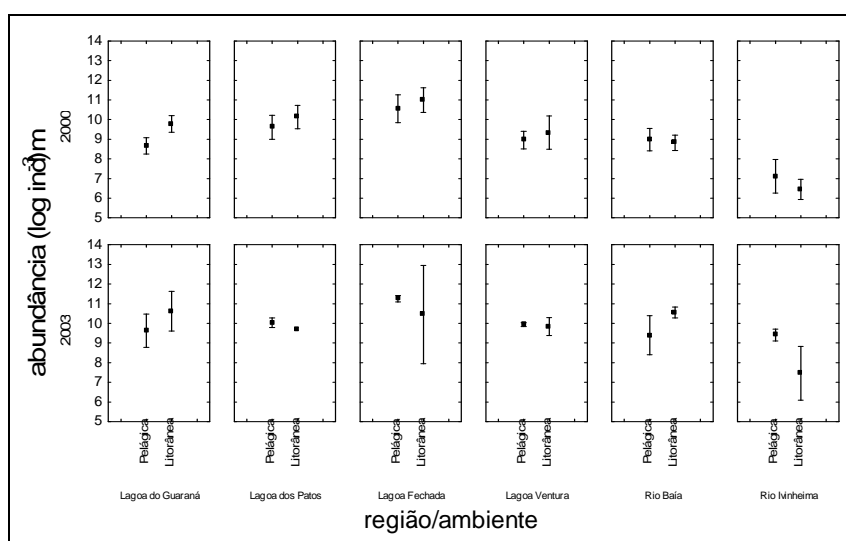


Figura 6. Abundância de rotíferos registrada nas regiões (pelágica e litorânea), nos diferentes ambientes de amostragem (lagoa aberta= Lagoas do Guaraná e dos Patos; lagoa fechada=Lagoas Fechada e Ventura; rio=Rios Baía e Ivinheima), presentes na planície de

inundação do alto rio Paraná, durante os anos de 2000 e 2003 (símbolo=média dos meses de amostragem, barra=erro padrão).

Considerando os ambientes separadamente, no geral, as lagoas apresentaram as maiores abundâncias médias na região litorânea, e os rios, na região pelágica. No ano de 2003, as lagoas foram mais abundantes do que os rios, especialmente na região pelágica. No rio Ivinheima, o maior número de indivíduos também foi registrado nessa região, mas no rio Baía, os maiores valores de abundância foram na região litorânea. Em 2000, os maiores valores médios da abundância foram constatados na região litorânea das lagoas e na região pelágica dos rios (Fig. 6).

Os resultados da ANOVA (tri-fatorial) mostraram que a abundância dos rotíferos apresentou diferenças significativas entre os ambientes e anos analisados (Tab. 7 e Fig. 7). As interações entre as influências das fontes de variação, tanto de segunda quanto de terceira ordem não foram significativas (Tab. 7).

Tabela 7. Resultados da ANOVA (tri-fatorial) mostrando a relação entre as fontes de variação (região, ambiente, ano) e a abundância de rotíferos registrada nas diferentes regiões (litorânea e pelágica) dos seis ambientes da planície de inundação do alto rio Paraná, em 2000 e 2003. Os valores sublinhados indicam valores de F significativos.

Fonte de variação	GL	F	p
Região	1	0,122	0,729
Ambiente	2	<u>8,581</u>	0,001
Ano	1	<u>4,035</u>	0,049
Região*Ambiente	2	0,736	0,484
Região*Ano	1	0,474	0,494
Ambiente*Ano	2	0,884	0,419
Região*Ambiente*Ano	2	0,230	0,795

O teste de Tukey evidenciou, ainda, que as médias da abundância dos rotíferos foram significativamente diferentes entre os rios e as lagoas; entretanto as médias não foram, de maneira significativa, similares entre os tipos de lagoa (Fig. 7).

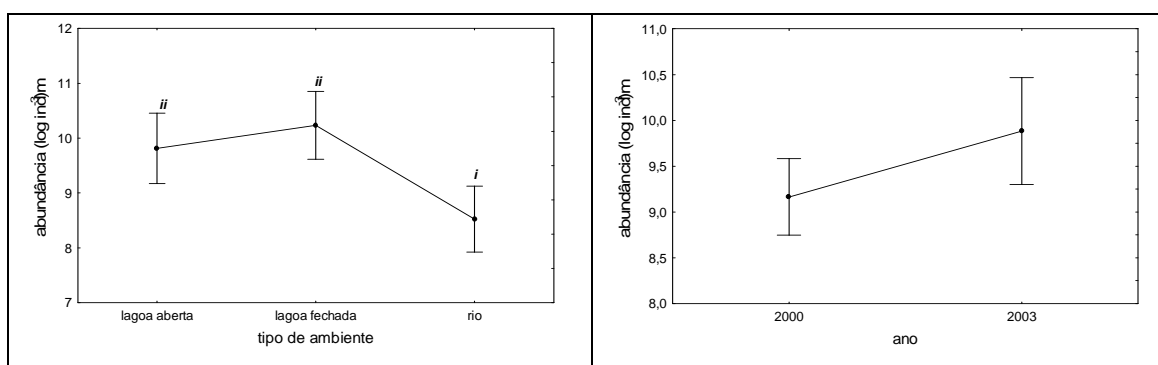


Figura 7. Variação significativa da abundância dos rotíferos nos diferentes ambientes estudados e anos de amostragem (símbolo= média dos meses de amostragem, barra=desvio padrão). Os números em romanos representam os resultados significativos do teste de Tukey.

## Diversidade específica da assembléia

A diversidade específica, independente do tipo de ambiente e ano estudado, também não apresentou um padrão nítido de variação entre as regiões litorâneas e pelágicas. De forma independente, também, os rios apresentaram os maiores valores médios desse atributo da assembléia, seguidos das lagoas abertas e lagoas fechadas; e em relação ao ano, em 2003 foram registrados os maiores valores médios da diversidade específica (Fig. 8). Ressalta-se, ainda, que esse foi um padrão geral e não foi observado individualmente entre as variáveis categóricas (região, ambiente e ano).

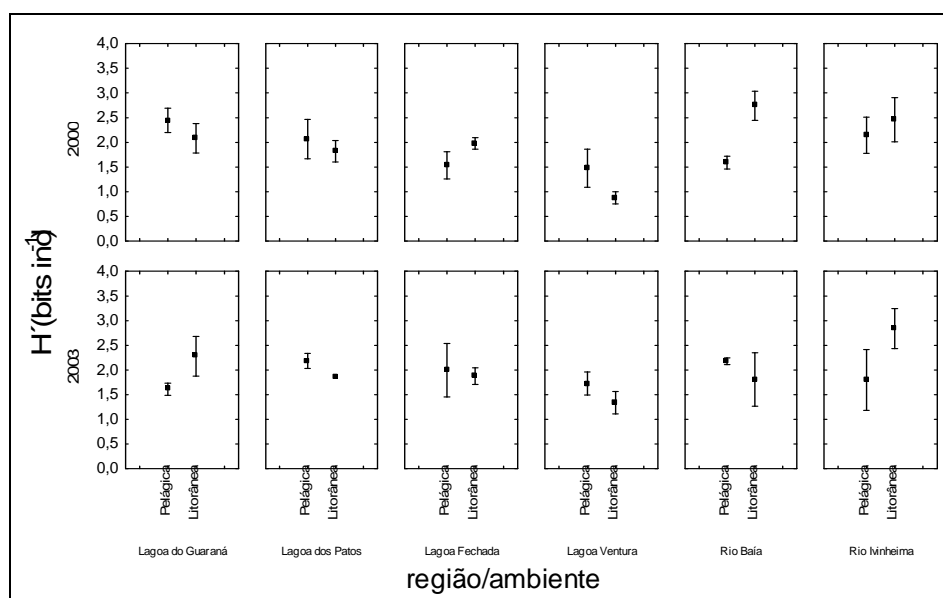


Figura 8. Diversidade específica da assembléia de rotíferos ( $H'$ ) registrada nas regiões (pelágica e litorânea), nos diferentes ambientes de amostragem (lagoa aberta= Lagoas do Guaraná e dos Patos; lagoa fechada=Lagoas Fechada e Ventura; rio=Rios Baía e Ivinheima), presentes na planície de inundação do alto rio Paraná, durante os anos de 2000 e 2003 (símbolo=média dos meses de amostragem, barra=erro padrão).

Em relação aos ambientes, foram verificados distintos padrões de diversidade específica entre as regiões amostradas durante os dois anos. Em 2000, os maiores valores desse atributo da assembléia nas lagoas foram constatados principalmente na região pelágica, exceto para as lagoas fechadas, onde não houve um padrão nítido de variação da diversidade. Já para os rios, os maiores valores de diversidade específica nesse ano foram constatados na região litorânea (Fig. 8).

Em 2003, os maiores valores de diversidade específica foram constatados principalmente na região pelágica dos ambientes, mas ao contrário do ano anterior, as

lagoas fechadas foram os únicos tipo de ambiente que apresentaram um padrão nítido de variação da diversidade (Fig. 8).

A ANOVA tri-fatorial mostrou que a diversidade específica da assembléia apresentou diferenças significativas entre as médias apenas entre os ambientes estudados (Tab. 8 e Fig. 9). As interações entre as fontes de variação, tanto de segunda quanto de terceira ordem, também não influenciaram nesse atributo da assembléia, ou seja, esta não apresentou diferenças significativas quando se considerou os efeitos em conjunto (Tab. 8).

Tabela 8. Resultados da ANOVA (tri-fatorial) mostrando a relação entre as fontes de variação (região, ambiente, ano) e a diversidade específica ( $H'$ ) da assembléia de rotíferos registrada nas diferentes regiões (litorânea e pelágica) dos seis ambientes da planície de inundação do alto rio Paraná, em 2000 e 2003. Os valores sublinhados indicam valores de F significativos.

Fonte de variação	GL	F	p
Região	1	0,855	0,359
Ambiente	2	<u>4,781</u>	0,012
Ano	1	0,003	0,955
Região*Ambiente	2	1,719	0,189
Região*Ano	1	0,040	0,843
Ambiente*Ano	2	0,304	0,739
Região*Ambiente*Ano	2	1,041	0,360

Os resultados do teste de Tukey mostraram, ainda, que as médias da diversidade específica dos rotíferos observadas nas lagoas fechadas foram significativamente diferentes daquelas constatadas nas lagoas abertas e nos rios (Fig. 9).

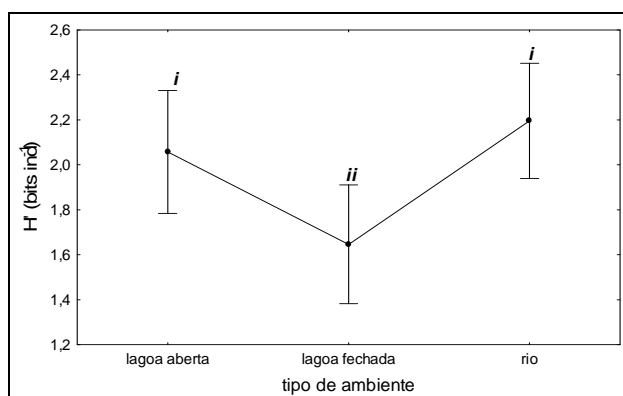


Figura 9. Variação significativa da diversidade específica da assembléia de rotíferos ( $H'$ ) nos diferentes tipos de ambientes estudados (símbolo= média dos meses e anos de amostragem, barra=desvio padrão). Os números em romanos representam os resultados significativos do teste de Tukey.



## Equitabilidade da assembléia

A região pelágica foi o compartimento que apresentou, em geral, os maiores valores médios de equitabilidade, independente do tipo de ambiente e ano estudado. Ao passo que, considerando apenas os tipos de ambiente, independente do ano de amostragem, uma maior equitabilidade média da assembléia foi verificada nos rios, seguidos das lagoas abertas e lagoas fechadas; e em relação aos anos, em 2000, ao contrário da diversidade específica da assembléia, foram registrados os maiores valores de equitabilidade (Fig. 10).

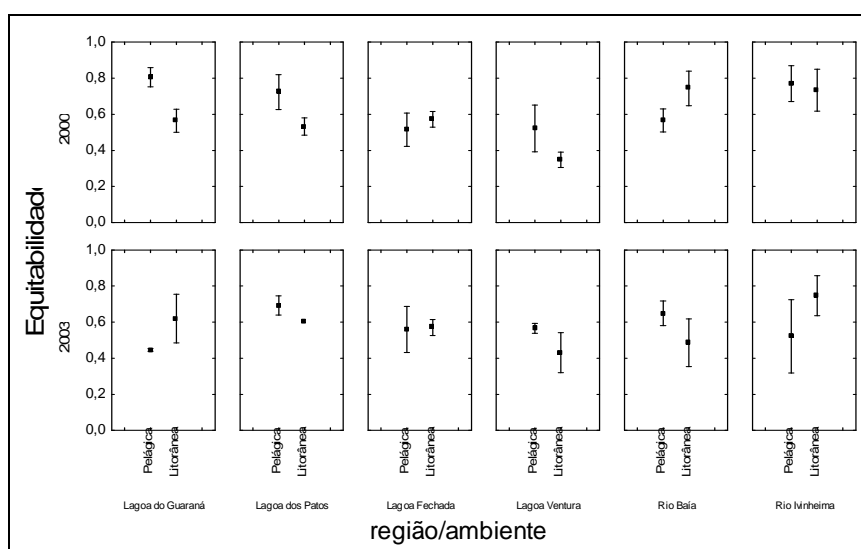


Figura 10. Equitabilidade (E) da assembléia de rotíferos registrada nas regiões (pelágica e litorânea), nos diferentes ambientes de amostragem (lagoa aberta=Lagoas do Guaraná e dos Patos; lagoa fechada=Lagoas Fechada e Ventura; rio=Rios Baía e Ivinheima), presentes na planície de inundação do alto rio Paraná, durante os anos de 2000 e 2003 (símbolo=média dos meses de amostragem, barra=erro padrão).

Analisando-se somente os tipos de ambiente, as lagoas abertas apresentaram uma maior equitabilidade média na região pelágica, com exceção da Lagoa do Guaraná em 2003, que apresentou uma menor dominância de espécies na região litorânea. Nas lagoas fechadas, apenas uma delas (Lagoa Ventura) apresentou variação nítida da equitabilidade entre as regiões de amostragem, sendo os maiores valores observados na região pelágica. Para os rios, foram constatadas variações inversas de equitabilidade, entre as regiões, dentro de cada ano (Fig. 10).

Considerando os anos, além de se observar os maiores valores médios de equitabilidade em 2000, nesse ano foi verificado que o único ambiente que apresentou um padrão nítido de variação da equitabilidade foram as lagoas abertas, com maiores

valores de equitabilidade na região pelágica. No ano de 2003, não foi verificado nenhum padrão de variação da equitabilidade (Fig. 10).

Os resultados da ANOVA (tri-fatorial) mostraram que a equitabilidade da assembléia apresentou diferenças significativas apenas entre o tipo de ambiente (Tab. 9 e Fig. 11). As interações entre as influências das fontes de variação, tanto de segunda quanto de terceira ordem também não influenciaram na equitabilidade da assembléia, ou seja, esta não apresentou diferenças significativas quando se considerou os efeitos em conjunto (Tab. 9). O teste de Tukey evidenciou também que as médias desse atributo foram significativamente diferentes entre os ambientes (Fig. 11).

Tabela 9. Resultados da ANOVA (tri-fatorial) mostrando a relação entre as fontes de variação (região, ambiente, ano) e a equitabilidade (E) da assembléia de rotíferos registrada nas diferentes regiões (litorânea e pelágica) dos seis ambientes da planície de inundação do alto rio Paraná, em 2000 e 2003. Os valores sublinhados indicam valores de F significativos.

Fonte de variação	GL	F	p
Região	1	0,352	0,555
Ambiente	2	<u>3,572</u>	0,035
Ano	1	1,206	0,277
Região*Ambiente	2	0,888	0,417
Região*Ano	1	0,504	0,481
Ambiente*Ano	2	<u>0,777</u>	0,465
Região*Ambiente*Ano	2	1,350	0,267

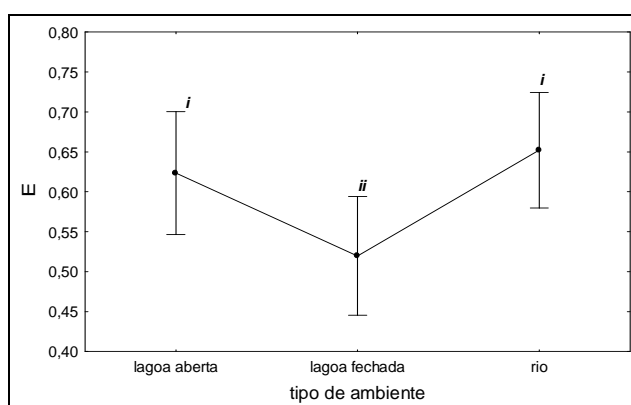


Figura 11. Variação significativa da equitabilidade da assembléia de rotíferos (H') nos diferentes tipos de ambientes estudados (símbolo= média dos meses e anos de amostragem, barra=desvio padrão). Os números em romanos representam os resultados significativos do teste de Tukey.

#### DIVERSIDADES B<sub>1</sub> E B<sub>2</sub> DA ASSEMBLÉIA

Os valores de diversidade  $\beta_1$  e  $\beta_2$  para a assembléia dos rotíferos apresentaram padrões de variação espacial similares, apesar de os valores de  $\beta_1$  terem sido maiores do que os de  $\beta_2$  (Fig. 12).

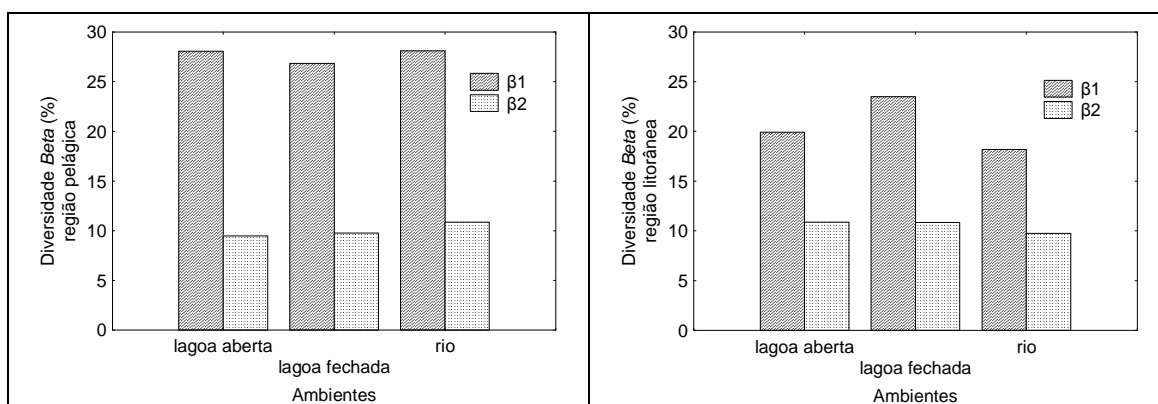


Figura 12. Diversidades  $\beta_1$  e  $\beta_2$  (%) da assembléia de rotíferos registradas nas regiões litorânea e pelágica dos diferentes ambientes na planície de inundação do alto rio Paraná, ao longo dos meses de amostragem em 2000 e 2003.

Em geral, os maiores valores de diversidade  $\beta_1$  foram registrados na região pelágica e não foi possível verificar uma nítida diferença da diversidade  $\beta_2$  entre as regiões. Considerando os diferentes ambientes, uma variação espacial foi constatada apenas nos valores de diversidade  $\beta_1$ , na região litorânea, sendo esses maiores nas lagoas fechadas (Fig. 12).

### Padrão de distribuição das espécies nas regiões e nos ambientes

Os resultados da análise da DCA mostraram que a distribuição das espécies de rotíferos, a partir da ocorrência e abundância das mesmas, esteve diferenciada nas lagoas e nos rios, chegando a formar grupos individualizados nos extremos dos dois primeiros eixos (DCA 1,  $\lambda_1 = 0,72$ ; DCA 2,  $\lambda_2 = 0,56$ ) (Fig. 13).

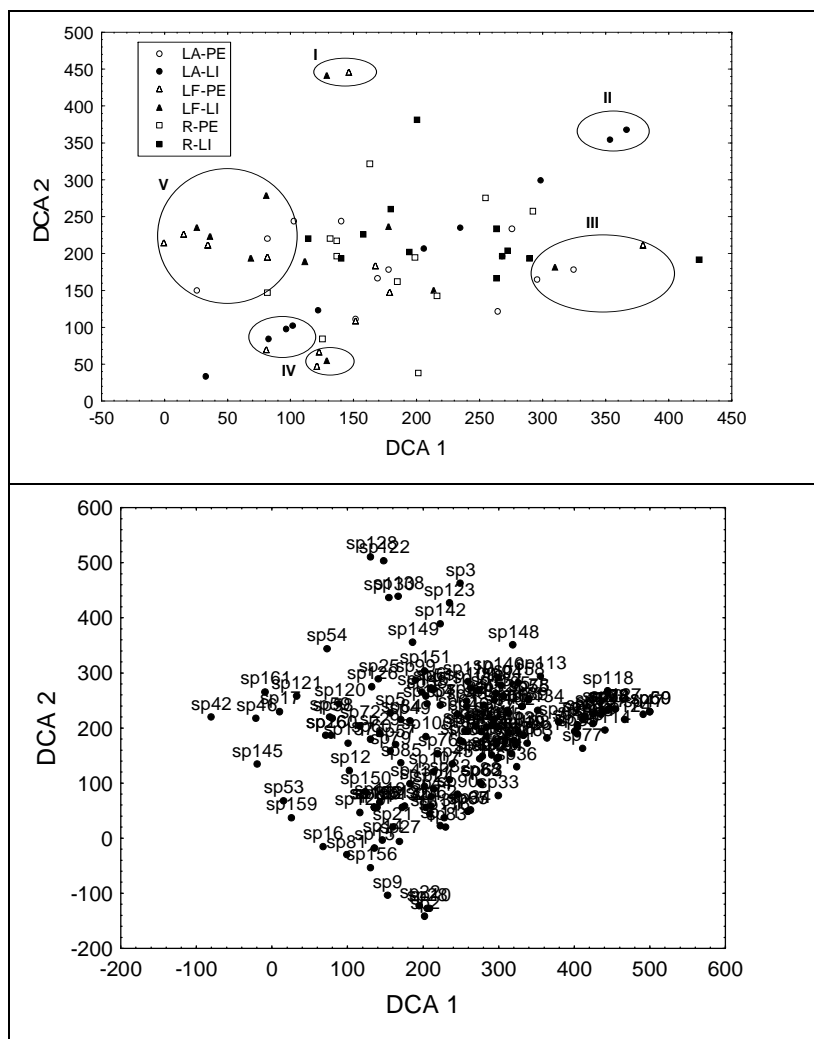


Figura 13. Dispersão dos escores da ocorrência e abundância das espécies de rotíferos nas regiões pelágica e litorânea dos seis ambientes estudados em 2000 e 2003, na planície de inundação do alto rio Paraná (LA = lagoa aberta, LF = lagoa fechada, R = rio, PE = região pelágica e LI = região litorânea).

Algumas espécies foram determinantes na distribuição espacial dos ambientes e regiões de amostragem estudados, tais como *Pompholyx complanata* (sp 122), *Synchaeta oblonga* (sp 128) (grupo I), *Trichocerca heterodactyla* (sp 148) (grupo II), *Dissotrocha aculeata* (sp 33), *Eosphora anthadis* (sp 36), *Lecane luna* (sp 77) (grupo III), *Brachionus angularis* (sp 9) (grupo IV), *Epiphanes* sp. (sp 42), *Filinia opoliensis* (sp 46), *Hexarthra intermedia* (sp 53), *Trichocerca dixon* (sp 145), *Trichocerca* sp. (sp 159) e *T. tigris* (sp 161) (grupo V), entre outras (Fig. 13).

A despeito de ter sido constatado um padrão de distribuição das espécies ao longo das regiões e ambientes amostrados, os resultados da ANOVA (bi-fatorial) indicaram que as fontes de efeito (tipo de ambiente e região amostrada), bem como a interação de segunda ordem, não foram determinantes, significativamente, para a descrição desse padrão ao longo dos dois eixos da DCA (Tab. 11).

Tabela 11. Resultados da ANOVA (bi-fatorial) entre as fontes de variação (ambiente e região) e os escores dos dois primeiros eixos da DCA, obtidos a partir dos dados de ocorrência e abundância das espécies de rotíferos registradas nas diferentes regiões (litorânea e pelágica) dos diferentes ambientes da planície de inundação do alto rio Paraná, em 2000 e 2003.

Fonte de Efeito	GL	F	p
Ambiente	4	2,308	0,062
Região	2	2,296	0,109
Ambiente * Região	4	0,312	0,870

### Relação entre a riqueza específica, abundância e o padrão de distribuição das espécies e a variação limnológica nas regiões e nos ambientes.

Os resultados da correlação de Pearson mostraram que a abundância da assembléia esteve relacionada inversa e significativamente com a condutividade elétrica, e a riqueza específica, direta e significativamente com a temperatura da água (Tab. 12 e Fig. 14).

Tabela 12. Resultados da correlação de Pearson entre a riqueza específica (S), abundância ( $\text{ind m}^{-3}$ ), padrões de distribuição das espécies, apresentados pelos escores dos dois primeiros eixos da DCA (DCA 1 e DCA 2) e as variáveis limnológicas obtidos nas regiões litorânea e pelágica dos diferentes ambientes da planície de inundação do alto rio Paraná, em 2000 e 2003. Os valores sublinhados indicam valores de  $p < 0,05$ .

	Abundância		S		DCA 1		DCA 2	
	r	p	r	p	r	p	r	p
pH	-0,14	0,272	-0,16	0,200	-0,23	0,074	0,11	0,404
Temperatura da água (°C)	-0,10	0,454	0,34	<u>0,007</u>	0,47	<u>&lt; 0,001</u>	-0,20	0,112
Condutividade elétrica ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ )	-0,33	<u>0,009</u>	0,07	0,603	0,19	0,132	-0,024	0,854
Oxigênio dissolvido ( $\text{mg L}^{-1}$ )	-0,09	0,482	-0,18	0,166	-0,54	<u>&lt; 0,001</u>	0,10	0,440

Foi verificado, ainda, que as variáveis limnológicas apresentaram maiores correlações significativas com o padrão de distribuição das espécies ao longo apenas do primeiro eixo da DCA, ou seja, relações direta com a temperatura da água, e inversa com o oxigênio dissolvido, especialmente em 2003 (Tab. 12 e Fig. 14). As espécies descritoras do DCA 1 e formadoras do grupo III (*Dissotrocha aculeata*,

*Eosphora anthadis*, *Lecane luna*) estiveram relacionadas com os maiores valores de oxigênio dissolvido; e a espécie do grupo II (*Trichocerca heterodactyla*), com os maiores valores de temperatura da água (Fig. 14).

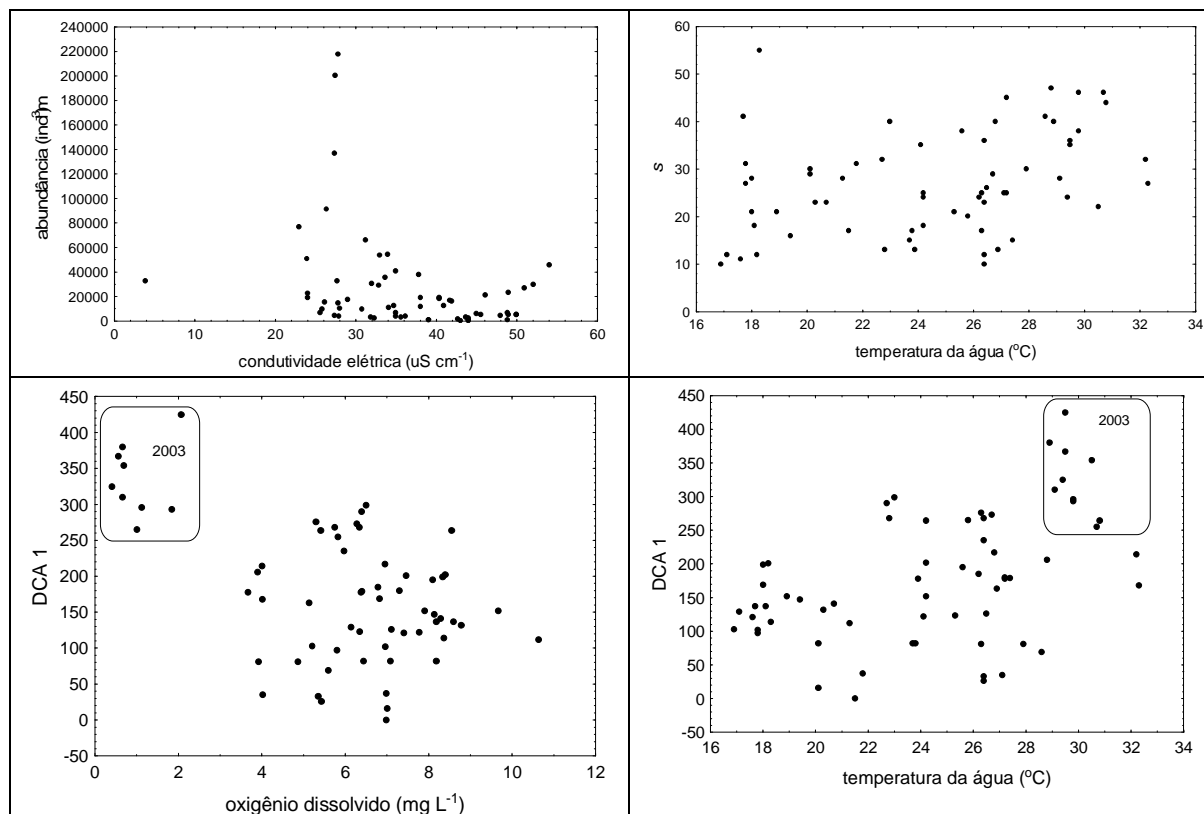


Figura 14. Resultados das correlações significativas verificadas entre a riqueza específica, abundância, os padrões de distribuição das espécies, apresentados pelos escores dos dois primeiros eixos da DCA, e as variáveis limnológicas, obtidos nas regiões litorânea e pelágica dos seis ambientes da planície de inundação do alto rio Paraná, em 2000 e 2003.

## Discussão

Foram registradas 162 espécies de rotíferos nas regiões pelágica e litorânea dos diferentes tipos de ambientes da planície estudados em 2000 e 2003, sendo esse valor inferior ao encontrado por Lansac-Tôha et al. (2004) (230 táxons) em uma compilação mais recente sobre os rotíferos na mesma planície estudada. Esse fato foi devido ao menor número de ambientes amostrados no presente estudo (6 ambientes), quando comparado ao primeiro (12 ambientes), que também abrangeu o levantamento faunístico dos rotíferos nas regiões pelágica e litorânea, além de uma maior periodicidade de coletas, incluindo diferentes ciclos sazonais.

As famílias Lecanidade (26 espécies), Trichocercidae (22 espécies) e Brachionidae (21 espécies) estiveram entre as mais especiosas, apresentando os gêneros predominantes (*Lecane*, *Trichocerca* e *Brachionus*). Estas famílias e gêneros são comumente registrados como os mais representativos em diversos ambientes de planície de inundação e são descritos como uma associação típica de região tropical (José de Paggi, 1977; Corrales de Jacobo, 1979; Robertson & Hardy, 1984; Vasquez & Rey, 1989; Sendacz, 1997; Dabés, 1995, Astiz & Alvarez, 1998; Barbosa et al., 1999; Aoyagui & Bonecker, 2004 a; Lansac-Tôha et al., 2004).

Notommatidae também foi uma das famílias mais especiosas, alcançando um número de espécies similar ao de Brachionidae. De acordo com Martinez (1998) e Aoyagui & Bonecker (2004b), a primeira família é bem representativa em ambientes de planície de inundação, apresentando uma grande variedade de espécies nesses ambientes; contudo, devido aos poucos relatos na literatura sobre sua diversidade nesse ecossistema, apresentam pouca representatividade nos estudos de rotíferos em planícies de inundação. Aoyagui & Bonecker (2004a) registraram a ocorrência de 9 espécies de Notommatidae em um estudo realizado nessa mesma planície, e Lansac-Tôha et al. (2004), em um levantamento mais amplo, registraram a ocorrência de 14 espécies no mesmo ecossistema. No presente estudo foi registrada a ocorrência total de 20 espécies. Essa família também é pouco estudada em ambientes aquáticos da região neotropical, principalmente, devido às dificuldades taxonômicas e aos poucos estudos existentes sobre rotíferos de região litorânea, onde é registrada grande parte das espécies representantes dessa família.

No presente estudo, foram registradas 26 novas ocorrências de espécies de rotíferos para a planície, principalmente da família Notommatidae (10 espécies), além de Testudinellidae (3 espécies). Provavelmente, a inclusão da amostragem dos rotíferos na região litorânea vegetada dos diferentes ambientes favoreceu esse registro, principalmente Notommatidae. De acordo com Duggan et al. (1998), a região litorânea dos ambientes aquáticos apresenta uma arquitetura variável, com distintos microhabitats e nichos, comportando uma maior variedade de espécies de rotíferos.

A maior riqueza média de espécies foi registrada na região litorânea devido a presença de bancos multiespecíficos de macrófitas aquáticas, predominando *Eichornia azurea*. Geralmente, os maiores valores desse atributo da assembléia são constatados nessa região, principalmente dos ambientes lênticos, sendo esse fato relacionado com a maior diversificação de habitats e alta variabilidade das características físicas e químicas devido a presença da vegetação marginal (Green, 1972; Nogrady, 1993; Bonecker et al., 1994; Bonecker et al., 1998; Martinez et al., 2000; Lansac-Tôha et al., 2004). Além disso, a região litorânea apresentou um menor incremento temporal na

renovação de espécies (diversidade  $\beta_1$ ), indicando que a presença de plantas leva a uma menor alteração temporal de espécies e uma maior heterogeneidade espacial para a comunidade zooplanctônica. Apesar dos valores de  $\beta_2$  não terem apresentado diferenças significativas entre as regiões litorânea e pelágica, este resultado provavelmente esteve relacionados à baixa variação do nível hidrométrico ao longo do período de estudo, já que a alteração na comunidade é maior com o aumento da heterogeneidade ambiental (Lansac-Tôha et al., 2003).

Nos rios, a maior riqueza de espécies também foi registrada na região litorânea, apesar da presença de reduzidos bancos de macrófitas, quando comparado às lagoas, esse fato esteve relacionado, também, com a menor variação do nível hidrométrico, além da menor velocidade de corrente, favorecendo a ocupação da região marginal.

Corroborando com os resultados de riqueza obtidos no presente estudo, Pennak (1978) afirma que aproximadamente 75% das espécies conhecidas de rotíferos ocorrem na região litorânea dos ambientes, e dos 25% das espécies que ocorrem no plâncton, a maioria também ocorre na região litorânea dos ambientes aquáticos e são consideradas planctônicas facultativas.

Considerando apenas os tipos de ambientes, os rios foram os mais especiosos, seguidos das lagoas abertas e lagoas fechadas. Provavelmente, estes valores estiveram mais relacionados à proximidade do rio com os outros ambientes adjacentes, e, por sua vez, funcionariam como um coletor da fauna, além da conectividade constante com as lagoas abertas, corroborados com a menor riqueza média de espécies observada nas lagoas fechadas. Cabe ressaltar que nos anos estudados foi registrada uma menor variação de nível fluviométrico mensal, com poucos valores acima de 3,5 m, que seria o valor de nível onde se iniciaria o alagamento da várzea (Veríssimo, 1994). Esse fato permitiu um intercâmbio de fauna mais intenso entre os ambientes conectados (rios e lagoas abertas) do que entre os isolados.

Aoyagui & Bonecker (2004a) e Velho et al. (2004), investigando padrões de distribuição da riqueza de espécies de rotíferos e tecamebas, respectivamente, na planície de inundação do alto rio Paraná, também observaram elevada riqueza de espécies nos ambientes lóticos, sugerindo que esses refletiam a fauna presente em toda a planície, devido à ampla contribuição das massas de água provenientes de diferentes ambientes conectados e também dos ambientes de montante como as represas, seja pelo alagamento de ambientes isolados e/ou por canais de ligação permanentes.



Nesse sentido, Sendacz (1997), Garcia et al. (1998) e Aoyagui & Bonecker (2004a) consideraram que os maiores valores de riqueza de rotíferos são encontrados, geralmente nos ambientes conectados, onde ocorre o maior intercâmbio de fauna. Casanova (2005) também registrou um maior número de espécies desses organismos em ambientes interligados através de canais aos rios.

Alves et al. (2005), estudando os cladóceros na planície estudada, discutiram que existe uma tendência da maior riqueza específica ser registrada nos ambientes com alta conectividade, independente do período hidrológico. Em sistemas de planície de inundação, a conectividade entre os ambientes pode ser considerada um dos principais fatores na estruturação das comunidades aquáticas, e é de fundamental importância na manutenção da biodiversidade nesses sistemas, frente ao intercâmbio das assembléias faunísticas de diferentes áreas (Ward et al., 1999).

Outro fator que pode ter favorecido a maior riqueza média de rotíferos nos rios pode ter sido a reduzida velocidade de corrente em função da ausência de longos períodos de cheia registrada nesse estudo. Esse fato está relacionado com a existência de refúgios temporários nesses ambientes (Astlz & Alvarez, 1998), favorecendo o estabelecimento do plâncton (Thomaz et al., 2000). Segundo Aoyagui & Bonecker (2004) e Casanova (2005), essa variável hidrodinâmica foi um fator determinante para a riqueza de rotíferos nos ambientes lóticos das planícies de inundação dos rios Paraná e Paranapanema, respectivamente, sendo essa relação inversa.

Em relação aos anos, a maior riqueza média foi encontrada em 2003, devido a maior variabilidade do nível fluviométrico do rio Paraná, em relação ao ano de 2000 e, conseqüentemente, uma caracterização de períodos de maiores e menores níveis fluviométricos. O período de maior alagamento pode ter favorecido a contribuição de espécies de áreas previamente isoladas, além de uma maior interação com a região litorânea dos ambientes, já que a variação da riqueza na região pelágica entre os dois anos estudados foi muito maior que na região litorânea. A influência dessas interações entre os ambientes sobre a riqueza da assembléia de rotíferos na planície estudada já foi apontada por Aoyagui & Bonecker (2004), além de ter sido ressaltado também por Thomaz et al. (no prelo) para as características físicas e químicas da coluna de água, além de outras comunidades aquáticas, em diferentes planícies de inundação brasileiras, em termos de homogeneização e intercâmbio de organismos entre ambientes.

Em geral, outro fator que influenciou, de maneira direta e significativa, a riqueza de espécies de rotíferos foi a temperatura da água, segundo os resultados da correlação de Pearson. Dajoz (2005) citou que é conhecido há muito tempo na

literatura a existência de um gradiente latitudinal de diversidade, onde é observada uma biodiversidade máxima em regiões tropicais.

De acordo com Neves et al. (2003), em virtude das temperaturas mais altas e, conseqüentemente, da maior produtividade, a grande diversidade de rotíferos tem sido associada aos ecossistemas aquáticos tropicais. Estes apresentam ainda menor variação de temperatura, que Sanders (1969) sustenta como a estabilidade climática que os ambientes tropicais apresentam como fator regional sobre a diversidade, ou seja, as características evolutivas dos ambientes tropicais, aos quais foram menos perturbados pelas glaciações, possibilitando assim, uma maior coexistência de espécies.

Nas lagoas marginais do rio São Francisco, Minas Gerais, Dabés (1995) mencionou que a temperatura foi uma variável que contribui muito para o predomínio dos rotíferos nestes ambientes, visto que, segundo a autora, os rotíferos são considerados na literatura como os organismos que apresentam maior adaptação à temperaturas elevadas ( $> 25^{\circ} \text{C}$ ).

Frutos (1998), em ambientes inundáveis no rio Negro, Argentina, registrou uma baixa diversidade de rotíferos durante períodos de águas baixas, representados especialmente por táxons eurihialinos, devido ao estresse na seca, associado a mudanças na condutividade e temperatura.

A assembléia de rotíferos não apresentou um padrão geral de abundância entre as regiões dos ambientes. Entretanto, maiores valores de abundância foram registrados na região litorânea das lagoas e na região pelágica dos rios.

Assim como para a riqueza específica, as maiores abundâncias na região litorânea das lagoas, corroboram a importância da disponibilidade de nicho e recurso alimentar, para esses organismos, oferecido pelas macrófitas aquáticas presentes nessa região desses ambientes (Iversen et al. 1985, Bonecker & Lansac-Tôha, 1996; Lansac-Tôha et al., 2003). De acordo com Duggan et al. (1998), os rotíferos apresentam uma elevada abundância nas regiões litorâneas vegetadas, devido ao aumento de superfície de colonização, proporcionado pelas macrófitas, aumentando a heterogeneidade espacial, além da maior oferta de alimento, proteção contra predação, estabilidade física e química, e a menor influência da mistura de água.

Lansac-Tôha et al (2004), também encontraram maiores abundâncias de rotíferos na região litorânea dos ambientes da mesma planície em estudo. Além desses autores, Paggi & José de Paggi (1990) e Bonecker & Lansac-Tôha (1996) consideraram que a vegetação nas margens, principalmente dos ambientes lênticos, proporciona maior oferta de alimento para os pequenos filtradores zooplânctônicos, como os rotíferos. Ainda, José de Paggi (1993, 1995) apontou a evidência de

migração horizontal dos rotíferos em direção à região litorânea como resposta à predação, além das melhores condições ambientais dessa região, onde as mudanças destas condições são mais atenuadas frente às perturbações.

Para os rios, os maiores valores médios de abundância encontrados na região pelágica, provavelmente esteve relacionado à reduzida área que a região litorânea alcança nesses ambientes, devido à instabilidade desta quanto à velocidade de corrente. Os resultados indicaram ainda que, mesmo em anos de menor variação do pulso de inundação, assim como no presente estudo, a alteração na velocidade de corrente não influenciou significativamente nos maiores valores de abundância na região pelágica dos rios, exceto para o rio Baía em 2003.

O rio Baía apresenta características semi-lóticas, e suas margens apresentam menor velocidade de corrente e maior prevalência de macrófitas que os outros rios (Thomaz et al., 2000), explicando os maiores valores de abundância encontrados em suas margens em 2003 e abundâncias mais homogêneas entre as regiões em 2000, e conseqüentemente, corroborando a importância da região litorânea e das macrófitas para a abundância de rotíferos. Serafim (1997) registrou, ainda, a influência significativa entre a presença de macrófitas e as maiores abundâncias dos rotíferos na região litorânea de um rio e uma lagoa da planície em estudo.

Com relação apenas aos tipos de ambientes, os rotíferos foram mais abundantes, em média, nas lagoas fechadas, em função da ausência de cheias pronunciadas, reduzindo o efeito da diluição da assembléia, e de conectividade com outros ambientes, reduzindo a perda de organismos, e maior estabilidade física e química da coluna de água, sem a constante circulação de massas de água. Esses fatores se evidenciaram quando constatado o menor número de indivíduos nos rios. Resultados similares foram verificados por Aoyagui & Bonecker (2004) e Lansac-Tôha et al. (2004) também para os rotíferos na mesma planície em estudo e por Martins & Henry (2004) e Casanova (2005), em diferentes lagoas da planície de inundação do rio Paranapanema. Os autores discutiram os mesmos fatores descritos anteriormente como determinantes na estruturação das assembléias de rotíferos.

Os resultados da correlação de Pearson mostraram que a abundância dos rotíferos variou de maneira inversa à condutividade elétrica, o que reforça a ausência de inundação nas lagoas fechadas e do carreamento de grande quantidade de material em suspensão, proveniente da várzea e do rio adjacente, para dentro da lagoa. Serafim (1997) também relacionou as elevadas ocorrências e abundâncias de uma espécie de cladóceros (*Bosminopsis deitersi*) com reduzidos valores de condutividade elétrica em dois ambientes da planície de estudo. Por outro lado, Casanova (2005) encontrou relações significativas entre a abundância do zooplâncton

e a condutividade elétrica de diferentes lagoas da planície de inundação do rio Paranapanema.

Já nos ambientes lóticos, a abundância dos rotíferos apresentou uma grande variação numérica, tendo em vista que os efeitos da velocidade de corrente foram desfavoráveis ao estabelecimento e desenvolvimento de grandes populações de rotíferos, assim como discutido por Bonecker et al. (2002) para a mesma planície de inundação. Além disso, Marzolf (1990) destacou que, em ambientes com elevado fluxo de corrente, o transporte dos organismos tende a ser maior do que a taxa reprodutiva, o que dificulta a ocorrência de um expressivo número de indivíduos.

Apesar de o presente estudo ter sido conduzido durante anos que apresentaram pouca variação no nível fluviométrico, esta ainda se refletiu principalmente nos ambientes lóticos, por estarem diretamente relacionados ao fluxo de corrente. Nesse sentido, a dinâmica desses ambientes foi decisiva para uma menor abundância dos rotíferos, por ter ocasionado constante renovação de massas de água, acarretando a perda de organismos (Aoyagui & Bonecker, 2004; Casanova, 2005).

Considerando os anos estudados, as maiores abundâncias dos rotíferos foram registradas em 2003, assim como observado para a riqueza de espécie. Assim como comentado para a riqueza específica, a conectividade entre os ambientes foi um fator importante para a abundância da assembléia. Os resultados estiveram relacionados às maiores variações de níveis fluviométricos nesse ano que propiciaram um intercâmbio de fauna, sendo esse fato corroborado pelos resultados médios do número de indivíduos verificados na região pelágica dos rios, especialmente no rio Ivinheima.

Essa relação foi nítida com os resultados de diversidade específica, tendo em vista que os maiores valores desse atributo da assembléia foram observados nos rios e nas lagoas abertas, além da equitabilidade. Amoros & Roux (1988), Junk et al. (1989), Ward (1989); Ward & Stanford (1995) e Junk (1997) consideraram que a conectividade representa um processo de trocas do volume de água, do material dissolvido e particulado, e dos organismos entre os ambientes conectados, implicando em uma interação biótica entre as populações presentes nos diferentes ambientes de planície de inundação.

Em geral, a região litorânea dos ambientes apresentou os maiores valores de diversidade específica, que, por sua vez, estiveram relacionados principalmente à elevada riqueza de espécies, tendo em vista que a equitabilidade foi maior na região pelágica. Na planície do alto rio Paraná, maiores valores de diversidade específica, riqueza e equitabilidade de rotíferos, geralmente, são encontrados nas regiões

litorâneas dos diferentes ambientes (Bonecker & Lansac-Tôha, 1996; Lansac-Tôha et al., 2004).

Considerando os diferentes anos estudados, o ano de 2003 também foi o mais diverso, explicado por uma maior riqueza de espécies, pois a equitabilidade foi maior em 2000. Nesse caso, a ausência de expressivas variações do nível fluviométrico do rio principal da planície não favoreceu a dominância de espécies, provavelmente, devido à maior estabilidade do ambiente. Essa ausência de cheias também influenciou a dinâmica dos fatores limnológicos dos ambientes da planície nesse mesmo ano, acarretando na diferenciação dos ambientes de várzea do rio Paraná (Rocha & Thomaz, 2004).

Quanto aos resultados da diversidade  $\beta$  apenas, os maiores valores de  $\beta_1$  foram registrados na região pelágica e os de  $\beta_2$  não foram distintos entre as regiões. Esses resultados indicam que o incremento no número de espécies foi maior na região pelágica dos ambientes, e certamente foi devido à contribuição de espécies provenientes da região litorânea para a região pelágica, pois a segunda região apresentou um menor incremento temporal na renovação de espécies, indicando a ausência de contribuição da fauna adjacente proporcionada pela baixa variação do nível hidrométrico.

A baixa variação do nível hidrométrico ao longo do período de estudo, resultou na ausência de conseqüentes alagamentos dos ambientes, e do intercâmbio da fauna, que refletiu principalmente sobre a diversidade  $\beta_2$ , a qual não teve diferenças marcantes entre as duas regiões dos ambientes. Era esperado valores distintos de diversidade  $\beta_2$  entre as regiões dos ambientes, caso ocorresse períodos de inundação expressivos, já que a alteração na comunidade é maior com o aumento da heterogeneidade ambiental (Lansac-Tôha et al., 2003).

O intercâmbio de fauna entre essas regiões, com a expressiva contribuição de espécies não planctônicas para o plâncton na região central dos ambientes aquáticos, foi apontado em diversos trabalhos realizados com os rotíferos na planície em estudo (Bonecker et al., 1998, Lansac-Tôha et al., 2003, 2004, Rossa & Bonecker, 2003, Serafim, 1997). Os autores destacam, ainda, que a reduzida profundidade das lagoas favorece a movimentação de massas de água entre as regiões litorânea e pelágica. Estudos realizados por Velho et al. (2004) registraram maiores valores de diversidade  $\beta_2$  de tecamebas na região pelágica de lagoas na planície em estudo.

O padrão de distribuição das espécies mostrou uma diferenciação entre os rios e as lagoas. Esses resultados estiveram relacionados com as diferenças de hidrodinâmica entre os ambientes lóticos e lênticos, tendo sido registrada uma

distribuição preferencial de *Pompholyx complanata*, *Synchaeta oblonga*, *Epiphanes* sp e *Trichocerca tigris* nas lagoas fechadas; enquanto que a maioria das espécies apresentou uma ampla distribuição nos dois ambientes.

A despeito dos resultados da ANOVA (bi-fatorial) evidenciarem que o tipo de ambiente e a região amostrada não foram significativos para determinar o padrão de distribuição das espécies obtidos com a DCA, pode se observar também que foram ordenadas muitas espécies, não sendo possível obter uma nítida ordenação das espécies nos ambientes e regiões ao longo dos dois eixos da DCA. Além disso, vale mencionar que a riqueza foi significativamente distinta entre os ambientes e regiões, já a abundância foi significativamente distinta apenas entre os diferentes tipos de ambientes amostrados, já que a ordenação é realizada a partir da ocorrência e abundância.

Algumas variáveis abióticas também estiveram relacionadas significativamente com os padrões de distribuição das espécies, de maneira direta com a temperatura da água, e de maneira inversa com o oxigênio dissolvido. Esses resultados sugerem que os padrões de distribuição de espécies entre os diferentes ambientes, estiveram relacionados aos fatores locais abióticos, ao passo que a riqueza e a diversidade que, devido à escala analisada, respondem mais aos fatores regionais (Ricklefs & Schluter, 1993), como o gradiente latitudinal. De acordo com a distribuição de algumas espécies que caracterizaram os diferentes tipos de ambientes e regiões obtidos com a DCA, observa-se nitidamente essa relação: espécies como *Epiphanes* sp apresentou elevada tolerância aos reduzidos valores de oxigênio dissolvido e as altas temperaturas da água, principalmente no ano de 2003, e situação inversa foi constatada para *Lecane luna*, no mesmo ano. Estudos realizados por Bonecker & Lansac-Tôha (1996) mostraram que a distribuição de algumas espécies de rotíferos, em um rio e uma lagoa da planície em estudo, esteve relacionada significativa e diretamente com a variação da temperatura da água e concentração de oxigênio dissolvido.

## **Considerações finais**

Os resultados obtidos nesse estudo corroboraram, em parte, as hipóteses preditas. Os maiores valores de diversidade  $\alpha$  e riqueza de espécies foram, assim como previsto, registrados na região litorânea, embora esses resultados não tenham sido constatados em todos ambientes. Por outro lado, não houve um padrão nítido de variação da diversidade específica entre as regiões litorâneas e pelágicas.

Assim como para a diversidade específica, a abundância, equitabilidade e diversidade  $\beta$  também não apresentaram padrões de variação entre as regiões dos ambientes, o que não foi previsto.

A equitabilidade e a diversidade  $\beta_1$  da assembléia, como foram pressupostas, apresentaram maiores valores na região pelágica, porém no geral e em distintos tipos de ambiente. Por outro lado, a abundância das espécies foi maior na região litorânea das lagoas fechadas, o que não foi previsto. E por fim, o padrão de distribuição das espécies realmente caracterizou a heterogeneidade espacial dos ambientes, entretanto, devido ao número de espécies, não foi evidenciado pela DCA uma nítida ordenação das espécies entre os ambientes e as regiões.

Todos os atributos da assembléia também variaram entre os anos estudados, sendo que os maiores valores foram registrados em 2003, exceto a diversidade  $\beta$  que não foi estimada a variação, mas sim a aeração temporal da composição de espécies. Essa variação temporal dos atributos não foi pressuposta.

Esses resultados sugerem que a hidrodinâmica dos ambientes, bem como a conectividade entre eles, foram preponderantes na estruturação e dinâmica da assembléia de rotíferos nos ambientes estudados. Além disso, a presença de períodos com maiores e menores níveis fluviométricos também foi importante, tendo em vista que os maiores valores dos atributos da assembléia foram constatados no ano que apresentou a maior variação de nível fluviométrico do rio Paraná.

Nesse sentido, a manutenção de períodos de cheia, não necessariamente extrema, conforme era observado antes da construção do reservatório de Porto Primavera, além dos períodos de seca, é imprescindível para manutenção da diversidade de rotíferos, pelo menos, nesses ambientes da planície de inundação do alto rio Paraná.

## **Referências Bibliográficas**

Agostinho, A. A. & M. Zalewski, 1996. A planície alagável do Alto Rio Paraná: importância e preservação. Eduem, Maringá.

Allan, J. D., 1976. Life history patterns in zooplankton. *The American Naturalist* 110: 165-180.

Alves, G. M., F. A. Lansac-Tôha, B. A. Robertson & C. C. Bonecker, 2005. Effect of the connectivity on the diversity and abundance of cladoceran assemblages in lagoons of the Upper Paraná River floodplain. *Acta Limnologica Brasiliensia* 17: 317-327.

Amoros, C. & A. L. Roux, 1988. Interaction between waterbodies within the floodplain of large rivers: function and development of connectivity. *Munstersche Geographische Arbeiten* 29: 125-130.

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

Armengol, J., 1980. Colonización de los embalses español por crustáceos planctónicos y evolución de la estructura de sus comunidades. *Oecologia Aquatica* 4: 45-70.

Astlz, S. & H. Alvarez, 1998. El zooplancton en el alto y medio río Orinoco, Venezuela. *Acta Científica Venezolana* 49: 5-18.

Barbosa, F. A. R., F. V. Villarte, J. F. G. Serudo, G. P. C. P. Renault, P. M. Maia-Barbosa, R. M. Menéndez, M. C. F. Pereira & J. A. Vianna, 1999. Water quality, zooplankton and macroinvertebrates of the rio Tahuamanu and the rio Nareuda. In Chernoff, B. & P. W. Willink (eds), *A biological Assessment of the Aquatic Ecosystems of the Upper Río Orthon Basin*, Pando, Bolivia: 27-34.

Bonecker, C. C., F. A. Lansac-Tôha, L. M. Bini & L. F. M. Velho, 2002. Daily fluctuation in rotifer population abundance in two environments of the Upper Paraná river floodplain, Brazil. *Amazoniana* XVII: 139-151.

Bonecker, C. C., F. A. Lansac-Tôha & D. C. Rossa, 1998. Planktonic and non-planktonic rotifers in two environments of the Upper Paraná River floodplain, State of Mato Grosso do Sul, Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology* 41: 447-456.  
Bonecker, C. C. & F. A. Lansac-Tôha, 1996. Community structure of rotifers in two environments of the high river Paraná floodplain (MS), Brazil. *Hydrobiologia* 325: 137-150.

Bonecker, C. C., F. A. Lansac-Tôha & A. Staub, 1994. Qualitative study of rotifers in different environments of the High Paraná river floodplain (MS), Brazil. *Unimar* 16: 1-16.

Bottrell, H. H., A. Duncan, Z. Gliwicz, E. Grygierek, A. Herzig, A. Hillbricht-Ilkowska, H. Kurasawa, P. Larsson & T. Weglenska, 1976. A review of some problems in zooplankton production studies. *Norwegian Journal of Zoology* 24: 419-456.

Casanova, S. M. C. 2005. Análise da estrutura da comunidade zooplanctônica na região de desembocadura do rio Parapanema na represa de Jurumirim (SP), com ênfase na dinâmica populacional de Rotifera. Tese de Doutorado, Universidade Estadual Paulista, Botucatu.

Corrales de Jacobo, M. A., 1979. Contribución al conocimiento del zooplancton del Alto Paraná. *Ecosur* 6: 185-205.

Dabés, M. B. G. S., 1995. Composição e descrição do zooplâncton de 5 (cinco) lagoas marginais do rio São Francisco, Pirapora/ Três Marias/ Minas Gerais/ Brasil. *Revista Brasileira de Biologia* 55: 831-845.

Dajoz, R., 2005. *Princípios de ecologia*. 7<sup>th</sup>. Ed. Artmed Editora S. A., Porto Alegre.



- De Smet, W. H., 1996. Rotifera: The Proalidae (Monogononta). (Guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world: Vol. 4). - SPB Academics, The Hague.
- De Smet, W. H., 1997. Rotifera: The Dicranophoridae (Monogononta): vol. I. (Guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world: Vol. 5). - SPB Academics, The Hague.
- Duggan, I. C., J. D. Green, K. Thompson & R. J. Shiel, 1998. Rotifers in relation to littoral ecotone structure in Lake Rotomanuka, North Island, New Zealand. *Hydrobiologia* 387/388: 179-197.
- Duncan, R. P., 1993. Flood disturbance and the coexistence of species in a lowland podocarp forest, South Westland, New Zealand. *Journal of Ecology* 81: 403-416.
- Frutos, S. M., 1998. Densidad y diversidad del zooplancton en los ríos Salado y Negro - planicie del río Paraná - Argentina. *Revista Brasileira de Biologia* 58: 431-444.
- Garcia, A. P. P., F. A. Lansac-Tôha & C. C. Bonecker, 1998. Species composition and abundance of rotifers in different environments of the floodplain of the upper Paraná river, Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia* 15: 327-343.
- Green, J., 1972. Freshwater ecology in the Mato Grosso, Central Brazil. III. Associations of Rotifera in meander lakes of the rio Suiá Missú. *Journal of Natural History* 6: 220-241.
- Hardy, E. R., 1980. Composição do zooplâncton em cinco lagos da Amazonia Central. *Acta Amazonica* 10: 577-609.
- Iversen, T. M., J. Thorup, T. Hansen, J. Lodal & J. Olesen, 1985. Quantitative estimates and community structure of invertebrates in a macrophytes rich stream. *Achiv fur Hydrobiologie* 102: 291-301.
- Jongman, R. H. G., C. J. F. Terbraak & G. F. R. Van Tongeren, 1995. Data analysis in community and landscape ecology. Cambridge University Press, New York.
- José de Paggi, S., 1977. First observations on longitudinal succession of zooplankton in the main course of the Paraná river between Santa Fe and Buenos Aires harbour. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 13: 143-156.
- José de Paggi, S., 1989. Rotíferos de algunas provincias del noroeste argentino. *Revue d'Hydrobiologie Tropicale* 22: 223-238.
- Junk, W. J., P. B. Bayley & R. E. Sparks, 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences* 106: 110-127.
- Koste, W., 1972. Rotatorien aus Gewassen Amazoniens. *Amazoniana* 3: 258-505.
- Koste, W., 1978. Rotatoria die Rädertiere Mitteleuropas begründet von Max Voight. Monogononta. Berlin.
- Lansac-Tôha, F. A., L. F. M. Velho & C. C. Bonecker, 2003. Influência de macrófitas aquáticas sobre a estrutura da comunidade zooplanctônica. In: Thomaz, S. M. & L. M. Bini (eds), *Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas*. Eduem, Maringá: 231-242.

Lansac-Tôha, F. A., C. C. Bonecker & L. F. M. Velho, 2004. Composition, species richness and abundance of the zooplankton community. In Thomaz, S. M., A. A. Agostinho & N. S. Hahn (eds), *The Upper Paraná River and its floodplain: physical aspects, ecology and conservation*. Backhuys Publishers, Leiden: 145-190.

MacCune, B. & M. J. Mefford, 1995. PC-ORD. Multivariate analysis of ecological data, version 2.0. MJM Software Design Gleneden Blach, Oregon.

Martinez, J. C. C., A. Canesin & Bonecker, C. C., 2000. Species composition of rotifers in different habitats of an artificial lake, Mato Grosso do Sul State, Brazil. *Acta Scientiarum* 22: 343-346.

Martinez, J. C. C., 1998. Rotíferos de um lago do município de Dourados-MS. Monografia, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande.

Martins, G. M. & R. Henry, 2004. Composição e abundância do zooplâncton em três lagoas laterais ao rio Parapanema na zona de sua desembocadura na represa de Jurumirim (São Paulo). In Chellappa, N. T., S. Chellappa & J. Z. O. Passavante (eds), *Ecologia Aquática Tropical*. Os editores, Natal: 53-72.

Neves, I. F., O. Rocha, F. Roche & A. A. Pinto, 2003. Zooplankton community structure of two marginal lakes of the river Cuiabá (Mato Grosso, Brazil) with analysis of Rotifera and Cladocera diversity. *Brazilian Journal of Biology*. 63: 329-343.

Nogrady, T. 1993. Rotifera. (Guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world: Vol. 4). SPB Academics, The Hague.

Nogrady, T. & R. Pourriot, 1995. Rotifera: The Notommatidae. (Guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world: Vol. 3). - SPB Academics, The Hague.

Nogrady, T. & H. Segers, 2002. Rotifera: Asplanchnidae, Gastropodidae, Lindiidae, Microcodidae, Synchaetidae, Trochosphaeridae and Filinia. (Guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world: Vol. 6). - SPB Academics, The Hague.

Paggi, J. C. & S. José de Paggi, 1990. Zooplâncton de ambientes lóticos e lênticos do rio Paraná Médio. *Acta Limnologica Brasiliensia* 3: 685-719.

Pennak, R. W., 1978. *Freshwater invertebrates of the United States – Second edition*. John Wiley & Sons, New York.

Petts, G. E. & C. Amoros, 1996. *Fluvial Hydrosystems*. Chapman & Hall, London.

Pielou, E. C., 1966. The measurement of diversity in different types of biological collections. *Journal of Theoretical Biology* 13: 131-144.

Pourriot, R., 1997. Rotifera: The Ituridae (Guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world: Vol. 5). - SPB Academics, The Hague.

Ricklefs, R. E. & D. Schluter, 1993. *Species diversity in ecological communities. historical and geographical perspectives*. The University of Chicago Press, Chicago and London.

Robertson, B. A. & E. R. Hardy, 1984. Zooplankton of Amazonian lakes and rivers. In Sioli, H. (ed), The Amazon. Limnology and landscape ecology of a might tropical river and its basin. Junk publishers, Dordrecht: 337-352.

Rocha, R. R. A. & S. M. Thomaz, 2004. Variação temporal de fatores limnológicos em ambientes da planície de inundação do alto rio Paraná (PR/MS-Brasil). *Acta Scientiarum* 26: 261-271.

Rossa, D. C. & C. C. Bonecker, 2003. Abundance of planktonic and non-planktonic rotifers in lagoons of the Upper Paraná River floodplain. *Amazoniana*, XVII: 567-581.

Sanders, H. L., 1969. Benthic marine diversity and stability-time hypothesis. *Brookhaven Symposium of Biology* 22: 71-81.

Scheffer, M., 1999. The effect of aquatic vegetation on turbidity: how important are the filter-feeders? *Hydrobiologia* 409: 307-316.

Segers, H., 1995. Rotifera. The Lecanidae (Monogononta). Amsterdã: SPB Academics. (Guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world: Vol 2). – SPB Academics, The Hague.

Sendacz, S., 1997. Zooplankton studies of floodplain lakes of the upper Paraná river, São Paulo State, Brazil. *Verhandlung Internationale Vereinigung für theoretisch und angewandte Limnologie* 26: 621-627.

Serafim, M. Jr., 1997. Heterogeneidade espacial e temporal da comunidade zooplanctônica do sistema rio Ivinhema-lagoa dos Patos, planície de inundação do alto rio Paraná (MS). Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual de Maringá, Maringá.

Shannon, C. E. & W. Weaver, 1949. The mathematical theory of communication. University of Illinois press, Urbana.

Sokal, R. R. & R. J. Rohlf, 1981. *Biometry*. 2<sup>nd</sup>. Ed. W. H. Freeman and Company, New York.

Souza-Filho, E. E., 1993. Aspectos da geologia e estatigrafia dos depósitos sedimentares do rio Paraná no segmento entre Porto Primavera(MS) e Guaíra (PR). Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo, São Paulo.

Stansfield, J. H., M. R. Perrow, L. D. Tench, A. J. D. Jowitt & A. A. L. Taylor, 1997. Submerged macrophytes as refuges for grazing Cladocera against fish predation: observations on seasonal changes in relation to macrophyte cover and predation pressure. *Hydrobiologia* 342/343: 229-240.

Stevaux, J. C., 1994. Geomorfologia, sedimentologia e paleoclimatologia do alto curso do rio Paraná (Porto Rico, PR). *Boletim Paranaense de Geociências* 42: 97-112.

Statsoft Inc., 2005. Tulsa: Statistica. 3v.

Thomaz, S. M., L. M. Bini & R. L. Bozelli, in press. Floods increase similarity among aquatic habitats in river-floodplain systems. *Hydrobiologia*.

- Thomaz, S. M., F. A. Lansac-Tôha, M. C. Roberto, F. A. Esteves & A. F. Lima, 1992. Seasonal variations of some limnological factors of lagoa do Guaraná, a várzea lake of the High Rio Paraná, State of Mato Grosso do Sul, Brazil. *Revue d'Hydrobiologie Tropicale* 25: 269-276.
- Thomaz, S. M., M. C. Roberto & F. A. Lansac-Tôha, F. A. Esteves & A. F. Lima, 1991. Dinâmica temporal dos principais fatores limnológicos do rio Baía-planície de inundação do alto rio Paraná-MS, Brasil. *Unimar*, 13: 299-312.
- Thomaz, S. M., R. R. A. Rocha, A. M. Santos, T. A. Pagioro, S. A. Pierini & G. Pereira, 2000. Fatores limnológicos. In Agostinho, A. A., K. Nakatani, R. R. Antonio, F. C. Zavadski, S. M. Thomaz, H. F. Júlio Jr, K. D. G. Luz & J. L. L. Pereira (eds), Área de pesquisas ecológicas de longa duração: Programa PELD/CNPq. Relatório técnico 2000. A planície de inundação do Alto rio Paraná. EDUEM, Maringá: 77-86.
- Tockner, K., F. Schiemer, C. Baumgartner, G. Kum, E. Weigand, I. Zweimuller & J. V. Ward, 1999. The Danube restoration project: Species diversity patterns across connectivity gradients in the floodplain system. *Regulated Rivers: Research and Management* 15: 245-258.
- Vásquez, E. & J. Rey, 1989. A longitudinal study of zooplankton along the lower Orinoco river and its delta (Venezuela). *Annales de Limnologie* 25: 107-120.
- Velho, L. F. M., L. M. Bini & F. A. Lansac-Tôha, 2004. Testate amoeba (Rhizopoda) diversity in plankton of the Upper Paraná River floodplain, Brazil. *Hydrobiologia* 523: 103-111.
- Veríssimo, S., 1994. Variações na composição da ictiofauna em três lagoas sazonalmente isoladas, na planície de inundação do alto rio Paraná, Ilha Porto Rico, Brasil. Dissertação de mestrado, Universidade Federal de São Carlos. São Carlos.
- Ward, J. V., 1989. Riverine-wetland interactions. In Sharitz, R. R. & J. W. Gibbons (eds), *Fresh-Water Wetlands and Wildlife*. DOE Symposium Series, Oak Ridge: 385-400.
- Ward, J. V. & J. A. Stanford, 1995b. Ecological connectivity in alluvial river ecosystems and its disruption by flow regulation. *Regulated Rivers: Research and Management* 11: 105-119.
- Ward, J. V., G. Bretschko, M. Brunke, D. Danielopol, J. Gibert, T. Gonser & A. G. Hildrew, 1998. The boundaries of river systems: the metazoan perspective. *Freshwater Biology* 40: 531-569.
- Ward, J. V., K. Tockner & F. Schiemer, 1999. Biodiversity of floodplain river ecosystems: Ecotones and connectivity. *Regulated Rivers: Research and Management* 15: 125-139.
- Whittaker, R. M., 1960. Vegetation of the Siskiyou Mountains. Oregon and California. *Ecological Monographs* 30: 151-158.

Anexo 1 – Riqueza (S), abundância, diversidade específica (H') e equitabilidade (E) da assembléia de rotíferos registradas nas distintas regiões (Pelágica e Litorânea) dos seis ambientes estudados (LA=Lagoa Aberta; LF=Lagoa Fechada; R=Rio), durante os anos de 2000 e 2003.

Anos	Mês	Ambientes		Região	S	Abundância		H'	E
		Código	Nome			ind m <sup>-3</sup>	log ind m <sup>-3</sup>		
2000	Fevereiro	LA	L. Guaraná	Pelágica	20	5444	8,602	1,965	0,656
2000	Maio	LA	L. Guaraná	Pelágica	13	19147	9,860	2,077	0,810
2000	Agosto	LA	L. Guaraná	Pelágica	28	3615	8,193	2,856	0,857
2000	Novembro	LA	L. Guaraná	Pelágica	25	3034	8,018	2,891	0,898
2000	Fevereiro	LA	L. Patos	Pelágica	12	53779	10,893	1,131	0,455
2000	Maio	LA	L. Patos	Pelágica	24	5294	8,574	2,461	0,774
2000	Agosto	LA	L. Patos	Pelágica	10	32834	10,399	1,726	0,749
2000	Novembro	LA	L. Patos	Pelágica	25	5150	8,547	2,940	0,913
2000	Maio	LA	L. Guaraná	Litorânea	40	40604	10,612	2,212	0,600
2000	Agosto	LA	L. Guaraná	Litorânea	31	10970	9,303	1,511	0,440
2000	Novembro	LA	L. Guaraná	Litorânea	47	12316	9,419	2,517	0,654
2000	Fevereiro	LA	L. Patos	Litorânea	23	53945	10,896	1,275	0,407
2000	Maio	LA	L. Patos	Litorânea	35	4247	8,354	2,059	0,579
2000	Agosto	LA	L. Patos	Litorânea	27	37610	10,535	1,698	0,515
2000	Novembro	LA	L. Patos	Litorânea	36	45584	10,727	2,252	0,628
2000	Fevereiro	LF	L. Fechada	Pelágica	17	76556	11,246	1,850	0,653
2000	Maio	LF	L. Fechada	Pelágica	17	200248	12,207	0,847	0,299
2000	Agosto	LF	L. Fechada	Pelágica	21	9559	9,165	2,079	0,683
2000	Novembro	LF	L. Fechada	Pelágica	25	14612	9,590	1,359	0,422
2000	Fevereiro	LF	L. Ventura	Pelágica	21	11925	9,386	1,965	0,645
2000	Maio	LF	L. Ventura	Pelágica	17	5349	8,585	1,798	0,635
2000	Agosto	LF	L. Ventura	Pelágica	11	21028	9,954	0,319	0,133
2000	Novembro	LF	L. Ventura	Pelágica	15	2700	7,901	1,824	0,674
2000	Fevereiro	LF	L. Fechada	Litorânea	41	22137	10,005	1,844	0,497
2000	Maio	LF	L. Fechada	Litorânea	31	217768	12,291	1,945	0,566
2000	Agosto	LF	L. Fechada	Litorânea	28	18576	9,830	2,321	0,697

## Anexo 1. continuação

2000	Novembro	LF	L. Fechada	Litorânea	30	136787	11,826	1,800	0,529
2000	Maio	LF	L. Ventura	Litorânea	13	26503	10,185	1,001	0,390
2000	Agosto	LF	L. Ventura	Litorânea	12	4851	8,487	0,757	0,305
2000	Fevereiro	R	R. Baía	Pelágica	26	30334	10,320	1,241	0,381
2000	Maio	R	R. Baía	Pelágica	15	6578	8,792	1,814	0,670
2000	Agosto	R	R. Baía	Pelágica	18	1948	7,575	1,757	0,608
2000	Novembro	R	R. Baía	Pelágica	13	10102	9,220	1,554	0,606
2000	Fevereiro	R	R. Ivinheima	Pelágica	21	12362	9,422	2,629	0,863
2000	Maio	R	R. Ivinheima	Pelágica	12	1506	7,317	1,170	0,471
2000	Agosto	R	R. Ivinheima	Pelágica	24	510	6,234	2,770	0,872
2000	Novembro	R	R. Ivinheima	Pelágica	10	242	5,490	2,011	0,874
2000	Fevereiro	R	R. Baía	Litorânea	45	17045	9,744	2,760	0,725
2000	Maio	R	R. Baía	Litorânea	38	3566	8,179	3,216	0,884
2000	Agosto	R	R. Baía	Litorânea	55	9774	9,188	1,911	0,477
2000	Novembro	R	R. Baía	Litorânea	32	3498	8,160	3,077	0,888
2000	Fevereiro	R	R. Ivinheima	Litorânea	40	481	6,176	3,045	0,825
2000	Maio	R	R. Ivinheima	Litorânea	29	626	6,439	2,798	0,831
2000	Agosto	R	R. Ivinheima	Litorânea	18	2542	7,841	1,123	0,388
2000	Novembro	R	R. Ivinheima	Litorânea	25	211	5,354	2,870	0,891
2003	Março	LA	L. Guaraná	Pelágica	46	6464	8,774	1,733	0,453
2003	Setembro	LA	L. Guaraná	Pelágica	30	35143	10,467	1,489	0,438
2003	Março	LA	L. Patos	Pelágica	24	17870	9,791	2,029	0,639
2003	Setembro	LA	L. Patos	Pelágica	23	29203	10,282	2,336	0,745
2003	Março	LA	L. Guaraná	Litorânea	35	14994	9,615	2,683	0,755
2003	Setembro	LA	L. Guaraná	Litorânea	48	112159	11,628	1,879	0,485
2003	Março	LA	L. Patos	Litorânea	22	16171	9,691	1,871	0,605
2003	Março	LF	L. Fechada	Pelágica	40	66154	11,100	2,534	0,687
2003	Setembro	LF	L. Fechada	Pelágica	29	91395	11,423	1,455	0,432
2003	Março	LF	L. Ventura	Pelágica	27	22819	10,035	1,959	0,594
2003	Setembro	LF	L. Ventura	Pelágica	16	18837	9,844	1,493	0,539
2003	Março	LF	L. Fechada	Litorânea	28	2857	7,958	2,046	0,614

## Anexo 1. continuação.

2003	Setembro	LF	L. Fechada	Litorânea	26	419699	12,947	1,709	0,525
2003	Março	LF	L. Ventura	Litorânea	32	29687	10,298	1,113	0,321
2003	Setembro	LF	L. Ventura	Litorânea	18	11945	9,388	1,566	0,542
2003	Março	R	R. Baía	Pelágica	38	4469	8,405	2,110	0,580
2003	Setembro	R	R. Baía	Pelágica	23	32398	10,386	2,247	0,717
2003	Março	R	R. Ivinheima	Pelágica	41	16584	9,716	1,184	0,319
2003	Setembro	R	R. Ivinheima	Pelágica	28	9045	9,110	2,415	0,725
2003	Março	R	R. Baía	Litorânea	36	50362	10,827	1,269	0,354
2003	Setembro	R	R. Baía	Litorânea	45	29280	10,285	2,352	0,618
2003	Março	R	R. Ivinheima	Litorânea	46	6858	8,833	2,434	0,636
2003	Setembro	R	R. Ivinheima	Litorânea	44	443	6,093	3,246	0,858

Anexo 2 – Valores de temperatura da água (T), condutividade elétrica (CE), pH, oxigênio dissolvido (OD) registrados nas distintas regiões dos seis ambientes estudados (LA=Lagoa Aberta; LF=Lagoa Fechada; R=Rio), durante os anos de 2000 e 2003 (\* dados não obtidos) (Roberto, com. pess.).

Ano	mês	Ambiente	Tipo	Região	T (°C)	CE ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ )	pH	OD ( $\text{mg L}^{-1}$ )
2000	Fevereiro	L. Guaraná	LA	Pelágica	25,80	45,00	5,64	1,00
2000	Fevereiro	L. Guaraná	LA	Litorânea	26,70	47,00	5,70	2,17
2000	Março	L. Guaraná	LA	Pelágica	22,80	38,00	6,26	5,75
2000	Março	L. Guaraná	LA	Litorânea	23,00	35,00	6,24	6,50
2000	Abril	L. Guaraná	LA	Pelágica	18,00	36,20	6,16	6,82
2000	Abril	L. Guaraná	LA	Litorânea	17,80	34,10	6,20	5,80
2000	Novembro	L. Guaraná	LA	Pelágica	27,20	35,60	6,01	3,67
2000	Novembro	L. Guaraná	LA	Litorânea	28,80	34,80	5,97	3,90
2000	Fevereiro	L.Fechada	LF	Pelágica	26,30	23,00	6,22	3,92
2000	Fevereiro	L.Fechada	LF	Litorânea	28,60	24,00	6,16	5,60
2000	Março	L.Fechada	LF	Pelágica	21,50	27,50	6,61	6,98
2000	Março	L.Fechada	LF	Litorânea	21,80	27,80	6,58	6,98
2000	Abril	L.Fechada	LF	Pelágica	18,90	25,80	7,68	9,67
2000	Abril	L.Fechada	LF	Litorânea	21,30	24,00	8,28	10,63
2000	Novembro	L.Fechada	LF	Pelágica	27,10	27,80	5,85	4,02
2000	Novembro	L.Fechada	LF	Litorânea	27,90	27,40	5,95	4,86
2000	Fevereiro	R.Baía	R	Pelágica	26,50	32,00	6,86	7,10
2000	Fevereiro	R.Baía	R	Litorânea	27,20	29,00	6,46	7,30
2000	Março	R.Baía	R	Pelágica	23,70	35,00	6,97	8,18
2000	Março	R.Baía	R	Litorânea	25,60	35,00	6,75	8,09
2000	Abril	R.Baía	R	Pelágica	18,10	32,30	6,51	8,18
2000	Abril	R.Baía	R	Litorânea	18,30	30,80	6,20	8,37
2000	Novembro	R.Baía	R	Pelágica	26,90	28,00	6,13	5,14
2000	Novembro	R.Baía	R	Litorânea	22,70	27,90	6,71	6,39
2000	Fevereiro	L.Patos	LA	Pelágica	26,40	33,00	6,34	5,43
2000	Fevereiro	L.Patos	LA	Litorânea	26,40	34,00	6,12	5,35
2000	Março	L.Patos	LA	Pelágica	24,20	49,00	6,33	7,90
2000	Março	L.Patos	LA	Litorânea	24,10	48,00	6,47	7,77
2000	Abril	L.Patos	LA	Pelágica	16,90	3,90	6,41	5,21
2000	Abril	L.Patos	LA	Litorânea	17,80	37,80	6,43	6,96
2000	Novembro	L.Patos	LA	Pelágica	26,30	50,00	7,28	5,30
2000	Novembro	L.Patos	LA	Litorânea	26,40	54,00	8,28	5,97
2000	Fevereiro	L.Ventura	LF	Pelágica	25,30	38,00	6,80	6,35
2000	Fevereiro	L.Ventura	LF	Litorânea	25,70	38,00	6,54	5,93
2000	Março	L.Ventura	LF	Pelágica	23,80	50,00	6,85	6,44
2000	Março	L.Ventura	LF	Litorânea	23,90	51,00	6,68	6,38
2000	Abril	L.Ventura	LF	Pelágica	17,60	46,10	6,82	7,40
2000	Abril	L.Ventura	LF	Litorânea	17,10	45,60	7,00	6,14
2000	Novembro	L.Ventura	LF	Pelágica	27,40	43,70	6,56	6,40
2000	Novembro	L.Ventura	LF	Litorânea	25,80	44,70	6,13	5,01
2000	Fevereiro	R.Ivinheima	R	Pelágica	26,80	39,00	6,77	6,95
2000	Fevereiro	R.Ivinheima	R	Litorânea	26,70	39,00	6,53	6,28
2000	Março	R.Ivinheima	R	Pelágica	24,20	44,00	7,14	8,40
2000	Março	R.Ivinheima	R	Litorânea	24,20	44,00	6,99	8,55
2000	Abril	R.Ivinheima	R	Pelágica	18,00	40,90	6,46	8,34
2000	Abril	R.Ivinheima	R	Litorânea	18,20	42,70	6,86	7,46
2000	Novembro	R.Ivinheima	R	Pelágica	26,20	44,00	6,81	6,78
2000	Novembro	R.Ivinheima	R	Litorânea	26,40	43,00	6,83	6,34



## Anexo 2. continuação

2003	Março	L.Guaraná	LA	Pelágica	29,80	25,60	5.83	1.12
2003	Março	L.Guaraná	LA	Litorânea	29,50	26,20	5.4	0.56
2003	Setembro	L.Guaraná	LA	Pelágica	20,10	33,60	6.41	7.08
2003	Setembro	L.Guaraná	LA	Litorânea	*	*	*	*
2003	Março	L.Fechada	LF	Pelágica	28,90	31,20	5.76	0.66
2003	Março	L.Fechada	LF	Litorânea	29,10	31,90	5.75	0.66
2003	Setembro	L.Fechada	LF	Pelágica	20,10	26,40	6.35	7,00
2003	Setembro	L.Fechada	LF	Litorânea	*	*	*	*
2003	Março	R.Baía	R	Pelágica	29,80	27,40	5.93	1.84
2003	Março	R.Baía	R	Litorânea	29,50	23,90	5.61	2.07
2003	Setembro	R.Baía	R	Pelágica	20,30	27,70	7.19	8.78
2003	Setembro	R.Baía	R	Litorânea	*	*	*	*
2003	Março	L.Patos	LA	Pelágica	29,40	40,40	6.11	0.41
2003	Março	L.Patos	LA	Litorânea	30,50	41,90	6.04	0.69
2003	Setembro	L.Patos	LA	Pelágica	20,70	32,90	7.32	8.29
2003	Setembro	L.Patos	LA	Litorânea	*	*	*	*
2003	Março	L.Ventura	LF	Pelágica	32,30	49,00	6.17	4.01
2003	Março	L.Ventura	LF	Litorânea	32,20	52,10	6.61	4,00
2003	Setembro	L.Ventura	LF	Pelágica	19,40	40,40	7.25	8.13
2003	Setembro	L.Ventura	LF	Litorânea	*	*	*	*
2003	Março	R.Ivinheima	R	Pelágica	30,70	48,90	6.66	5.83
2003	Março	R.Ivinheima	R	Litorânea	30,80	48,90	7.06	5.41
2003	Setembro	R.Ivinheima	R	Pelágica	17,70	41,70	7.42	8.6
2003	Setembro	R.Ivinheima	R	Litorânea	*	*	*	*

# Livros Grátis

( <http://www.livrosgratis.com.br> )

Milhares de Livros para Download:

[Baixar livros de Administração](#)

[Baixar livros de Agronomia](#)

[Baixar livros de Arquitetura](#)

[Baixar livros de Artes](#)

[Baixar livros de Astronomia](#)

[Baixar livros de Biologia Geral](#)

[Baixar livros de Ciência da Computação](#)

[Baixar livros de Ciência da Informação](#)

[Baixar livros de Ciência Política](#)

[Baixar livros de Ciências da Saúde](#)

[Baixar livros de Comunicação](#)

[Baixar livros do Conselho Nacional de Educação - CNE](#)

[Baixar livros de Defesa civil](#)

[Baixar livros de Direito](#)

[Baixar livros de Direitos humanos](#)

[Baixar livros de Economia](#)

[Baixar livros de Economia Doméstica](#)

[Baixar livros de Educação](#)

[Baixar livros de Educação - Trânsito](#)

[Baixar livros de Educação Física](#)

[Baixar livros de Engenharia Aeroespacial](#)

[Baixar livros de Farmácia](#)

[Baixar livros de Filosofia](#)

[Baixar livros de Física](#)

[Baixar livros de Geociências](#)

[Baixar livros de Geografia](#)

[Baixar livros de História](#)

[Baixar livros de Línguas](#)

[Baixar livros de Literatura](#)  
[Baixar livros de Literatura de Cordel](#)  
[Baixar livros de Literatura Infantil](#)  
[Baixar livros de Matemática](#)  
[Baixar livros de Medicina](#)  
[Baixar livros de Medicina Veterinária](#)  
[Baixar livros de Meio Ambiente](#)  
[Baixar livros de Meteorologia](#)  
[Baixar Monografias e TCC](#)  
[Baixar livros Multidisciplinar](#)  
[Baixar livros de Música](#)  
[Baixar livros de Psicologia](#)  
[Baixar livros de Química](#)  
[Baixar livros de Saúde Coletiva](#)  
[Baixar livros de Serviço Social](#)  
[Baixar livros de Sociologia](#)  
[Baixar livros de Teologia](#)  
[Baixar livros de Trabalho](#)  
[Baixar livros de Turismo](#)